



# Mesures compensatoires et correctives liées à la destruction de zones humides

*Revue bibliographique et  
analyse critique des méthodes*

*Rapport final*

*Geneviève BARNAUD, Bastien COÏC  
Service du Patrimoine Naturel - MNHN*

*Septembre 2011*

## Contexte de programmation et de réalisation

---

Définitions de notions clés, analyse bibliographique des méthodes et techniques afin de cerner le champ de la compensation de perte de zones humides suite à des aménagements. Ces éléments viennent en appui aux SDAGE ayant mis en avant la nécessité de restaurer les fonctionnalités des milieux aquatiques et humides ainsi qu'à la gestion des zones humides dans les dossiers loi sur l'eau.

Ce rapport s'intègre dans un ensemble comprenant deux autres études à venir :

- (1) synthèse critique des méthodes d'évaluation des fonctions écologiques des zones humides ;
- (2) co-construction d'une grille de lecture des mesures compensatoires, pour aider l'expertise des dossiers d'incidences par les agents de l'Onema.

## Les auteurs

---

*Geneviève Barnaud*  
Professeuse du Muséum National d'Histoire Naturelle  
*barnaud@mnhn.fr*  
36 rue Geoffroy St Hilaire, 75005 PARIS

*Bastien Coïc*  
Chargé d'études « Zones Humides »  
*coic@mnhn.fr*  
36 rue Geoffroy St Hilaire, 75005 PARIS

## Les correspondants

---

Onema : *Véronique NICOLAS*, Direction de l'action scientifique et technique (DAST),  
*veronique.nicolas@onema.fr*

Droits d'usage :	<i>Accès libre</i>
Couverture géographique :	<i>Internationale</i>
Niveau géographique :	<i>Mondial</i>
Niveau de lecture :	<i>Professionnels, experts</i>
Nature de la ressource :	<i>Articles scientifiques, rapports, guides, page internet, document, multimédia, base de données, notice, tableau de données, ressources juridiques, logiciels</i>

## Remerciements

A Véronique NICOLAS (DAST Onema), Pierre CAESSTEKER (DCUAT Onema), Emmanuel PEREZ (DIR Est Onema) et Claudia ETCHECOPAR ETCHART (Stagiaire DIR Est ONEMA) pour leur participation au comité de pilotage de l'étude, pour leurs remarques et conseils avisés. Katia Herard (SPN MNHN) pour sa patience et son implication dans le déroulement de l'étude.

## Citation

Barnaud, G. & Coïc, B. 2011. Mesures compensatoires et correctives liées à la destruction des zones humides : revue bibliographique et analyse critique des méthodes. Convention ONEMA – MNHN, 104 p.

*Mesures compensatoires et correctrices liées à la destruction de zones humides*  
Rapport final  
Geneviève Barnaud, Bastien Coïc

## SOMMAIRE

Résumé.....	7
Introduction .....	9
<b>A/ La toile de fond des opérations de compensation-mitigation .....</b>	<b>11</b>
1. Compensation, mitigation, fonctions, services .....	11
Ce que c'est, ce que ce n'est pas .....	11
Banques, crédits, équivalences .....	12
Sans oublier, les expressions de l'évaluation des services écosystémiques .....	15
2. Ressource en eau et zones humides.....	16
Les principales fonctions écologiques des zones humides .....	16
Les fonctions écologiques-hydrologiques et la gestion de l'eau .....	17
Fonctions hydrologiques, la rétention des écoulements et des eaux de submersion	17
Fonctions biogéochimiques, la transformation de nutriments et polluants .....	20
Le passage des fonctions écologiques aux services écosystémiques.....	23
Des services en appui à la gestion de la ressource en l'eau .....	24
Le rôle d'éponge », de « réservoir » ou service de régulation des crues .....	24
La recharge des nappes.....	26
Le rôle de « filtre » ou le service de piégeage des matières en suspension .....	27
Le rôle de « rein », ou le service d'épuration, de décontamination de l'eau .....	28
Liens et rétroactions entre les services « eau » et les services « biodiversité » .....	31
3. Prescriptions relatives aux mesures de compensation « zones humides » en France.	33
Exigences de la DCE (2000) et de la LEMA (2006) .....	33
Les travaux en cours sur les compensations en zones humides.....	35
4. Compensation « biodiversité » <i>sensu lato</i> en France.....	36
Positions officielles .....	36
Points de vue de gestionnaires de la nature .....	38
5. Place de la compensation dans la logique des études d'impact .....	39
<b>B/ Panorama international des démarches de compensation .....</b>	<b>41</b>
1. Qu'en est-il ailleurs? .....	41
Les mesures de compensation vues d'Europe.....	41
Allemagne, un programme évolutif.....	43
Royaume-Uni, de grandes ambitions .....	43
Pays-Bas, les grands projets mis en avant.....	45
Suède, un réveil tardif .....	45
Espagne, un problème de confusion entre atténuation et compensation.....	46
La Suisse, une politique de compensation des paysages .....	46
Focus sur les espèces prestigieuses .....	47
L'Australie et le <i>Bio-Banking</i> de nature « indigène » .....	48
2. Zoom sur une expérience de près de 40 ans, le parcours étatsunien .....	49
Les principes fondamentaux .....	50
Un slogan « <i>No net loss</i> » de zones humides .....	50
Un plan fédéral pour la mitigation des zones humides .....	52
Une politique fédérale, des déclinaisons par Etat.....	54
Les catégories de mesures de mitigation-compensation et les règles basiques.....	54

Quelle situation sur le terrain pour les banques de mitigation? .....	57
Quelques recommandations exploratoires .....	59
La compensation d'actifs naturels, une problématique en pleine évolution .....	60
<b>C/ Etat de l'art des méthodes de compensation des zones humides .....</b>	<b>61</b>
1. Analyse des méthodes .....	64
2. Des démarches adoptées en Amérique du Nord et en Europe .....	65
La procédure étatsunienne .....	65
<i>Mitigation banking</i> (banque de compensation) .....	66
<i>Permitte responsible compensation</i> (autorisation ou permis individuel) .....	68
<i>In-lieu-fee mitigation</i> (rémunération de remplacement) .....	69
3. Examen de points élémentaires de la démarche .....	70
Type de compensation envisagé et implications .....	70
L'option de création .....	70
L'option de restauration .....	70
L'option d'amélioration .....	70
L'option de préservation .....	71
Calcul des ratios, vers un mètre étalon ? .....	71
Sélection du site de compensation.....	74
La compensation <i>in-situ</i> .....	74
La compensation <i>ex-situ</i> .....	74
Choix du type de zone humide.....	75
Mise en œuvre de la mesure compensatoire .....	76
Et les conséquences de l'installation d'espèces invasives .....	77
Gestion de la zone humide de compensation .....	78
Evaluation de la conformité.....	78
Suivi de la mesure compensatoire en chantier .....	78
Normes de performance.....	80
Plan de suivi post compensation .....	80
Méthode d'échantillonnage.....	80
Période de suivi.....	80
<b>D/ Conclusions et perspectives .....</b>	<b>81</b>
Références bibliographiques .....	84
<b>Annexes</b>	
Annexe 1 : Les principes de compensation « biodiversité » soutenus par le BBOP (2009)	92
Annexe 2 : Une démarche canadienne adaptée aux infrastructures linéaires .....	92
Annexe 3 : Le contexte politique et réglementaire aux Etats-Unis .....	94
Annexe 4 : Méthodes d'évaluation des zones humides (habitat, fonction, valeur) .....	96
Annexe 5 : Méthodologie de classement des zones humides adoptée dans l'Etat de Washington pour appliquer l' <i>Ecology Wetland Rating System</i> .....	98
Annexe 6 : Catégories de zones humides définies dans l'Etat de Washington (Hruby, 2006) .....	100
Annexe 7 : Formule développée dans la méthode standardisée de calcul du ratio de création, restauration et amélioration de zones humides à la demande de la NOAA (King et Price, 2004, 2006) .....	101

## Encadrés

Encadré 1 : Des acceptions de plus en plus précises .....	11
Encadré 2 : Les facteurs de contrôle des fonctions écologiques intervenant sur la quantité et la qualité de l'eau (Carter, 1997) .....	22
Encadré 3 : Bilan sédimentaire d'une crue de l'Adour (Barthes) .....	27
Encadré 4 : Garde-fous d'usage .....	32
Encadré 5 : Exemple du SDAGE 2010-2015 Rhône Méditerranée (2009) .....	34
Encadré 6 : Révision des règles de la mitigation aux Etats-Unis (USACE, 2008b) .....	52
Encadré 7 : Un Etat côtier, deux territoires géographiques .....	62
Encadré 8 : Intérêt et limites des banques de compensation .....	68
Encadré 9 : Supériorité et inconvénients des initiatives individuelles .....	68
Encadré 10 : Un choix en partie délaissé .....	69
Encadré 11 : Opérationnalité des échanges calibrés .....	74
Encadré 12 : Compenser sur place ou à distance ? .....	75

## Figures

Figure 1 : Hiérarchie de la compensation-mitigation (BBOP, 2009)	
Figure 2 : Les fonctions majeures des milieux humides, leurs effets et leur perception par les sociétés (Barnaud et Fustec, 2007).	
Figure 3 : Évolution du stockage de l'eau dans un milieu humide lors d'une crue à partir des hydrogrammes obtenus en entrée et en sortie du milieu (Barnaud et Fustec, 2007).	
Figure 4 : Variation saisonnière de la capacité de stockage et de l'évapotranspiration dans des zones humides (Carter, 1997).	
Figure 5 : Schéma de la fonction rétention piégeage de matières en suspension rempli par des zones humides.	
Figure 6 : Le cycle de l'azote dans un milieu humide présentant un assèchement saisonnier en surface (Barnaud et Fustec, 2007).	
Figure 7 : Schéma des principaux facteurs environnementaux contrôlant les fonctions des zones humides et leurs interactions avec les perturbations anthropiques (Sheldon <i>et al.</i> , 2003).	
Figure 8 : Comparaison de 2 bassins versants, l'un avec 30% de la superficie du bassin en ZH et lacs (A) et l'autre aménagé (B) (d'après Mitsch et Gosselink, 2000).	
Figure 9 : Schéma du bilan sédimentaire d'une crue de l'Adour à l'échelle d'un tronçon de vallée inondé (06-1992).	
Figure 10 : Variations des teneurs en nitrates dans les eaux de la nappe transitant dans un milieu humide entre un coteau agricole et la Garonne (Barnaud et Fustec, 2007).	
Figure 11 : Réduction des teneurs en nitrates lors de l'écoulement à travers une roselière à <i>Phragmites australis</i> (Amoros <i>et al.</i> , 1993, d'après Klötzli, 1967).	
Figure 12 : Etapes génériques de l'évaluation environnementale (Fischer <i>et al.</i> , 2008).	
Figure 13 : L'évaluation environnementale (Morandeau et Plateau, 2010).	
Figure 14 : Application de la stratégie de gestion des zones humides dans le processus d'aide à la décision lors de l'évaluation environnementale (INR, 2007).	
Figure 15 : Chronologie des principaux facteurs stratégiques du développement de la mitigation des zones humides aux Etats-Unis (adapté de INR, 2007).	
Figure 16 : Répartition nationale des méthodes de création de crédits pour des permis individuels de compensation d'atténuation (Source: USACE FOIA 2008).	
Figure 17 : Procédure et chronologie des mesures de compensation développées par le système de banque de mitigation aux Etats-Unis (Source : D4E, Hernandez, S. Juin 2007). MB : Mitigation Bank. MBRT : Mitigation Bank Review Team.	
Figure 18 : Superficies impactées, compensées et proposées pour une mitigation par grands types de zones humides dans 60 sites de compensation sur un total de 329 projets en 2002 (Minkin et Ladd, 2003).	
Figure 19 : Processus de gestion adaptative du site (d'après Eltzinga <i>et al.</i> , 1998, <i>in</i> WSDOT, 2009).	

## Tableaux

- Tableau 1 : Terminologie liée aux textes de portée réglementaire, extrait du tableau « *Analogies de vocabulaire des mesures environnementales* » (Beauchain, 2008).
- Tableau 2 : Ratio de compensation appliqué par le CNPN selon les cas rencontrés lors de demandes de dérogation.
- Tableau 3 : Catégories et exemples de fonctions et services rendus par les zones humides (d'après Barnaud et Fustec, 2007 ; Aoubid et Gaubert, 2010).
- Tableau 4 : Extrait du tableau « *Mise en évidence du statut d'infrastructure naturelle* ». Comparaison des fonctions hydrologiques, biogéochimiques et valeurs de zones humides, des effets de leur destruction ou dégradation, et des moyens nécessaires à la réparation-compensation de certains des dommages occasionnés. (Barnaud, 1993 *in* Mermet, 1995).
- Tableau 5 : Superficie des ripisylves et des barthes (km<sup>2</sup>), quantités (tonne) de dépôts de sédiments, d'azote et de carbone organiques relevées après deux inondations (1991-1992).
- Tableau 6 : Pourcentages de rétention de plusieurs contaminants ou polluants par les milieux humides au Canada (Gabor *et al.*, 2004).
- Tableau 7 : Extrait du tableau de comparaison des valeurs obtenues sur le site du PNR avec les précédents travaux du CGDD (exprimés en euros) (Bouscasse *et al.*, 2011).
- Tableau 8 : Nombre de dossiers traités par année fiscale (2003, 2005) et superficies impactées *versus* à compenser (USACE, 2008a).
- Tableau 9 : Terminologie d'ordre scientifique et technique des 4 méthodes admises pour la délivrance de permis concernant les ressources aquatiques, zones humides incluses, aux Etats-Unis (*Final Rule: Compensatory Mitigation for Losses of Aquatic Resources*, 2008)
- Tableau 10 : Répertoire des superficies de zones humides et longueurs de cours d'eau des Etats-Unis dédiés à la compensation pendant l'année 2008 (Madsen *et al.*, 2010).
- Tableau 11 : Décompte des paiements totaux pour les zones humides et les longueurs de cours d'eau des Etats-Unis dédiés à la compensation pendant l'année 2008 (Madsen *et al.*, 2010).
- Tableau 12 : Statut des banques de mitigation zones humides et cours d'eau aux Etats-Unis en 2009 et en 2011 (Madsen *et al.*, 2010, 2011).
- Tableau 13 : Nombre de méthodes d'évaluation écologique par type d'habitat (NSP, 2004).
- Tableau 14 : Liste des méthodes d'évaluation rapide (RAM) sélectionnées selon quatre critères : utilisation pour des mesures quantitatives, rapidité de la méthode, évaluation sur site, évaluation de la validité de la méthode en elle-même (modifiée de Fennessy *et al.*, 2007 et actualisée).
- Tableau 15 : Exemple de ratios de mitigation « superficie » appliqués dans l'Etat de Washington (Whatcom County).
- Tableau 16 : Résumé des catégories d'objectifs et critères de succès utilisés (Ohio Rapid Assessment Method for Wetlands - ORAM).
- Tableau 17 : Cadre méthodologique pour identifier et évaluer les effets potentiels sur les zones humides (Noble *et al.*, 2011).

## Résumé

L'analyse des méthodes et techniques de compensation, appliquées à la suite de pertes de zones humides, a pour objectif de repérer les éléments adaptables en France métropolitaine. Une présentation du contexte global (politique, législatif, réglementaire) de mise en œuvre des mesures compensatoires de part le monde sert à comprendre la variété des approches (biodiversité, espèce, habitat). L'accent est ensuite mis sur les zones humides, les milieux aquatiques.

La majorité du corpus de textes examiné, surtout étatsuniens, fournit plutôt des préconisations vis-à-vis de la conception d'une mesure de compensation, de son application et de son évaluation. Les spécifications se trouvent dans des guides, où est précisée la manière de choisir l'option de compensation, de calculer des ratios, de sélectionner le site de substitution, de réaliser la mesure compensatoire, de la gérer et d'évaluer sa conformité. Comme souvent en écologie, il n'existe pas de méthodes standardisées permettant d'associer à une zone humide X une compensation Y, idem pour les aménagements.

Deux mécanismes « banque de compensation » ou « permis individuel » ressortent comme les meilleures, compte tenu de leurs avantages et inconvénients. Du point de vue de l'intérêt écologique, l'option restauration sur place ou à proximité fait l'unanimité, mais son implantation reste souvent simpliste et son suivi insuffisant.

Le rappel des précautions d'usage aux études d'impact, respecter la séquence Éviter/Réduire/Compenser, s'accompagne d'interrogations à propos de l'émergence des programmes fondés sur le principe du paiement des services écosystémiques et/ou l'installation de marchés de la biodiversité. Un avis commun aux experts du domaine, les mesures compensatoires sont systématiquement à considérer comme des palliatifs<sup>1</sup>.

### Mots clés (thématique et géographique)

Compensation écologique, zones humides, méthodes, France, Europe, Etats-Unis.

## Abstract

Compensation methods and techniques applied after wetland loss are analyzed in order to identify components adaptable to the Metropolitan France context. A presentation of the global background (political, legislative, regulatory) related to the implantation of compensatory measures around the world is used to understand the variety of approaches (biodiversity, species, habitat). The focus is then on wetlands and aquatic environments.

The majority of the texts examined, mainly from North America, aim rather to provide recommendations for the design of a compensation measure, its implementation and evaluation. Specifications can be found in handbooks indicating how: to choose the option of compensation, to calculate the ratios, to select the site of substitution, to apply the compensatory measures, to manage them and to assess their compliance. As often in ecology, there are no standardized methods associating a given wetland to a given compensation, ditto for the developments.

Two mechanisms "mitigation banking" or "permittee-responsible mitigation" stand out as the best, given their advantages and disadvantages. From the perspective of the ecological interest, the restoration option on site or at proximity receives unanimous backing, but its implantation is often simplistic and the monitoring is inadequate.

The precautions related to the environmental impact studies are reminded especially the respect for the sequence: avoidance, minimization, rehabilitation/restoration. This point is accompanied by issues about the emergence of programs based on the principle of Payments for Ecosystem Services and/or the creation of Biodiversity Markets. Experts in the field share an opinion, the compensatory measures are always to be considered as palliative.

### Key words (thematic, geographic)

Ecological compensation-mitigation, wetlands, methods, France, Europe, U.S.

---

<sup>1</sup> Ce rapport s'intègre à un ensemble comprenant 2 études en cours : (1) synthèse critique des méthodes d'évaluation des fonctions écologiques des zones humides ; (2) co-construction d'une grille de lecture des mesures compensatoires, pour aider l'expertise des dossiers d'incidences par les agents de l'Onema.





## Introduction

Apparue au cours des années soixante-dix, la notion de compensation *sensu lato* pour « réparation » de pertes de composants biologiques-écologiques dues aux impacts d'activités humaines a évolué au cours du temps et selon les pays sous l'influence des connaissances scientifiques et/ou des réglementations. De la restauration de populations végétales-animales et de leurs habitats, les principes et techniques ont progressé vers la « récupération » de fonctions écologiques liées au fonctionnement d'écosystème.

Parmi les pionniers du domaine, les responsables de la politique de l'eau aux Etats-Unis, qui ont intégré dès 1972 à l'article 404 de l'*US Clean Water Act*, la nécessité pour un aménageur de démontrer que les impacts induits par des travaux, par exemple, les remblais, les décharges de matériaux, sont évités, minimisés ou compensés. Les pratiques actuelles de mitigation des zones humides aux Etats-Unis viennent de cette préoccupation de gestion durable de la ressource en eau. Au cours du temps, les démarches ont été confortées par différentes initiatives gouvernementales et décisions réglementaires visant à contrer la perte de zones humides. Ce corpus de connaissances, de tests et de réalisations étalées sur plus de trois décennies sert de fil conducteur à notre réflexion.

Plus récemment et sous l'impulsion de la Convention pour la diversité biologique, l'attribution de valeurs à des éléments des systèmes écologiques et la traduction de processus écologiques en services écosystémiques deviennent prioritaires. Cette approche intègre les enjeux socio-économiques et ouvre de nouveaux horizons. Les résultats de l'évaluation des écosystèmes pour le millénaire (MEA, 2005a), avec un rapport consacré aux zones humides et eaux douces (MEA, 2005b) et un autre aux milieux marins-côtiers (UNEP, 2006), les travaux du TEEB (*The Economics of Ecosystems and Biodiversity*), ont révélé notre forte dépendance vis-à-vis de la biodiversité. Comme le soulignent Chevassus-au-Louis *et al.* (2009), la biodiversité est la garantie d'une « assurance-vie sur la vie elle-même ».

Aujourd'hui, les conséquences des constats établis par ces groupes d'experts orientent les stratégies de conservation. Au-delà de la protection, préservation, gestion, il s'agit de réhabiliter, restaurer, créer des systèmes fonctionnels. A ce titre, les propositions de scientifiques, mais aussi d'entreprises privées pour contrecarrer la destruction et la dégradation d'éléments écologiques fleurissent. Les acquis des expériences de compensation-mitigation de zones humides se trouvent au centre de débats et d'orientations adoptées. Réciproquement, les approfondissements et mises en perspective de la problématique de « réparation » de dommages écologiques servent et serviront à améliorer les dispositifs existants ou en projet traitant des milieux humides.

En France, la compensation des effets négatifs d'aménagement est une préoccupation qui date de 1976<sup>2</sup>, les modalités des études d'impact ayant été précisées au début des années quatre-vingt-dix. La démarche se fonde sur la séquence Éviter/Réduire/Compenser (ERC) les conséquences dommageables d'un projet sur l'environnement et la santé, ainsi que sur l'estimation des dépenses correspondantes (Cizel, 2010). Ces mesures de compensation devraient être adoptées au préalable de l'exploitation (compensation *ex ante*), en réalité, elles restent souvent théoriques et aucun suivi n'est prévu. Comme souligné dans le rapport<sup>3</sup> Berthelot *et al.* (2011), le triptyque « *était bien souvent resté lettre morte, sauf pour de très rares grandes infrastructures de l'État, qui de surcroît s'est montré plus que négligent dans le contrôle de l'effectivité et de l'évolution dans le temps des mesures compensatoires. Seules quelques très grandes entreprises compensent parfois* ». Les exemples de « succès » le

<sup>2</sup> Loi n° 76-629 du 10 juillet 1976 relative à la protection de la nature.

Code de l'environnement, art. L. 122-1 à L. 122-3 et R. 122-1 à R. 122-16. Code de l'expropriation, art. R. 122-1 à R. 122-16. Circulaire n° 93-73, 27 sept. 1993

<sup>3</sup> « Rapport d'information relatif aux enjeux et aux outils d'une politique intégrée de conservation et de reconquête de la biodiversité » (Berthelot *et al.*, 2011).

plus souvent mentionnés concernent d'ailleurs de grands projets (port, autoroute, voie ferroviaire...).

Depuis, d'autres dispositifs nationaux ou européens faisant appel à la notion de compensation ont vu le jour, par exemple :

- les études d'incidences liées aux travaux touchant les milieux aquatiques et soumise à la nomenclature Eau (Loi sur l'eau et les milieux aquatiques, 2006),
- des programmes de mesures (PDM) inscrits aux Schémas Directeurs d'Aménagement et de Gestion des Eaux – SDAGE (2010-2015),
- les études d'évaluation des incidences en cas d'atteinte significative en site Natura 2000<sup>4</sup>,
- l'objectif de prévention, réparation ou compensation de dégradations écologiques importantes de la qualité des eaux (surface, souterraine), de l'état des sols ou d'espèces et d'habitats naturels protégés, inscrit à la loi relative à la responsabilité environnementale (2008), en conformité avec la Directive Responsabilité Environnementale (DRE),
- la loi de programmation du Grenelle de l'Environnement (2009) et le 1<sup>er</sup> appel à projet sur « *l'offre de compensation* » en faveur de la biodiversité, lancé par le ministère de l'Écologie.

Cette étude a pour objectif de mettre en évidence des méthodes, des techniques de compensation-mitigation des zones humides, déjà appliquées en Europe et ailleurs, qui pourraient être utilisées, adaptées au contexte de la France métropolitaine. L'accent est mis sur la « récupération » de caractéristiques hydrologiques et biogéochimiques essentielles à la gestion qualitative et quantitative de la ressource en eau.

La démarche choisie consiste à :

- repérer des sources fiables (articles scientifiques, rapports universitaires, manuels gouvernementaux...) traitant des méthodes et techniques employées,
- analyser les données,
- comparer les dispositifs en mettant l'accent sur la faisabilité,
- formuler des recommandations.

Le propos est centré sur la manière dont divers organismes ont procédé pour concevoir et surtout mettre au point des méthodes applicables dans le cadre de systèmes réglementaires visant à la compensation de pertes en milieux aquatiques et plus particulièrement en zones humides. Ce volet fait parti d'un ensemble qui comprend une autre étude sur les méthodes d'évaluation des fonctions écologiques des zones humides, étape cruciale de l'application des mesures de compensation.

Après avoir défini des termes et notions incontournables lorsque l'on s'intéresse à la compensation, il nous a semblé nécessaire de mettre en exergue certains éléments contextuels spécifiques aux zones humides, plusieurs synthèses ayant été publiées récemment. Ces dernières sont en général axées sur la problématique d'évaluation écologique et socio-économique de la biodiversité, milieux humides compris, dans l'optique de concevoir des stratégies de conservation et d'amélioration des services écosystémiques. Viennent ensuite les résultats des prospections bibliographiques et leur analyse.

Ce rapport n'aborde pas directement l'évaluation des fonctionnalités des zones humides, ou seulement pour rendre compréhensible des exemples de méthodologies existantes à l'étranger. En effet, cette thématique fera l'objet d'un second rapport, toujours dans le cadre de la convention ONEMA-MNHN, intitulé « *Evaluation des fonctions écologiques des zones humides* ». Cette étude s'articulera autour d'un état de l'art et une examen critique des méthodes utilisées pour évaluer les fonctions écologiques des zones humides afin de croiser et analyser les éléments communs et de mettre en lumière ceux qui font débat.

---

<sup>4</sup> De nombreux travaux ont été réalisés à ce sujet prenant en compte l'Union européenne ou par pays. La problématique recoupe largement celle de la compensation pour perte de « biodiversité ».

## A/ La toile de fond des opérations de compensation-mitigation

### 1. Compensation, mitigation, fonctions, services...

Plusieurs termes utilisés dans ce rapport ont des significations proches mais néanmoins différentes. Ils peuvent être confondus d'autant que les anglophones, largement dominants dans le domaine, utilisent des mots ayant une acceptation vernaculaire commune, ou pas, en français (mitigation, compensation, service...). Pour éviter les malentendus, nous les utiliserons dans le sens des définitions ci-dessous.

#### Ce que c'est, ce que ce n'est pas

Le terme français « compensation » correspond à trois mots en anglais qui ont des significations précises. Nous nous sommes inspirés des réflexions du BBOP<sup>5</sup> (2009) et de l'Uicn-France dont le rapport est sous presse<sup>6</sup>.

#### Encadré 1 : Des acceptions de plus en plus précises

**Mitigation** : l'ensemble du processus de gestion des impacts fondé sur le triptyque Eviter/Réduire /Compenser

→ Hiérarchisation des mesures d'évitement, de réduction et de compensation = *mitigation hierarchy*

**Offsets** : la mesure compensatoire en elle-même ainsi que les résultats associés

→ Les opérateurs doivent mettre en place leurs mesures compensatoires après avoir évité et réduit les impacts = *Developers should set up biodiversity offsets after they have avoided and reduced their impacts.*

**Compensation** : le dédommagement, aussi bien monétaire que tangible, par la réalisation de mesures sur le terrain telles que les « offsets »,

→ Fonds d'indemnisation = *compensation fund.*

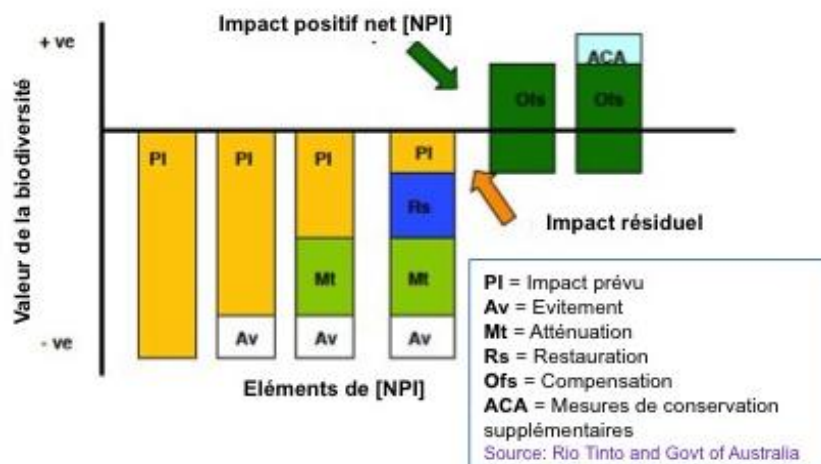


Figure 1 : Hiérarchie de la compensation-mitigation (BBOP, 2009)

La compensation au sens du BBOP (2009) correspond à un gain net de biodiversité, au-delà

<sup>5</sup> *Business and Biodiversity Offsets Programme* ou Programme de compensation biodiversité et entreprises, animé par des ONG internationales (Forest Trends, Conservation International).

<sup>6</sup> La compensation écologique : état des lieux et recommandations du comité français de l'UICN.

de ce qui est obtenu par des actions d'évitement, d'atténuation, de restauration (Fig. 1). Placer les interventions dans la hiérarchie du dispositif compensatoire est capital. En effet éviter tout impact sur la biodiversité vient en premier. Une fois les impacts inévitables déterminés, ils doivent être réduits autant que possible, et l'appel aux mesures de réparation vient seulement après.

Cette question de la traduction et de l'homologie des termes employés en langue anglaise ou française a déjà suscité des réflexions sachant qu'il existe aussi des nuances entre les Américains, les Australiens, les Anglais, les Canadiens... Nous avons choisi d'adapter la proposition de mise en correspondance de Beauchain (2008) (Tab. 1).

Tableau 1 : Terminologie liée aux textes de portée réglementaire, extrait du tableau « Analogies de vocabulaire des mesures environnementales » (Beauchain, 2008).

Réglementation		« notre » étude
Etats-Unis	France	
Avoid	Eviter	Eviter
Minimize	Réduire	Réduire
Rectify	Manque de clarté	
Reduce impact	Manque de clarté	Réduire l'impact
Compensate by replacing resources	Compenser	Compenser

L'exemple le plus flagrant de ces décalages correspond à la seconde étape du processus qualifiée : « *minimizing the impact* » chez les Américains, « *mitigation* » pour les Européens dans le sens d'atténuation, alors qu'en Amérique du Nord « *mitigation* » vient à la troisième étape et fait référence à l'utilisation de mesures de compensation vis-à-vis de dommages inévitables aux espaces naturels.

A noter que si les programmes de compensation environnementaux et d'atténuation des impacts constituent des outils supplémentaires, ils ne remplacent pas les approches traditionnelles de conservation de la biodiversité.

### Banques, crédits, équivalences...

Le principe des **banques de mitigation** (*mitigation banking*)<sup>7</sup> a vu le jour aux Etats-Unis au début des années quatre-vingt. L'USFWS<sup>8</sup> avait publié en 1983 des orientations (*Interim guidance on mitigation banking*) afin de disposer d'un système de compensation hors site, pratique, efficace, structuré et répondant aux exigences de législations sur l'eau et sur l'agriculture (*Clean Water Act - Section 404, 1972 ; Food Security Act - Farm Bill Swampbuster, 1985*). Les options théoriques et méthodologiques choisies par l'USFWS n'étaient pas toujours acceptées par les principales agences et organisations impliquées dans les politiques relatives aux milieux aquatiques et humides, notamment par l'USACE<sup>9</sup>.

Fondé sur le principe du transfert à un tiers des responsabilités (conception, construction, suivi, gestion à long terme) liées à la mise en œuvre des mesures et à leur succès (article 404), le système de banque de mitigation présentait des atouts pour les détenteurs de permis. L'adoption de ce système exige quatre éléments distincts et complémentaires.

<sup>7</sup> Ou banques d'actifs naturels selon Hernandez (2009).

<sup>8</sup> U.S. Fish and Wildlife Service (USFWS).

<sup>9</sup> U.S. Army Corps of Engineers (USACE).

- Le site de la banque, là où elle est construite (*bank site*), soit les superficies concrètement restaurées, créées, améliorées ou conservées.
- L'outil bancaire (*bank instrument*), soit l'accord formel entre un propriétaire de banque et un responsable administratif établissant les responsabilités, les normes de succès, les exigences de gestion et de suivi, ainsi que les conditions d'approbation des crédits fournis par la banque.
- La zone de service (*service area*), soit le territoire géographique dans lequel les impacts autorisés peuvent être compensés par une banque donnée. Selon les cas, une écorégion, une hydorrégion, une écohydorrégion.
- L'équipe interagence de révision (*Interagency Review Team-IRT*) responsable de l'examen réglementaire, l'approbation et la surveillance de la banque.

L'outil bancaire sert à déterminer le nombre de **crédits de compensation** disponibles à la vente. Des techniques d'évaluation écologique doivent être appliquées pour certifier les fonctions écologiques fournies par ces crédits qui sont calculés grâce à des méthodes définies à l'échelle de régions ou d'Etats. En général, les crédits font référence à une superficie, une évaluation de fonctions, ou une combinaison des deux et parfois des mesures de fonctionnalité à partir d'avis d'experts. Toutefois, la variété des approches rend impossible la comparaison des crédits entre secteurs et le calcul d'équivalence, ainsi qu'une analyse à partir d'unités standardisées au plan fédéral. La détermination des crédits de compensation, des méthodes d'application, des normes de performance, a donné lieu à des conférences annuelles ainsi qu'à la publication de directives, guides et manuels à l'échelon fédéral et national. Elle n'a pas fini de faire couler de l'encre.

La détermination d'**équivalence** lors de « l'échange » est l'une des questions fondamentales liées à l'implantation de mesures de ce type (Robertson, 2004). La mise en exergue des avantages et inconvénients des banques de compensation se trouve dans les parties B et C. Selon Meignien et Lemaître-Curri (2010), deux « **cadres juridiques** » influencent la manière de concevoir l'équivalence en nature entre dommages et gains écologiques. Les mesures compensatoires de même nature (*in-kind*) prévues par des réglementations européennes, avec pour objectif « *pas de perte globale* » de biodiversité et celles acceptant qu'elles soient de nature différente (*out-of-kind*) (Etats-Unis, Australie). Ces auteurs classent les programmes actuels de mitigation banking étasuniens, dans la seconde catégorie. Alors que pendant les années quatre-vingt-dix, les compensations se concevaient comme des remplacements complets et équivalents aux pertes (habitat, fonction, service), la priorité va maintenant à la recherche de la compensation la plus « pertinente » au plan environnemental. Cette orientation explique le développement de l'approche mitigation à l'échelle du bassin versant.

En France, une institution a du recul dans le domaine, le **Conseil National de Protection de la Nature** (CNPN) qui se prononce sur les dossiers de dérogation portant sur la destruction d'espèces et « habitats » protégés. Dans les dossiers sont mentionnées les mesures de réduction, de transfert, d'accompagnement et de compensation prévues, avec un engagement du maître d'ouvrage à les réaliser, et, si nécessaire, un suivi et une évaluation de ces mesures. L'analyse des avis du CNPN fait ressortir des classes de ratios<sup>10</sup> adaptés à l'importance de l'habitat ou de l'espèce considéré(e) ainsi qu'au degré d'incertitude de l'application de la mesure (Tab. 2).

---

<sup>10</sup> En général, un rapport de la superficie gagnée sur la superficie perdue.

Tableau 2 : Ratio de compensation appliqué par le CNPN selon les cas rencontrés lors de demandes de dérogation.

Cas	Ratio de compensation
Destruction de nature ordinaire mais importante pour la préservation de la biodiversité du type haies	1 pour 1
<b>Destruction de zones humides « ordinaires »</b> (SDAGE) Destruction habitat ou espèce à enjeu moyen (habitat ou espèce ou habitat d'espèce patrimoniaux mais pas en liste rouge)	2 pour 1
Destruction d'habitat, d'espèce ou d'habitat d'espèce à enjeu fort : espèces ou habitat protégé <sup>11</sup> et en liste rouge	5 pour 1
Destruction d'habitat, d'espèce ou d'habitat d'espèce à enjeu majeur : habitat prioritaire, liste rouge ou concentration d'habitats, d'espèces ou d'individus	10 pour 1
Pas de maintien en l'état de conservation d'une population espèces dans son aire de répartition géographique	Autorisation impossible

Pour sa part, le Comité Scientifique de **CDC Biodiversité**<sup>12</sup> a produit une motion en novembre 2009. Il a validé un cadre d'équivalence écologique et territoriale pour la « Réserve d'actifs naturels » (RAN) de Cossure, qui détermine les habitats, espèces ou fonctions écologiques impactés pouvant être ainsi compensées : milieu ouvert sec méditerranéen, potentiellement favorable aux espèces remarquables et patrimoniales inféodées à ce type de milieu.

Actuellement, un projet de recherche est en cours : Ingecoval « **Ingénierie Écologique et Équivalence** »<sup>13</sup> (F. Quétier). Il a pour objectif de « formaliser des références et méthodes » afin de déterminer « la fiabilité et les coûts des techniques d'ingénierie écologiques utilisées en faveur de la biodiversité, ainsi que les délais associés à leur mise en œuvre ». Pour le moment une synthèse sur la sélection d'indicateurs appropriés à la définition d'échelles d'équivalence écologique a été produite (Schwoertz, 2011). Il s'agit d'une analyse de la pertinence de méthodes d'évaluation développées pour les zones humides aux Etats-Unis qui pouvaient être appliquées au département de l'Isère. A cette recherche se rattache d'autres projets portant sur :

- la « construction d'échelles d'équivalence écologique applicables aux mesures compensatoires aux impacts sur les zones humides des plaines alluviales du département de l'Isère » (S. Lavorel)<sup>14</sup> ;
- les retours d'expériences sur l'hydromorphologie mobilisés par l'ONEMA<sup>15</sup>.

Plus généralement, la terminologie à utiliser en France se précise grâce aux travaux de groupes dédiés mis en place par le ministère en charge de l'écologie (Eviter/Réduire/Compenser - ERC) et d'autres organismes (FRB, CNRS, ...).

Au plan international, les travaux portent actuellement sur la compensation appliquée à la **biodiversité**. Pour le BBOP (2009), elle correspond à « l'action visant à offrir une contrepartie positive à un impact dommageable non réductible provoqué par un projet, de façon à maintenir la biodiversité dans un état équivalent ou meilleur à celui observé avant la réalisation du projet. Elle n'intervient que sur l'impact résiduel, lorsque toutes les mesures envisageables ont été mises en œuvre pour éviter puis réduire les impacts négatifs sur la biodiversité ». Le mécanisme privilégié, la **banque d'habitats** (*habitat banking*), est défini

<sup>11</sup> La notion « habitat protégé » mériterait d'être précisées, Au titre de la Directive « Habitats », ils ne sont pas protégés (comm. pers. K. Hérard).

<sup>12</sup> Caisse des Dépôts et Consignation (CDC).

<sup>13</sup> Financé par le PRI IngEcoTech (CNRS – CEMAGREF).

<sup>14</sup> [http://zh38.pbworks.com]

<sup>15</sup> [http://www.onema.fr/Hydromorphologie,510]

comme une action aux effets mesurables visant à compenser les impacts résiduels importants pour la biodiversité provenant de projets de développement, les incidences qui persistent après l'implantation de mesures de prévention et d'atténuation appropriées. L'objectif se résume ainsi : aucune perte nette de biodiversité, ou de préférence un gain net sur le terrain (composition spécifique, structure d'habitat, service écosystémique), y compris les moyens de subsistance. Il s'agit d'un **marché biodiversité** comprenant des crédits, produits à l'avance et stockés au fil du temps, ainsi que des débits correspondant aux demandes pour compenser les dommages. Le BBOP a formulé des principes de compensation « biodiversité » admis largement par les experts du domaine (Ann. 1).

En général, ce type de compensation cible la récupération ou l'amélioration de ressources biologiques, fonctions écologiques et services écosystémiques. Il est reconnu qu'il ne fournit pas forcément des éléments identiques (population, communauté, habitat, écosystème), mais plutôt similaires quant à leur fonctionnement écologique.

### **Sans oublier, les expressions de l'évaluation des services écosystémiques**

D'autres termes, plus ou moins reliés et emboîtés (Fig. 2), méritent d'être précisés.

Une **fonction écologique** correspond au résultat d'un processus ou d'un mécanisme lié au fonctionnement de l'écosystème, c'est une propriété intrinsèque de la zone humide sans relation avec des effets éventuels sur les individus ou sociétés humaines. Par exemple : la dénitrification.

Un ensemble de fonctions écologiques d'un écosystème est désigné par le terme « **fonctionnalité** ».

La **valeur** d'une zone humide se rapporte à une qualité attribuée par une ou des personnes à une caractéristique de l'écosystème (fonction écologique, intérêt culturel).

La notion de **capital naturel** (richesse naturelle, actifs naturels) fait référence à l'ensemble des ressources naturelles (terres, eau, minéraux, etc.), renouvelables ou non renouvelables, servant à la production.

Enfin, un **service écosystémique** implique un avantage retiré par un individu ou une société d'une (ou de) fonction(s) et valeur(s) attribuée(s) à un écosystème. Ce concept combine les fonctions écologiques et les usages qui en sont fait. Il donne lieu à des évaluations monétaires. Cette notion de « **services fournis par les écosystèmes** » a été cadrée par l'évaluation des écosystèmes pour le millénaire (MEA, 2005a). Il s'agit des bienfaits que les hommes obtiennent des écosystèmes. Sont inclus les services d'approvisionnement (nourriture, eau...), les services de régulation (écrêtage des crues, épuration de l'eau...), les services culturels (spirituel, récréatif, culturel), et les services de soutien, ceux qui maintiennent des conditions favorables à la vie sur Terre comme le fonctionnement des cycles (élément nutritif, eau, carbone...).

Les conditions d'utilisation des termes directement liés à la conception et à l'application de mesures de compensation sont ensuite précisées ainsi que les adaptations et nuances observées dans plusieurs pays.

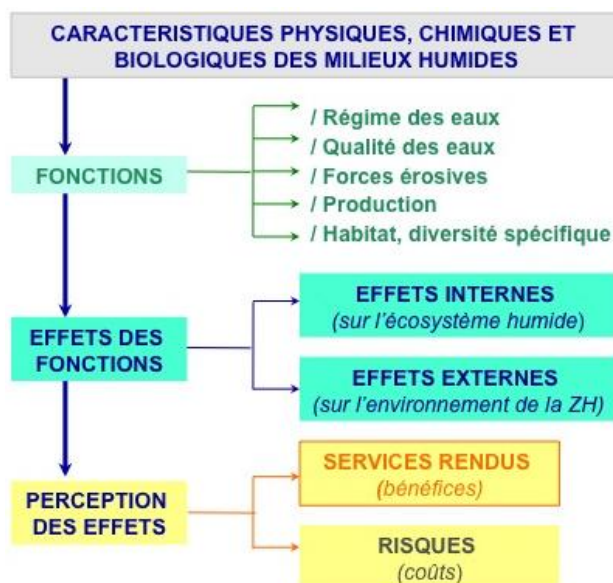


Figure 2 : Les fonctions majeures des milieux humides, leurs effets et leur perception par les sociétés (Barnaud et Fustec, 2007).

## 2. Ressource en eau et zones humides

Les raisons justifiant l'intérêt porté à la compensation des pertes de zones humides sont d'ordres scientifique, économique et politique. De longue date, les chercheurs sont fascinés par le fonctionnement et les propriétés de ces écosystèmes. La compréhension de leurs fonctions écologiques mobilise des spécialistes de plusieurs disciplines travaillant de plus en plus souvent à l'échelle des bassins versants afin d'avoir une vue d'ensemble des processus en jeu. Pour leur part, les responsables de la gestion de l'eau et des aléas hydrologiques s'intéressent aux capacités de ces milieux à améliorer les conditions de vie de sociétés humaines, aux services écosystémiques. Les décideurs sont amenés à concevoir la planification des territoires en intégrant les contributions des écosystèmes au bien-être général.

### Les principales fonctions écologiques des zones humides

Généralement, trois grandes catégories de fonctions écologiques sont retenues : « hydrologiques », « biogéochimiques », « biodiversité ». Selon les objectifs, d'autres fonctions sont mises en exergue, par exemple, les fonctions pédologiques ou climatiques. L'exercice de traduction ou mise en correspondance de fonctions avec des services rendus peut prendre différentes formes plus ou moins didactiques (Tab. 3).

A certaines de ces fonctions ou caractéristiques écologiques du système, des valeurs sont attribuées qui reflètent l'intérêt que leur porte un (ou des) individu(s). Ces qualités (esthétique, éthique...) analysées essentiellement par des spécialistes des sciences humaines (sociologue, éthologue, anthropologue) ne sont pas traitées ici.

Tableau 3 : Catégories et exemples de fonctions et services rendus par les zones humides (d'après Barnaud et Fustec, 2007 ; Aoubid et Gaubert, 2010).

	Fonctions	Services rendus / Usages indirects
Fonctions pédologiques	Rétention des sédiments et accumulation de la matière organique	Formation des sols, régulation de l'érosion
Fonctions hydrologiques	Ralentissement et stockage des eaux à plus ou moins long terme	Contrôle des crues
	Stockage et restitution progressive des	Recharge des nappes et soutien des



	eaux	étiages
	Obstacle à l'écoulement	Réduction de l'érosion (par diminution de l'énergie de l'eau)
Fonctions biogéochimiques	Stockage et transformation de nutriments (phosphore, azote)	Epuración de l'eau / Protection de la ressource en eau
	Immobilisation et piégeage de matières en suspension	
	Rétention et transformation des micropolluants organiques (pesticides notamment)	
	Stockage des éléments traces potentiellement toxiques	
Fonction «biodiversité»	Réseaux trophiques complexes, écosystèmes dynamiques	Habitat pour de nombreuses espèces notamment les oiseaux migrateurs et les pollinisateurs, diversité des communautés
	Forte productivité	Ressources végétales et animales exploitées (produits aquacoles, bois, tourbe, fourrage, produits biochimiques pour la production de médicaments). Ressources génétiques (matériel génétique utilisé pour la reproduction animale, végétale et les biotechnologies)
Fonction climatique	Influence positive sur la production d'oxygène	Rôle tampon limitant les changements climatiques globaux
	Favorise le stockage du carbone	
	Instauration d'un microclimat local (influence sur les températures, précipitations et autres processus climatiques)	

Au cœur de nos préoccupations, **les fonctions qui influencent la gestion qualitative et quantitative de la ressource en eau**, celles concernées par les mesures de compensation au titre de la police de l'eau.

### Les fonctions écologiques-hydrologiques et la gestion de l'eau

Les mécanismes et processus écologiques intervenant sur l'eau (quantité, qualité) font référence à deux grandes catégories de fonctions du tableau ci-dessus.

**Les fonctions hydrologiques** : le ralentissement du courant, le stockage à plus ou moins long terme, la restitution progressive des eaux avec pour effet un contrôle des crues, la recharge des nappes et le soutien des étiages ; ainsi que le rôle d'obstacle à l'écoulement propice à une réduction de l'érosion.

**Les fonctions biogéochimiques** : le stockage, la transformation, le piégeage de substances, à l'origine d'une épuration de l'eau.

Elles sont traitées de manière résumée ci-dessous.<sup>16</sup>

### Fonctions hydrologiques, la rétention des écoulements et des eaux de submersion

Le fonctionnement hydrologique des écosystèmes humides dépend de leur localisation, de leur forme, de leur taille et de l'importance de leurs connexions avec les eaux de surface et souterraines. Ces caractéristiques ainsi que leur mode d'insertion dans les paysages, les

<sup>16</sup> Les développements sur les fonctions écologiques feront partie du rapport suivant (Mnhn-Onema).

voies dominantes d'entrée et de sortie des eaux, influencent leur fonctionnement écologique et leurs fonctions hydrologiques.

Schématiquement, à une zone humide correspond une dépression plus ou moins marquée et étanche. De ce fait, elle a une certaine capacité à recevoir et à garder un moment des précipitations, intenses locales ou à l'amont du bassin versant ainsi que des eaux de débordement du réseau hydrographique. Concrètement, il peut en résulter en plaine alluviale un laminage et une désynchronisation des pics de crue bénéfiques à des personnes et entreprises en aval (Fig. 3). Toutefois, le fait d'assimiler les zones humides à des éponges « capables », de stocker de grandes quantités d'eau pendant les périodes de fortes précipitations, est à nuancer.

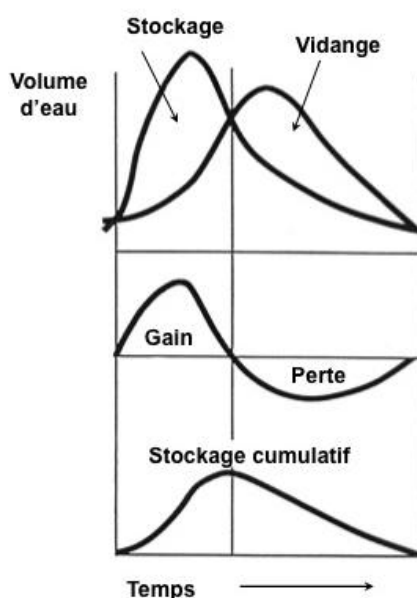


Figure 3 : Évolution du stockage de l'eau dans un milieu humide lors d'une crue à partir des hydrogrammes obtenus en entrée et en sortie du milieu (Barnaud et Fustec, 2007).

Le volume et la durée du stockage en surface et en sub-surface **varient d'un type de milieu à l'autre**, selon son état et bien entendu présentent des limites liées à la configuration du bassin de réception.

Le niveau de saturation et la composition dominante du **sol** influencent la faculté d'une zone humide à retenir l'eau. En raison de leurs couches supérieures constituées de **tourbe** et de la présence des sphaignes, les tourbières sont considérées comme des « éponges » qui retiennent et relarguent l'eau de manière graduée selon l'état de décomposition des fibres. En réalité, cette disposition dépend de nombreuses conditions. Les tourbières épaisses, étendues et non drainées avec 85 à 95% de leur eau « immobilisés » sont peu intégrées au cycle annuel de l'eau et à la régulation hydrologique régionale. Seules les tourbières dont la couche de tourbe peut se rétrécir et se dilater selon l'approvisionnement en eau, ou celles qui combinent un fort coefficient de stockage et une perméabilité hydraulique limitée, ont un réel effet « tampon » sur l'hydrologie du bassin versant. Comme le soulignent Joosten et Clarke, (2002), « *le fait que les tourbières localisées dans les vallées fluviales puissent jouer un rôle important dans l'atténuation des crues, n'est pas lié à leur caractère de tourbières ou de milieux humides, mais au fait qu'elles se trouvent dans ou près de la vallée* ».

Les sols **argileux** à forte capillarité retiennent plus d'eau que les sols limoneux ou sableux aux particules séparées par des espaces interstitiels plus importants.

La **végétation** (composition, structure) intervient également en ralentissant du courant, prélevant l'eau pour la croissance des plantes et par l'évapotranspiration (Fig. 4). Certaines tourbières (minérotrophes) ont un volume d'eau évapotranspiré qui souvent dépasse celui des précipitations, conduisant à une diminution des écoulements.

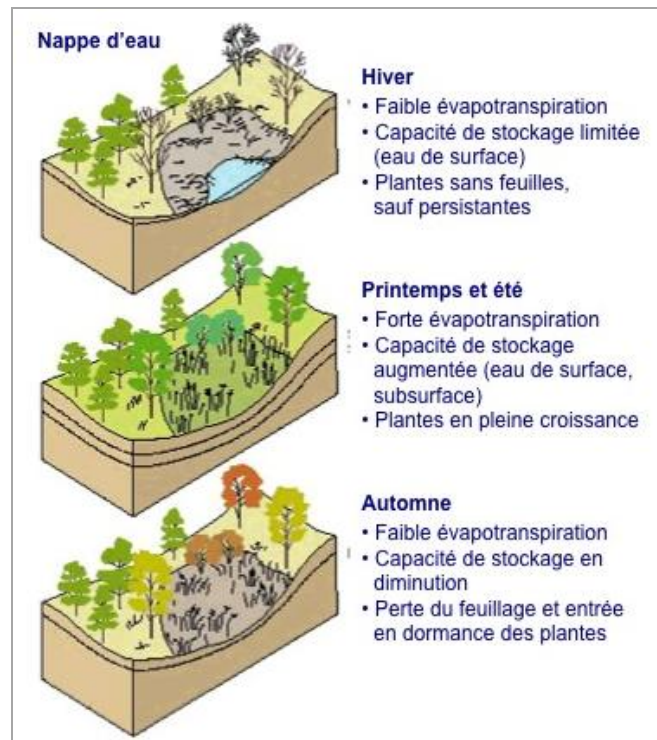


Figure 4 : Variation saisonnière de la capacité de stockage et de l'évapotranspiration dans des zones humides (Carter, 1997).

Sur les **littoraux marins ou lacustres**, le potentiel de stockage de l'eau des zones humides de bordure s'exerce également avec des effets moins évidents au plan hydrologique. Par contre, les variations de niveaux d'eau influencent des mécanismes d'ordre biologique (fraie, alimentation...) ou physique (sédimentation, protection de berge...), parfois de manière structurante.

La **capacité de recharge** ou aide au maintien des niveaux des eaux souterraines par les zones humides a été démontrée dans des situations particulières, le « plancher » de la plupart d'entre-elles étant relativement imperméable, condition nécessaire à la présence d'eau au moins sur une période donnée. Le phénomène complexe, se produit surtout à travers des sols minéraux localisés principalement sur les bords des zones humides. Là aussi, plusieurs paramètres opèrent : le sol, la végétation, la localisation du site et le gradient de la nappe phréatique. Si la recharge des eaux souterraines par les tourbières est généralement faible, l'accumulation de la tourbe à long terme dans les parties basses du bassin versant conduit généralement à une hausse du niveau des eaux souterraines à l'échelle régionale. Une zone humide peut selon les conditions climatiques recharger ou décharger une nappe sachant que le périmètre par rapport au volume intervient. Les petites zones humides y gagnent puisqu'elles se distinguent par un secteur important de percolation de l'eau vers la nappe phréatique.

Des **classifications** intégrant les caractéristiques hydrologiques des marais ont été proposées (Bullock et Acreman, 2003). Le dispositif mis au point aux Etats-Unis reste le plus

performant, notamment pour les programmes de compensation. Fondé sur la détermination d'unités hydrogéomorphologiques (HGM) déduites de catégories géomorphologiques et hydrodynamiques, il comprend 7 classes liées à des fonctions écologiques dominantes et précisées par des indicateurs (Brinson, 1993). Cette classification a été adaptée pour des applications européennes (Maltby *et al.*, 1996 ; Maltby, 2009), françaises (Gaillard *et al.*, 2000 ; Gaillard *et al.*, 2002 ; Curie *et al.*, 2007).

Les grandes catégories séparant les systèmes amont-aval, connectés-déconnectés du réseau hydrographiques et/ou des nappes phréatiques, sont utiles à une caractérisation préalable, alors que les typologies précises méritent une plus grande attention quant aux conditions de transfert. Bien entendu l'ampleur, la durée des précipitations, des tempêtes côtières, combinées ou pas avec des marées de hautes eaux constituent des paramètres majeurs à intégrer lors de l'évaluation de la disposition d'une zone humide à emmagasiner les excès d'eau.

### **Fonctions biogéochimiques, la transformation de nutriments et polluants**

L'influence des milieux humides sur la qualité des eaux a été exploitée dès l'Antiquité par la création de systèmes de lagunage pour « décanter, nettoyer » les eaux usées.

La compréhension des phénomènes a été depuis affinée et quatre grandes catégories de mécanismes discernées :

- rétention des matières en suspension (MES) et éléments associés ;
- assimilation et élimination de l'azote ;
- adsorption, précipitation du phosphore, consommation par les plantes;
- sédimentation, absorption, concentration par des plantes de métaux lourds et micropolluants organiques.

Les processus à l'origine du « pouvoir épurateur » des milieux humides, désigné aussi comme « pouvoir tampon », « effet filtre » ou « effet rein » du bassin versant sont essentiellement d'ordre physique ou biogéochimique. L'épuration de l'eau n'est pas une propriété de toutes les zones humides. L'accent est mis ici sur les fonctions relatives au devenir de l'azote et du phosphore qui induisent, sous une forme chimique ou l'autre, l'eutrophisation des milieux. Plusieurs mécanismes se trouvent mobilisés : la sédimentation, l'adsorption/précipitation, la consommation microbienne, les prélèvements par les plantes. L'élimination des nitrates et d'autres composés azotés se distingue par un autre processus biologique, la dénitrification microbologique (ammonification, nitrification, dénitrification).

Constituant essentiel des organismes vivants, l'**azote**, partout présent dans la biosphère, circule sous des formes minérales et organiques, à l'état solide, dissous ou gazeux. Mais, en excès, il favorise l'eutrophisation des écosystèmes aquatiques, et présente un risque pour la santé (homme, animal).

L'azote peut être immobilisé et stocké dans les milieux humides, par **interception et rétention des matières particulaires** transportées avec les eaux de ruissellement et de crue. Ce filtrage sert de piège à la plus grande partie de l'azote organique et des ions ammonium associés aux particules (Fig. 5, Encadré 3).

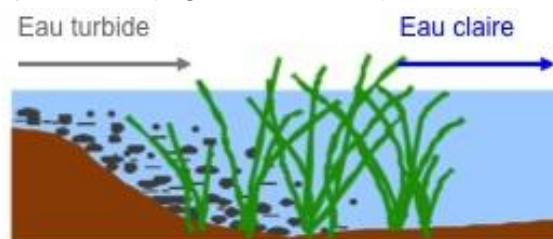


Figure 5 : Schéma de la fonction rétention piégeage de matières en suspension rempli par des zones humides.

Parmi les facteurs intervenants vis-à-vis des fonctions stockage de l'eau et rétention des MES, à retenir :

- les précipitations (fréquence, intensité),
- les apports en eau souterraine, la durée des débordements,
- la nature du bassin versant (capacité érosive, morphologie de la plaine alluviale),
- la (les) zone(s) humide(s) (taille, nombre, localisation, configuration géomorphologique, état hydrique de départ),
- la végétation (composition, structure).

L'azote se trouve immobilisé plus ou moins longtemps par les **végétaux** (feuilles, racine, rhizome, branche, tronc), et de manière durable par la biomasse microbienne en renouvellement constant. En effet, les plantes et les sédiments stockent des nutriments et polluants susceptibles d'être relargués par la décomposition et ensuite remis en suspension avec les particules.

Les nitrates peuvent être éliminés par **dénitrification** (Fig. 6). Il s'agit d'un processus chimique et biologique qui comprend plusieurs étapes. Les nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ) sont réduits en une série d'oxydes d'azote, puis à l'état final d'azote moléculaire qui s'échappe dans l'atmosphère (N). Ceci nécessite la présence simultanée :

- de bactéries dénitrifiantes, véritables « espèces ingénieurs » des écosystèmes, capables d'utiliser les nitrates à la place d'oxygène pour décomposer la matière organique biodégradable ;
- d'un sol saturé en eau et sans oxygène ;
- de températures favorables à l'activité microbienne ;
- de carbone organique facilement dégradable ;
- et bien entendu de nitrates.

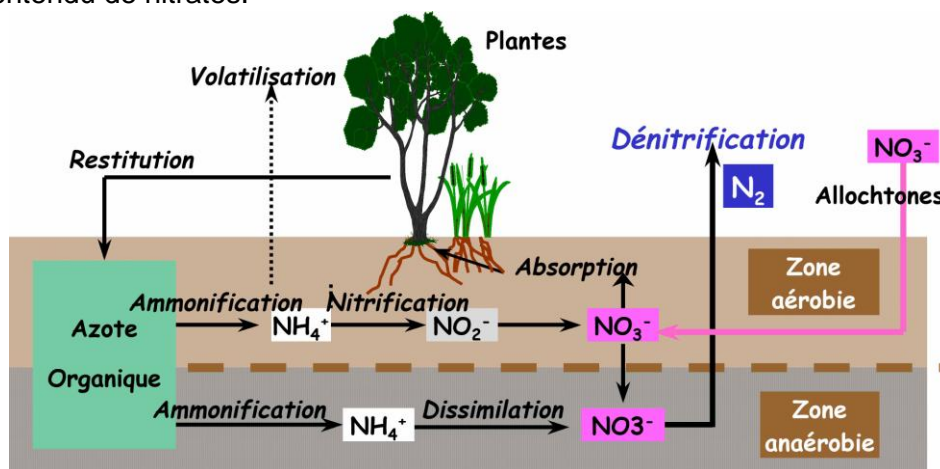


Figure 6 : Le cycle de l'azote dans un milieu humide présentant un assèchement saisonnier en surface (Barnaud et Fustec, 2007).

Plusieurs facteurs déterminent l'intensité de la fonction « élimination de l'azote » :

- la saison, l'hiver favorise l'inondation des sols et la dénitrification, l'été facilite l'absorption par la végétation,
- les précipitations (fréquence, intensité),
- les apports en eau souterraine, la durée des débordements,
- les sols saturés par des eaux de nappe contenant des nitrates, donc les zones d'interface nappe-cours d'eau,
- les couches superficielles du sol riches en carbone,
- la (les) zone(s) humide(s) considérée(s) (taille, nombre, localisation, configuration géomorphologique, état hydrique de départ),

- le type de milieu, sa végétation (composition, structure), les systèmes ripariens étant les plus efficaces,
- la nature du bassin versant (capacité érosive, morphologie de la plaine alluviale).

**Encadré 2 : Les facteurs de contrôle des fonctions écologiques intervenant sur la quantité et la qualité de l'eau (Carter, 1997).**

- Localisation dans le paysage : altitude dans le bassin de drainage par rapport aux autres zones humides, aux lacs et aux cours d'eau.
- L'emplacement topographique (dépression, plaine d'inondation, pente).
- Présence ou absence de végétation.
- Le type de végétation.
- Le type de sol.
- Les quantités relatives d'eau entrant dans la zone humide et celles sortant.
- Le climat local.
- Le contexte hydrogéologique.
- La géochimie des eaux de surface et souterraines.

**Attention aux généralisations à propos des fonctions écologiques car leur efficacité et leur ampleur diffèrent, entre autres, d'une zone humide à l'autre.**

Si le développement des fonctions écologiques dépend d'un ensemble de conditions environnementales générales et/ou locales qui déterminent les facteurs les contrôlant à l'échelle du site et/ou du paysage, leur maintien résulte souvent des interactions avec des activités humaines (Fig. 7). Ces dernières ont des effets négatifs lorsque des attributs fondamentaux et des facteurs de contrôle sont touchés avec pour conséquence une altération ou destruction des performances fonctionnelles. Par contre, l'influence de certaines actions peut être considérée comme positive, par exemple, lors de programmes de restauration mis en œuvre à l'occasion de mesures de compensation.

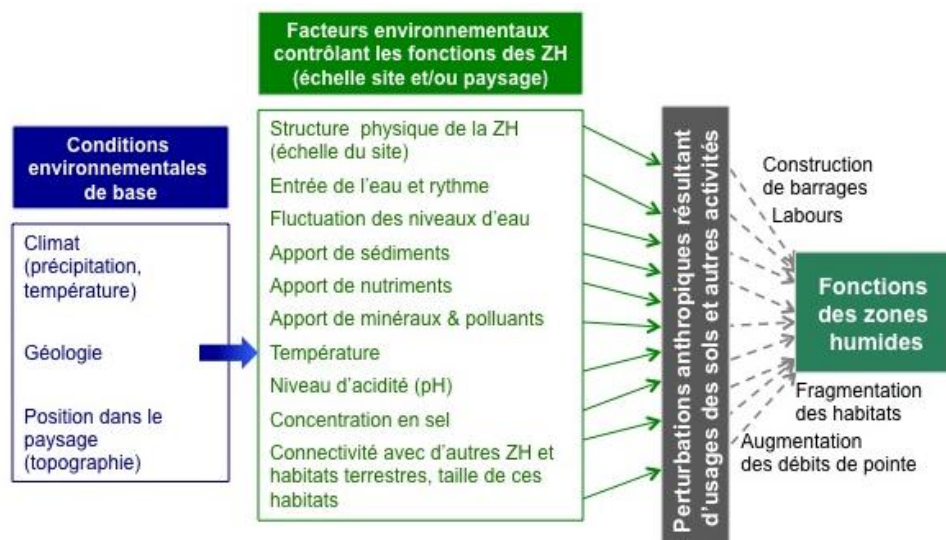


Figure 7 : Schéma des principaux facteurs environnementaux contrôlant les fonctions des zones humides et leurs interactions avec les perturbations anthropiques (Sheldon *et al.*, 2003).

## Le passage des fonctions écologiques aux services écosystémiques

La prise de conscience de l'intérêt des zones humides et plus précisément de leurs fonctions écologiques provient des constats répétés de dommages et désagréments dus à la destruction, dégradation d'un grand marais ou d'un ensemble de milieux humides localisés dans un même bassin versant (Tab. 4). Dans la mesure où ces écosystèmes rendent les mêmes services que des équipements de génie civil ou des opérations de génie écologique, il est alors tentant de les qualifier « **d'infrastructures naturelles** » afin d'intégrer leur préservation et leur entretien dans les politiques d'aménagement du territoire (Barnaud, 1997).

Tableau 4 : Extrait du tableau « *Mise en évidence du statut d'infrastructure naturelle* ». Comparaison des fonctions hydrologiques, biogéochimiques et valeurs de zones humides, des effets de leur destruction ou dégradation, et des moyens nécessaires à la réparation-compensation de certains des dommages occasionnés (Barnaud, 1993 *in* Mermet, 1995).

Fonctions et valeurs	Effets des destructions ou dégradations	Équipements et mesures de substitution
<b>Hydrologie</b>		
Action tampon vis-à-vis des crues, retardement de la propagation des flux	• Inondation	- Construction de barrages-écrêteurs, endiguements... - Remboursement de dégâts
Stockage des eaux et recharge des nappes phréatiques	• Sécheresse (augmentation de l'intensité et de la durée)	- Construction de barrages-réservoirs - Creusement de puits plus profonds, captage d'eau à distance et transport
<b>Biogéochimiques</b>		
Stockage des effluents naturels ou artificiels, élimination /transformation des nutriments et épuration des eaux polluées	• Accroissement des taux de pollution, phénomènes d'eutrophisation • Risque toxicologique (ostréiculture)	- Installation de stations d'épuration des eaux usées - Mise en place de systèmes d'oxygénation des cours d'eau - Construction de bassins de contrôle sanitaire
<b>Physiques</b>		
Stabilisation des sédiments, protection des rivages/érosion/tempêtes	• Déstabilisation et érosion des côtes, berges et lits de rivière • Comblement des lacs, étangs, baies et ouvrages hydrauliques (canaux, barrages, réservoirs...) • Augmentation des bouchons vaseux	- Enrochement, construction d'épis - Construction de bassins de décantation, de seuils, de passes à poisson, renforcement des piles de ponts - Désenvasement de lacs, étangs et estuaires - Travaux d'entretien des réseaux hydrographiques et canaux

En France, ce raisonnement a été formalisé lors des réflexions préalables à la loi sur l'eau de 1992, les cours d'eau et les zones humides sont considérés comme des « **infrastructures naturelles** » pour leurs fonctions à l'échelle des bassins versants (Mermet, 1993). Il a été repris par le Plan d'action en faveur zones humides, adopté en 1995 par le Gouvernement. Les objectifs du plan étaient assez classiques : arrêter la dégradation, garantir la préservation par une bonne gestion, favoriser la restauration des milieux importants, reconquérir les sites d'intérêt national. Son originalité tient une spécification, ces milieux devaient être pris en compte en tant qu'infrastructure naturelle « *dans les politiques* »

*d'aménagement du territoire, de modernisation agricole, de tourisme et de gestion de l'eau* ». Préconisation complétée par une mention sur la nécessité de développer l'effort en leur faveur de façon continue et sur plusieurs années, « *le temps de changer certains comportements* ».

Sous-jacent à cette expression, un principe consistant à traduire les propriétés écologiques en termes plus techniques et financiers pour faciliter la communication avec des responsables de collectivités et aménageurs. Cette tactique devait faciliter l'intégration de ces écosystèmes aux politiques d'aménagement du territoire, de modernisation agricole, de tourisme et de gestion de l'eau.

Comme le soulignait Mermet (1995), la notion a des avantages et des inconvénients, mais surtout conduit à deux options d'aménagement et de gestion aux conséquences opposées :

- la possibilité de substituer certaines fonctions des zones humides par des équipements construits ;
- la prise en compte du « double bénéfique » fonctionnel et patrimonial fourni par les zones humides à la fois « infrastructures » et « naturelles ».

Si le texte de 1995 met en avant l'intérêt de la seconde alternative, la première n'est pas exclue pour autant.

L'émergence de cet oxymore a suscité des débats dans les communautés de scientifiques et de gestionnaires. Les avocats du concept prônant sa portée didactique et médiatique, les opposants arguant de son caractère restrictif et des risques encourus par l'assimilation de zones humides à des stations de traitement tertiaire des effluents ou à des réservoirs de soutien d'étiage. Barnaud (1998) mettait en exergue certains points toujours en suspens. « *Les enjeux politiques ne sont pas anodins. Défendre le statut d'infrastructure naturelle revient à appréhender les zones humides comme n'importe quel élément pris en compte lors de la planification de l'aménagement du territoire. Leur spécificité écologique et patrimoniale, jusqu'à présent mise en avant pour justifier une application privilégiée des dispositions légales de protection des espaces et des espèces, risque de se trouver gommée par leur fonction strictement hydrologique. Dans la majorité des cas de figure, ces deux pôles d'intérêt seront concomitants, mais pas toujours. Se pose alors la question de l'arbitrage* ».

Aujourd'hui, l'officialisation du concept de **services écosystémiques** au titre de la Convention Biodiversité confirme l'intérêt du raisonnement. S'il y est question de bien-être de l'humanité, les fondements de ce vocable restent très proches de ceux de la notion d'infrastructure naturelle. Finalement, ces évolutions donnent un nouveau statut aux écosystèmes, zones humides comprises.

Le bilan du premier Plan d'action signale à la rubrique « *En 2009, les fonctions et services des zones humides sont-ils mieux connus ?* » qu'il reste encore beaucoup à faire avant que les résultats des évaluations écologiques et socio-économiques soient complétés et généralisables (MEEDDM, 2010).

### **Des services en appui à la gestion de la ressource en l'eau**

Les fonctions présentées précédemment peuvent être traduites en services écosystémiques lorsqu'un individu ou une collectivité bénéficie des avantages offerts par leurs effets. Les processus et mécanismes écologiques impliqués sont à l'origine d'effets quantitatifs et qualitatifs relatifs à la gestion de la ressource en eau.

#### Le rôle « d'éponge », de « réservoir » ou le service de régulation des crues

Les fonctions hydrologiques des zones humides en font des réservoirs où les eaux de toute origine, s'accumulent pendant des temps plus ou moins longs. Cette particularité leur permet d'exercer une série de services écosystémiques : contrôle des crues, contribution à la recharge de nappes et au soutien d'étiages dans les cours d'eau, réduction de l'énergie des eaux et de leurs forces érosives, influence sur la recharge des débits solides et le maintien



de l'intégrité des écosystèmes.

La superficie de la zone humide par rapport à celle du bassin versant, l'importance des connexions entre les milieux et les écoulements lors des crues, conditionnent ses capacités de régulation des crues.

L'existence d'une forte corrélation entre la hauteur du pic de crue et la proportion du bassin versant occupé par des zones humides et des lacs a été démontrée au cours des années soixante-dix (Leibowitz *et al.*, 1992). Il était alors admis que, sous réserve de vérification, les pics de crue étaient de 60 à 80% moins élevés et retardés dans les bassins ayant 30% ou plus de leur surface en zones humides et lacs (A), comparativement à des bassins aménagés ne présentant pas ces caractéristiques (B) (Fig. 8).

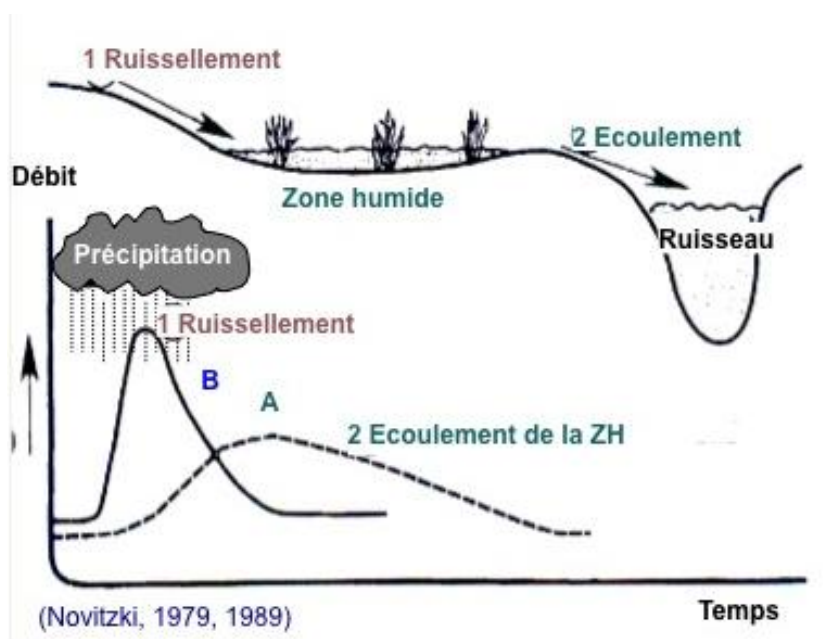


Figure 8 : Comparaison de 2 bassins versants, l'un avec 30% de la superficie du bassin en ZH et lacs (A) et l'autre aménagé (B) (d'après Mitsch et Gosselink, 2000).

L'aptitude des zones humides à fournir un contrôle des inondations très avantageux du point de vue coût-efficacité, a parfois servi d'argument pour les protéger plutôt que d'investir dans des mesures « classiques » de contrôle des inondations (réservoir, digue). L'exemple le plus souvent cité en ce domaine concerne une étude de l'USACE à l'origine de l'acquisition de 3 400 hectares de zones humides du bassin de la Charles River Basin (Massachusetts) dans le but de prévenir de manière efficace les dommages dus aux inondations. Le raisonnement était basé sur l'évaluation du coût de structures de contrôle des inondations nécessaires pour protéger la ville de Boston, soit 17 millions de dollars par an (Mitsch et Gosselink, 1993).

Toutefois, si les zones humides interviennent de manière significative dans le **cycle de l'eau**, de nombreuses variations de fonctionnement existent selon Bullock et Acreman (2003)<sup>17</sup>. Ces auteurs ont montré que plus de 80% des zones humides localisées dans une plaine alluviale diminuaient et retardaient efficacement les pics de crues, alors que les systèmes humides établis sur des pentes étaient efficaces à seulement 61%. Ils ont également souligné certaines caractéristiques à ne pas négliger dans cette optique : la contribution importante des marais à l'évaporation avec des effets sur la moyenne annuelle

<sup>17</sup> Analyse de 169 publications (1930-2002) traitant de l'hydrologie et des zones humides : 92 études réalisées en Amérique du Nord, 33 en Europe, 27 en Afrique et 17 autres.

du débit des cours d'eau ; les possibilités d'augmentation des pics d'inondation en présence d'un grand nombre de zones humides en tête de bassin.

A ce propos, Gabor *et al.* (2001) ont retenu les résultats de plusieurs expériences :

- une simulation d'inondation (Napanee Rivers, Ontario) montrant que la présence des zones humides sert à réduire le débit de pointe de 150 à 80 m<sup>3</sup>/s par l'augmentation du temps de retour des eaux de crue au fleuve ;
- un calcul de la capacité de stockage d'eau de ruissellement par des zones humides dans le bassin du lac Devils (Dakota du Nord) indiquant une rétention de 72% et de 41% de l'écoulement total pour des périodes de retour de pluies respectivement de deux ans et cent ans ;
- une estimation des différences entre deux sous bassins versants (Minnesota), l'un aménagé, l'autre pas (94% zones humides fonctionnelles). Dans le premier, les pics de flux pendant les tempêtes étaient plus importants (2,5 m<sup>3</sup>/s sur 2-3 heures) que dans le second (<0,5 m<sup>3</sup>/s sur 24 heures), les volumes totaux de ruissellement suivant la même tendance, 0,14 x 10<sup>6</sup> m<sup>3</sup>/km<sup>2</sup> par rapport à 0,01 x 10<sup>6</sup> m<sup>3</sup>/km<sup>2</sup>).

Bullock et Acreman (2003) attirent l'attention sur le fait que les effets de ces propriétés peuvent être perçus comme bénéfiques (réduction de l'inondation, alimentation des eaux souterraines, soutien de débit d'étiage...) ou préjudiciables (fort taux d'évaporation, accentuation du ruissellement pendant l'inondation...), mais de toute manière rendent incontournable la prise en compte de ces milieux dans la gestion de la ressource en eau et des aléas, ceci à l'échelle des bassins versants.

L'évaluation complète de la portée du stockage de l'eau par une ou des zone(s) humide(s) impose de raisonner à **l'échelle du bassin versant**. Des travaux menés sur l'amont des bassins du Mississippi et du Missouri montrent que la restauration de 5,3 millions d'hectares de zones humides, ajoutés aux 7,7 millions d'hectares existants, permettrait de stocker des crues telles que celles à l'origine des inondations catastrophiques du Middle West des Etats-Unis en 1993 (Mitsch et Gosselink, 2000). Concrètement, 7% du bassin versant en zones humides suffiraient pour faire face aux événements extrêmes. D'ailleurs, 9-11% du paysage de ces bassins versants se composaient de marais avant la colonisation par les Européens. Savoir si de grandes zones humides en plaine d'inondation ou un ensemble de petites zones humides en tête de bassin et plus ou moins connectées au réseau hydrographique ont des effets comparables est un sujet controversé. Certains paramètres vont dans le sens d'une désynchronisation des pics de crue (présence de végétation, rugosité de surface), d'autres, d'une synchronisation.

Ces particularités expliquent l'attention portée à l'un des plus grand complexe humide de l'île du Nord en Nouvelle-Zélande (Whangamarino)<sup>18</sup>, presque 6 000 hectares de tourbières, marais, eaux libres et systèmes fluviaux désignés en site Ramsar, gérés par le Ministère en charge de la conservation. Pour justifier les actions menées en faveur de ces marais, il a été estimé que leur seul rôle dans la lutte contre les inondations et le piégeage des sédiments correspondait à 601 037 \$US (2003) de bénéfices annuels, soit 4 millions de dollars pour les années de forte inondation. La destruction de ce marais obligerait à construire des digues le long du cours aval de la rivière qui coûteraient plusieurs millions de dollars.

### La recharge des nappes

De nombreux paramètres modifient le niveau des nappes phréatiques, les zones humides peuvent jouer un rôle, mais pas systématiquement. Logiquement, la majorité des zones humides se trouvant sur des substrats imperméables, l'absence ou la faiblesse des interactions avec les nappes d'eau souterraine en découle (Bullock et Acreman, 2003). Les

---

<sup>18</sup> Source: The economic values of Whangamarino Wetland. Department of Conservation, May 2007 DOCDM-141075.

zones humides présentant une pente seraient les plus à même d'apporter de l'eau aux nappes (Mitsch et Gosselink, 2000).

Dans les prairies potholes<sup>19</sup>, les conditions géologiques particulières, dépôts importants de graviers et de sables accompagnés d'une couche argileuse peu perméable, expliquent un taux de recharge des aquifères de 2-45 mm/an alors que dans la littérature le taux est de 5-40 mm/an. Une recherche poussée sur une zone humide alluviale (Hidden Valley, Ontario) a montré que les eaux souterraines représentent 36% de toute l'eau y entrant et 53% du flux sortant car des parties du marais alimentent la nappe et d'autres la déchargent. Toujours en Ontario, l'étude sur 3 ans du bilan hydrologique de la tourbière Telford située dans une tête de bassin versant (0,47 km<sup>2</sup>) typique,<sup>20</sup> a montré le rôle des zones humides tourbeuses dans la recharge de la nappe phréatique régionale, grâce à une infiltration nette annuelle maximale de 135 mm (Whiteley et Inrin, 1986). Inversement, certaines zones humides n'interviennent pas dans le soutien de nappe et dépendent des apports eaux souterraines, parfois à 95% (Hill, 1990 *in* Gabor *et al.*, 2001).

Les informations sur les autres fonctions hydrologiques des zones humides seront développées dans le rapport suivant (Mnhn-Onema) : **le soutien d'étiage, dissipation des forces érosives et recharge du débit solide des cours d'eau.**

Le rôle de « filtre » ou le service de piégeage des matières en suspension

La démonstration de cette aptitude des zones humides a été réalisée dans des conditions hétérogènes, essentiellement en bordure de cours d'eau, comme illustré par les données obtenues dans les Barthes<sup>21</sup> de l'Adour (Encadré 3).

**Encadré 3 : Bilan sédimentaire d'une crue de l'Adour (Barthes)**

A l'échelle d'un tronçon de vallée, de Pontonx à Dax, inondé en juin 1992.

Capacité de stockage en eau des Barthes : 1,1 x 10<sup>7</sup> m<sup>3</sup> d'eau.

Mise en évidence du rôle de tampon des Barthes par rapport aux crues et inondations, mais aussi pour la rétention de sédiments riches en azote et carbone organiques (Brunet et Astin, 1997) (Fig. 9).

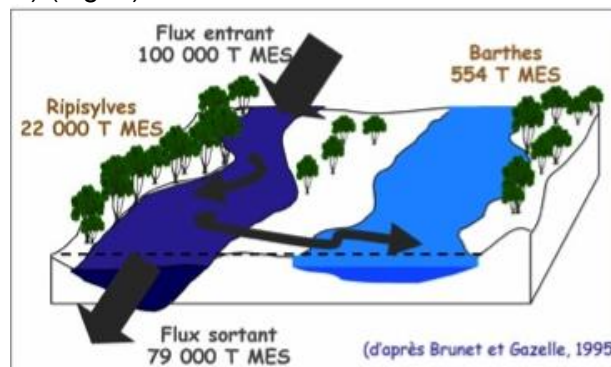


Figure 9 : Schéma du bilan sédimentaire d'une crue de l'Adour à l'échelle d'un tronçon de vallée inondé (06-1992).

Pour 100 000 tonnes de MES<sup>22</sup> entrant dans le secteur sur l'année, 22 000 sont piégées par les ripisylves (1 km<sup>2</sup>) et 554 par les prairies des barthes (15 km<sup>2</sup>). En 1992,

<sup>19</sup> Zone humide dulçaquicole de dépression, certaines temporaires, localisées dans le Dakota nord et le sud du Wisconsin, le Minnesota. Importantes pour les oiseaux d'eau.

<sup>20</sup> 15% de terres cultivées, 35% de pâturages et 50% de forêts dont la moitié environ correspond à des zones humides.

<sup>21</sup> Plaines alluviales inondables longeant les cours d'eau en Gascogne et au Pays basque, ici le lit majeur de l'Adour aval composé de prairies et forêts humides ainsi que des cultures.

<sup>22</sup> MES : matière en suspension.

année de forte inondation, les rôles respectifs de la ripisylve et des prairies vis-à-vis du piégeage des sédiments ont été précisés (Tab. 5).

**Tableau 5 : Superficie des ripisylves et des barthes (km<sup>2</sup>), quantités (tonne) de dépôts de sédiments, d'azote et de carbone organiques relevées après deux inondations (1991-1992).**

	Novembre 1991		Juin 1992	
	Ripisylve	Barthes	Ripisylve	Barthes
Sédiments (t)	5 773	245	22 243	554
N Organique (t)	15	1	56	3
C Organique (t)	126	11	553	36,6
Superficie (km <sup>2</sup> )	1	15,4	1	16,8

Les principaux paramètres qui expliquent les variations de dépôts de sédiments observées ici :

- la microtopographie et la localisation,
- le courant,
- la surface inondée,
- la pente/quantité piégée.

Les secteurs propices à l'accumulation de matière organique (MO) ont des courants faibles et une végétation abondante. Les ripisylves se singularisent par une importante sédimentation décroissante par rapport à l'axe de la rivière.

#### Le rôle de « rein », ou le service d'épuration, de décontamination de l'eau

Les fonctions biogéochimiques remplies par les zones humides ont pour effet une amélioration de la qualité des eaux à l'aval qui peut être très nette dans le cas de la rétention et de l'élimination de l'azote par dénitrification. En conditions optimales, jusqu'à 400 kg d'azote par hectare par an peuvent être ainsi éliminés, quantité pouvant varier entre 40 et 150 kg par hectare par an selon les milieux et les périodes de l'année (Barnaud et Fustec, 2007).

De même, une variabilité fonctionnelle à l'intérieur même des zones humides a été montrée. Dans la plaine d'Alsace, le secteur du « Ried gris » aux sols argileux et fréquemment inondés est nettement plus efficace que le secteur du « Ried noir » aux sols très organiques (Trémolières *et al.*, 2004). Dans la plaine d'inondation de la Seine moyenne souvent inondée, les teneurs en nitrates dans les eaux souterraines se maintiennent toute l'année entre 0-7 mg/l dans les secteurs où le niveau de la nappe ne s'abaisse jamais en dessous de 1 m de profondeur et entre 15 - 20 mg/l là où il oscille de 1 à 2 m (Fustec *et al.*, 1998). La dénitrification intervient généralement de manière efficace lors du passage des écoulements dans les premiers mètres d'une zone humide située au pied d'un coteau, elle est aussi plus marquée dans la zone d'infiltration des eaux de surface au sein des berges en bordure de l'Essonne ou d'un méandre de la Garonne (Fig. 10).

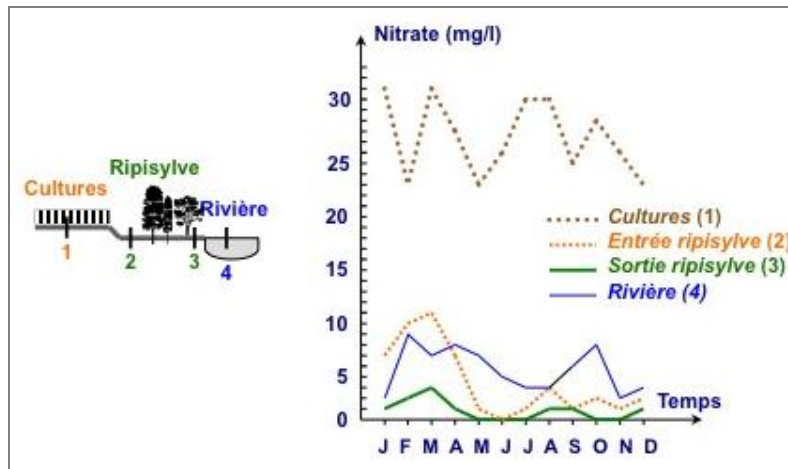


Figure 10 : Variations des teneurs en nitrates dans les eaux de la nappe transitant dans un milieu humide entre un coteau agricole et la Garonne (Barnaud et Fustec, 2007).

Selon plusieurs sources, l'immobilisation de l'azote par des **végétaux** (feuille, racine, rhizome, branche, tronc), plus ou moins durable, correspond à 30 - 90 kg d'azote par hectare et par an (Barnaud et Fustec, 2007). Une partie de cet emmagasinement peut être exportée (fauche, coupe).

Certains types de zones humides sont plus performantes, celles quasi fermées, piègent pratiquement en totalité l'azote et le phosphore. A l'interface entre versants cultivés et cours d'eau, les milieux riverains des cours d'eau jouent un rôle important par leur aptitude à dénitrifier sur une courte distance. En termes d'efficacité pour l'élimination de l'azote, c'est davantage le linéaire que la surface de milieux humides qui intervient dans le cas de ces zones riveraines, en particulier celles en tête de bassins. Les activités de régulation des flux d'azote par les milieux estuariens et côtiers varient beaucoup, les zones basses, fréquemment submergées (slikkes) ou en dépressions (marais salés) étant plus efficaces que les secteurs moins souvent atteints par les flux de marées.

Les performances des milieux humides vis-à-vis d'eaux issues d'une station d'épuration ont été démontrées de longue date (Fig. 11).

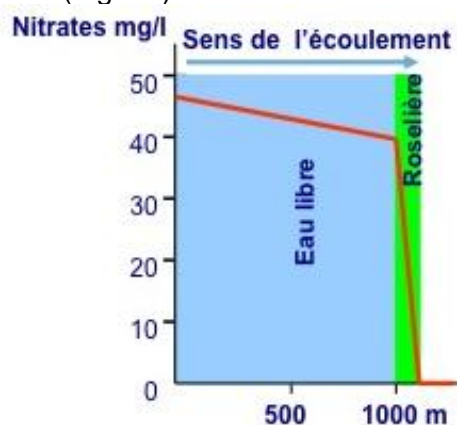


Figure 11 : Réduction des teneurs en nitrates lors de l'écoulement à travers une roselière à *Phragmites australis* (Amoros et al., 1993, d'après Klötzli, 1967).

Cette particularité est maintenant exploitée pour améliorer la qualité d'eaux provenant de STEP. En outre, l'idée de la préservation et restauration des liens entre des vastes zones humides et les nappes alluviales sous-jacentes fait son chemin auprès des responsables de la gestion de l'eau à moyen et à long termes. On a tout intérêt à maintenir ces réserves de

qualité pour l'alimentation en eau potable, leurs teneurs en nitrates n'excédant pas généralement 10 mg/l par rapport aux 50 mg/l des nappes des coteaux adjacents.

Les conséquences de cette prédisposition des zones humides à éliminer l'azote sous différentes formes conduisent des pays à mettre en place des programmes de restauration à l'échelle de bassin versant lorsque les enjeux économiques le justifient (Mitsch et Gosselink, 2000). Deux exemples sont souvent mentionnés liés au développement de vastes zones côtières d'hypoxie à l'origine de nombreux problèmes écologiques et socio-économiques (mer Baltique, golfe du Mexique). Il a été calculé que l'occupation de 5% des bassins versants du sud est de la Suède par des zones humides suffirait à réduire le transport d'azote de 50% dans une baie de la mer Baltique. La restauration de 3,4 à 8,8% des zones humides et forêts ripariennes du bassin versant du Mississippi (3 millions km<sup>2</sup>) diminuerait de 20 à 40% les apports en azote dans le golfe. Ce pourcentage fluctue selon l'utilisation privilégiée de zones humides ou de bandes ripariennes et il serait meilleur dans le second cas (Mitsch *et al.*, 1999). Selon Mitsch et Gosselink (2000), un optimum des 3 à 7% de zones humides dans un bassin versant en zone tempérée optimise les valeurs écosystémiques (contrôle des inondations, amélioration de la qualité de l'eau) à l'échelle du paysage.

Les milieux humides naturels ainsi que les zones riveraines éliminent ou retiennent, outre l'azote, des contaminants ou polluants des eaux de ruissellement avant qu'elles n'atteignent les systèmes aquatiques (Tab. 6).

Tableau 6 : Pourcentages de rétention de plusieurs contaminants ou polluants par les milieux humides au Canada (Gabor *et al.*, 2004).

	% de rétention	
	Milieux humides	Zones riveraines
<b>Azote</b>		
- Nitrates jusqu'à	87	35-96
- Ammonium jusqu'à	95	
<b>Phosphore</b> jusqu'à	94	27-97
<b>Sédiments</b> jusqu'à	98	66-97
<b>Colibacilles fécaux</b> jusqu'à	99	70-74
<b>Pesticides</b>	<1 jour - plusieurs mois*	8-100

\*Temps de diminution de 50% des résidus

Dans cette logique, la valeur annuelle de tous les biens et services générés par un hectare de milieux humides au Canada a été estimée entre 5 792 \$ et 24 330 \$, montant qui représente 20 milliards de dollars par année lorsqu'il est rapporté à la superficie des zones humides, (Campbell et Rubec, 2003). Par exemple, la chasse aux oiseaux d'eau a rapporté 91,7 millions de dollars à l'économie canadienne (Gabor *et al.*, 2004). Toujours au nord du Canada, les valeurs des services de contrôle des inondations, de filtration de l'eau, de biodiversité correspondent à 77,0 milliards de dollars par an pour les tourbières, 33,7 milliards de dollars pour les zones humides non tourbeuses (Anielski et Wilson, 2009). Si on tient compte des services de stockage du CO<sub>2</sub>, gaz à effet de serre, dans les forêts humides boréales, les montants sont largement décuplés.

Selon la société d'écologie d'Amérique (Ecological Society of America)<sup>23</sup>, les zones humides peuvent éliminer 20 à 60% des métaux présents dans l'eau, piéger et retenir 80 à 90% des

<sup>23</sup> Revealing secrets about natural water purification. Water Purification: An Essential Ecosystem Service. Communicating Ecosystem Services Project. Ecological Society of America, Union of Concerned Scientists, 2 p.

sédiments des écoulements, et 70 à 90% de l'azote entrant. Les forêts riveraines fonctionnent comme des « filtres vivants » (sédiment, nutriment, polluants), leur capacité de réduction de l'azote et de phosphore est respectivement de 90% et 50%. Ces attributs se trouvent valorisées dans les zones humides construites qui miment le pouvoir de filtration de certains systèmes naturels.

Plus récemment et à l'initiative du Commissariat général au développement durable (CGDD), des études ont été menées en France sur l'évaluation économique des services rendus par les zones humides. La première visait à justifier l'intérêt des politiques de préservation de ces milieux compte tenu des bénéfices ainsi procurés à la société. Elle a montré que la disparition de 20 000 hectares de zones humides aurait pour conséquence la perte de fonctions et bénéfices représentant entre 18,1 et 62,6 M€/an soit, en actualisant sur 50 ans, entre 405 et 1 400 M€ (Aoubid et Gaubert, 2010). Montant à comparer au coût d'acquisition et d'entretien de la même superficie de zones humides, estimé entre 200 et 300 M€ sur 50 ans. Cette étude ne portait pas sur tous les services et se fondait sur le traitement de quinze études françaises ainsi qu'une méta-analyse néerlandaise.

De nouveaux travaux ont été lancés par le CGDD qui combinent plusieurs méthodes de monétarisation existantes afin de retenir la plus adaptée pour chaque service et de couvrir le maximum de services (Bouscasse *et al.*, 2011). La valeur économique totale des zones humides du Parc Naturel Régional des marais du Cotentin et du Bessin, estimée de cette manière, varie de 2 400 à 4 400 € par hectare (Tab. 7). Ces sommes sont en moyenne deux fois plus élevées que les chiffres indiqués dans l'étude d'Aoubid et Gaubert (2010). Par exemple, les services hydrologiques (recharge des aquifères, soutien d'étiage) et ceux d'épuration de l'eau sont respectivement supérieurs d'environ 20 à 40 % et 30%.

Tableau 7 : Extrait du tableau de comparaison des valeurs obtenues sur le site du PNR avec les précédents travaux du CGDD (exprimés en euros) (Bouscasse *et al.*, 2011).

Services rendus par les zones humides	Valeur à l'hectare (€)		
	PNR	15 études françaises	Méta-analyse néerlandaise
Recharge des aquifères et soutien d'étiage	189 – 371	45 - 150	42
Purification de l'eau	830 – 893	272	272
Valeur Economique Totale (VET)	2 400* – 4 400*	900** – 3 100**	1 600**

\* : Obtenue par simple division de VET par le nombre d'hectares de zones humides du site. Pas égale à la somme des valeurs individuelles à l'hectare des services. La VET d'un hectare « optimal » rendant la totalité de services évalués résulterait de la somme des valeurs individuelles à l'hectare et serait comprise entre 4 400 et 6 600€ (valeurs arrondies à la centaine).

\*\* : Valeurs arrondies à la centaine.

Comme indiqué par Bouscasse *et al.* (2011), les valeurs propres à chaque service rendu par les zones humides pourront servir de références et être intégrées dans des analyses coûts-bénéfices.

Ces éléments justifient la défense des zones humides en arguant des profits environnementaux et économiques retirés de leur bon fonctionnement. Ils sont à intégrer dans la conception de mesures de compensation de perte de zones humides.

### Liens et rétroactions entre les services « eau » et les services « biodiversité »

Les écosystèmes humides se caractérisent par leur composition en espèces et leur structure qui sont sous l'influence directe des régimes hydrologiques et des conditions chimiques. Ces paramètres interagissent en continu.

Par exemple, le stockage temporaire et permanent des eaux de crue est un facteur essentiel pour le fonctionnement des écosystèmes humides par :

- la reconstitution et le maintien des réserves hydriques des sols,
- l'amplification d'une hétérogénéité spatiale grâce à la juxtaposition de zones de dépôts sédimentaires et de zones de décapage,
- le développement de conditions anaérobies et des processus biogéochimiques liés,
- la formation des sols minéraux ou organiques,
- les apports d'éléments nutritifs et de propagules en provenance de l'amont,
- la structuration de la végétation en ceintures ou mosaïques de communautés plus ou moins tolérantes à l'intensité et à la durée des submersions.

Les processus de sédimentation/érosion dus à ces pulsations des eaux sont à l'origine d'exhaussement et de rajeunissement reflète de la dynamique naturelle des milieux. Enfin, les connexions temporaires établies entre les eaux courantes et les milieux riverains, (annexe hydraulique, prairie inondable) facilitent l'expression de la fonction « biodiversité » spécifique, à l'égard des peuplements piscicoles (reproduction alimentation, abri...).

La présence d'azote et de phosphore est à l'origine de la productivité primaire élevée des marais, elle même à l'origine de leur richesse en espèces herbivores, carnivores et décomposeurs. Mais en excès, car cela arrive aussi en zone humide, elle favorise certaines espèces (bloom algal, phytoplantonique) au détriment d'autres, l'eutrophisation provoque également une désoxygénation du milieu aquatique. Dans ce contexte, la dénitrification bénéfique pour la qualité de l'eau joue aussi un rôle pour le maintien des communautés végétales et animales diversifiées.

Ces points seront développés dans le rapport suivant dans la mesure où l'évaluation des fonctions comprend la prise en compte de leurs interactions.

Dès à présent des précautions méritent d'être mentionnées quant à l'emploi des notions de fonctions écologiques et services écosystémiques (Encadré 4).

#### **Encadré 4 : Garde-fous d'usage**

Lorsque l'on a pour objectif de compenser la perte de fonctions écologiques, un certain nombre de filtrages s'imposent. En résumé, les points suivants résultant d'acquis scientifiques sont à retenir.

- Chaque zone humide remplit plusieurs fonctions et valeurs mais pas systématiquement toutes.
- Les fonctions dominantes varient selon l'emplacement des zones humides dans un bassin versant, des têtes de bassin aux estuaires, en passant par les rives lacustres ou berges riveraines...
- L'expression d'une fonction (ampleur, efficacité, intensité) :
  - diffère selon le type de zone humide considéré, son état ;
  - évolue au cours du temps au gré d'un cycle annuel (inondation *versus* basses eaux), du stade de développement de l'écosystème, de pionnier à mûre...

Au moment du choix des mesures à appliquer, la non prise en compte de ces principes a de nombreuses conséquences vis-à-vis des fonctionnalités des zones humides.

L'un mérite particulièrement d'être retenu, « **pousser, optimiser, maximiser** » une fonction se fait au détriment d'une (d') autre(s). Les interactions entre fonctions fournies par les zones humides influent sur la valorisation de telle ou telle fonction, ces relations pouvant être positives, neutres ou négatives. Si au cours d'une restauration, on choisit d'améliorer les caractéristiques écologiques favorables à la rétention de sédiments, on peut obtenir simultanément un renfort de la stabilisation des berges. Par contre, la capacité de recharge



ou de décharge de la nappe phréatique de la zone humide risque fort de se détériorer en raison du colmatage de son « plancher ».

L'examen de ces **compatibilités** versus **incompatibilités** dans les projets de restauration « univoque » de fonctions est rarement abordé lors de la conception des méthodes de compensation.

### **3. Prescriptions relatives aux mesures de compensation « zones humides » en France**

Globalement, les zones humides ont le triste privilège de faire partie des écosystèmes les plus dégradés et menacés au monde. Ce constat explique la signature, en 1971, d'une convention relative aux zones humides d'importance internationale, particulièrement comme habitats des oiseaux d'eau, dite convention de Ramsar, dédiée à la sauvegarde de ces milieux. L'Article 3.1 prône une utilisation rationnelle des zones humides.

La tendance générale vaut pour la majorité des pays européens où la transformation des marais a été accélérée par la révolution agricole et industrielle du XIX<sup>e</sup> siècle. Les problèmes dus aux dégradations de ces milieux font que des mesures ont été prises aux Etats-Unis et en l'Europe, pour interdire, limiter les altérations.

Développer des programmes de conservation et restauration, implique de savoir de quoi on parle. Les zones humides sont définies de manière très large par l'article 1 de la convention de Ramsar : « (...) *les zones humides sont des étendues de marais, de fagnes, de tourbières ou d'eaux naturelles ou artificielles, permanentes ou temporaires, où l'eau est stagnante ou courante, douce, saumâtre ou salée, y compris des étendues d'eau marine dont la profondeur à marée basse n'excède pas six mètres* ». La France ayant ratifié la convention en 1986, cette définition s'applique au territoire national.

Toutefois, les zones humides ont été aussi définies par la loi sur l'eau de 1992 [J.O. 4/01/92]. L'Article 2 stipule : les dispositions de la présente loi ont pour objet une gestion équilibrée de la ressource en eau. Cette gestion équilibrée vise à assurer : la préservation des écosystèmes aquatiques, des sites et des zones humides ; « *on entend par zone humide les terrains, exploités ou non, habituellement inondés ou gorgés d'eau douce, salée ou saumâtre de façon permanente ou temporaire ; la végétation, quand elle existe, y est dominée par des plantes hygrophiles pendant au moins une partie de l'année* ». Cet énoncé sert à l'application de la police de l'eau.

Etant donné certaines difficultés d'interprétation, il a ensuite été explicité par un décret précisant les critères de définition et de délimitation des zones humides (2005) conformément à la loi relative au développement des territoires ruraux. Les arrêtés précisant les critères de définition et de délimitation des zones humides (2008, 2009) et la circulaire relative à la délimitation des zones humides (2008) complètent le dispositif.

Actuellement, plusieurs instruments réglementaires servent à évaluer l'impact d'un aménagement sur une zone humide et de nouveaux dispositifs font référence à la compensation des atteintes aux espaces naturels, à la réparation des dommages causés aux habitats naturels, espèces et aux services écologiques (Cizel, 2010).

#### **Exigences de la DCE (2000) et de la LEMA (2006)**

Mis en place par la loi sur l'eau du 3 janvier 1992, les Schémas Directeurs d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE) se rapportent à sept grands « bassins hydrographiques » métropolitains<sup>24</sup>. Ces documents de planification fixent, pour six ans, les orientations fondamentales relatives à la gestion qualitative et quantitative de la ressource en eau y compris les actions de préservation ou restauration de la santé d'écosystèmes aquatiques ou humides. En outre, parmi les douze orientations prioritaires pour les programmes

<sup>24</sup> Cinq Sdages concernent les DOM.

pluriannuels d'intervention des agences de l'eau (article 83) stipulées par la loi sur l'eau et les milieux aquatiques (LEMA, 2006), la septième conforte la démarche précédente : « *Mener et favoriser des actions de préservation, de restauration, d'entretien et d'amélioration de la gestion des milieux aquatiques et des zones humides* »

Depuis 2000 et l'adoption de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE), l'objectif majeur des SDAGE est d'atteindre le bon état écologique de la ressource en eau en 2015, 2021 ou 2027 si dérogation<sup>25</sup>. L'article 1 de la directive indique qu'elle « *a pour objet d'établir un cadre pour la protection des eaux intérieures de surface, des eaux de transition, des eaux côtières et des eaux souterraines, qui prévienne toute dégradation supplémentaire, préserve et améliore l'état des écosystèmes aquatiques ainsi que, en ce qui concerne leurs besoins en eau, des écosystèmes terrestres et des zones humides qui en dépendent directement* »

La manière de concevoir les programmes des mesures est précisée à l'article 11 et parmi les mesures potentielles mentionnées à l'annexe VI se trouve celle relative à la récréation et restauration des zones humides (Encadré 5). A ce titre, les programmes de mesures (PDM) inscrits aux SDAGE 2010-2015 exposent les dispositions réglementaires associées, les incitations financières mises en œuvre, les outils contractuels disponibles.

#### **Encadré 5 : Exemple du SDAGE 2010-2015 Rhône Méditerranée (2009)**

L'Orientation 6 intitulée « *Préserver et redévelopper les fonctionnalités naturelles des bassins et des milieux aquatiques* » indique que les services en charge de la police de l'eau et de la police des carrières veillent à ce que les études d'impact et documents d'incidences prévus dans le cadre de la procédure « eau » intègrent :

- Disposition 6A-01 (Préserver et/ou restaurer l'espace de bon fonctionnement des milieux aquatiques) :

- l'identification et la caractérisation des espaces de bon fonctionnement des milieux aquatiques ;
- une justification de la cohérence de la solution retenue ;
- des propositions de **mesures de réduction d'impact et des mesures compensatoires** nécessaires à la préservation de ces espaces.

- Disposition 6A-02 (Préserver et restaurer les bords de cours d'eau et les boisements alluviaux) :

- une analyse des impacts subis par les boisements alluviaux et des propositions de mesures de réduction ;
- une justification du choix du projet et une étude de ses incidences sur le milieu ;
- si nécessaire des **propositions de mesures compensatoires afin de garantir le rétablissement de la fonctionnalité du milieu** aquatique et terrestre associé.

La Disposition 6B-06 (Préserver les zones humides en les prenant en compte à l'amont des projets) précise les mesures compensatoires à appliquer lors de la disparition d'une surface de zones humides ou l'altération de leur biodiversité suite à un projet. Le SDAGE « *préconise que les mesures compensatoires prévoient dans le **même bassin versant**,*

- soit **la création** de zones humides équivalentes sur le plan fonctionnel et de la biodiversité,
- soit **la remise en état** d'une surface de zones humides existantes.
- et ce à hauteur d'une valeur guide de **l'ordre de 200 % de la surface perdue** ».

<sup>25</sup> Si les zones humides ne font pas partie des « masses d'eau » telles que définies par la directive cadre sur l'eau de 2000 (DCE), leur rôle quant à la reconquête du bon état des eaux est admis compte tenu de leurs interactions avec les milieux aquatiques.

Pour Schwoertzig (2011), cette démarche fait penser à celle du système de *wetland mitigation* étatsunien, puisque la « *disparition d'une surface de zones humides ou l'altération de leur biodiversité* » liée à un aménagement implique un financement par le maître d'ouvrage d'un projet de restauration, création, amélioration ou préservation des fonctions écologiques qu'il compte altérer.

Les autres SDAGEs déclinent ces recommandations avec des nuances quant à la priorité donnée à telle ou telle mesure ou à la détermination des équivalences de compensation. Le SDAGE du **bassin Loire-Bretagne** a adopté également une compensation sur une surface égale à au moins 200 % de la surface supprimée par recréation ou restauration de zones humides équivalentes sur le plan fonctionnel et de la qualité de la biodiversité. Il est ajouté que ces mesures doivent être appliquées dans le même bassin versant et que « *la gestion et l'entretien de ces zones humides doivent être garantis à long terme* » (Disposition 8B-2).

Le **SDAGE du bassin de la Seine et des cours d'eau côtiers normands** indique que les mesures compensatoires doivent obtenir un gain équivalent quant aux fonctions écologiques, en priorité dans le bassin versant impacté (Disposition 48-46). A cet effet, il prévoit « *l'amélioration et la pérennisation de zones humides encore fonctionnelles (restauration, reconnections, valorisation, meilleure gestion, (...)) ou la recréation d'une zone humide équivalente sur le plan fonctionnel et de la biodiversité, d'une surface au moins égale à la surface dégradée et en priorité sur la même masse d'eau. A défaut, les mesures compensatoires prévoient la création d'une zone humide à hauteur de 150 % de la surface perdue.* »

Le **SDAGE du bassin Adour-Garonne** indique à la rubrique C46 (éviter ou, à défaut, compenser l'atteinte grave aux fonctions des zones humides) que « *des mesures de compensation proportionnées aux atteintes portées aux milieux, à la charge du maître d'ouvrage, seront exigées après concertation avec les collectivités territoriales concernées et les acteurs de terrain* ». Ces mesures peuvent prendre la forme d'une création ou de l'acquisition « *de zones humides équivalentes sur le plan fonctionnel et sur le plan de la biodiversité, [qui] peut compenser à hauteur de 150 % au minimum de la surface perdue* ».

En 2011, la **Mission Inter-Services de l'Eau (MISE)** de l'Essonne a élaboré une note sur « *Les mesures compensatoires pour les zones humides. Eléments de doctrine* ». Dans un souci de cohérence, le cadre réglementaire et l'état d'esprit de la police de l'eau à appliquer lors de l'instruction des dossiers Loi sur l'eau sont exposés en soulignant leurs liens avec les exigences du nouveau SDAGE du bassin de la Seine et des cours d'eau côtiers normands. Les points susceptibles de concerner les porteurs de projets d'installations, d'ouvrages, de travaux et d'activités (IOTA) sont présentés (définition, délimitation,...), l'accent étant mis sur les mesures compensatoires à la destruction de zones humides (faisabilité, évaluation de l'impact, objectif, caractéristiques du site impacté, justification du choix du site de compensation, indicateurs de réussite, suivis)...

### **Les travaux en cours sur les compensations en zones humides.**

En 2010, le **Forum des marais atlantiques**, Pôle-relais zones humides de la façade Atlantique, Manche et mer du Nord, a lancé à la demande de l'Agence de l'eau Loire-Bretagne ; une étude avec pour objectif de **fournir aux acteurs de la gestion de ces territoires des informations de référence** sur les implications de la loi sur la responsabilité environnementale (2008). Cette dernière vise à prévenir, réparer ou compenser les dommages écologiques graves causés à la qualité des eaux de surface et souterraines, à l'état des sols ainsi qu'aux espèces et habitats naturels protégés. Centré sur les zones humides, ce travail s'attache à faire une synthèse sur les éléments de doctrine et les méthodes employées (FMA, 2010). A cet effet, les réponses au formulaire de recensement adressé à divers opérateurs publics et privés (DREAL, EPTB, fédérations de chasse et de pêche, conseils généraux et régionaux etc.) sont entrées dans une base de données. A ce

jour, une quarantaine de retour d'expérience a été recueillie, et les résultats devraient être publiés sous la forme d'un guide fin 2011 – premier trimestre 2012.

En 2011, la **Direction Inter Régionale Est de l'ONEMA** a initié un examen des dossiers loi sur l'eau collectés en France pour obtenir une typologie des propositions de mesures compensatoires zones humides. Cette étude met également en exergue les principaux problèmes rencontrés lors de cette analyse (données manquantes, absence de délai de réalisation de la mesure et/ou de suivi etc.). Elle comprend entre 5 et 8 fiches de retour d'expérience, avec les mesures mises en œuvre, leur application sur le terrain et l'intervention de l'ONEMA dans ce dossier. L'objectif final de ce travail, réalisé par Etchecopar Etchart (2011), est de présenter des pistes pour améliorer les mesures compensatoires zones humides dans les dossiers loi sur l'eau.

#### **4. Compensation « biodiversité » *sensu lato* en France**

Les mesures compensatoires font l'objet de synthèses complémentaires réalisées en parallèle, à des échelles variées, et qui concernent plus ou moins directement les zones humides.

##### **Positions officielles**

Au niveau régional, la **DREAL Provence Alpes Côte d'Azur** a publié en 2008 une première note<sup>26</sup>, suivie en 2009 (Diren PACA, 2009), par un rapport intitulé « *Les mesures compensatoires pour la biodiversité. Principes et projet de mise en œuvre en Région PACA* ». Les termes fréquemment employés, le cadre législatif y sont définis, et des cas particuliers exposés. Ce travail traite également des moyens de pérenniser la mesure compensatoire (protection, gestion), les mesures d'accompagnement, et les conditions optimales de réalisation et de réussite de celles-ci. Parmi, les méthodes et techniques développées ailleurs pour lesquelles on a du recul, l'une concerne les zones humides, il s'agit du mécanisme du *mitigation banking* étatsunien. (Voir : 2. Zoom sur une expérience de près de 40 ans, le parcours étatsunien)

Outre les possibilités offertes par Natura 2000 (DOCOP, plans de gestion, LIFE Nature), les SDAGE, les mesures d'accompagnement de certains Sage et de contrats de milieu sont indiquées<sup>27</sup>. Programmés sur 5 ans en général, les contrats de milieu comportent des mesures compensatoires, le plus souvent à destination du maintien de la biodiversité existante.

En 2011, la **DREAL Franche-Comté** a produit une note sur les « *Modalités de mise en œuvre des mesures compensatoires* » (Dreal Franche-Comté, 2011). Là aussi, l'objectif est de fournir le cadre réglementaire et les principes de la compensation, sachant que l'option « maîtrise foncière », la temporalité, la pérennité et la traçabilité des mesures sont privilégiées. Le tout accompagné d'un schéma général détaillant les étapes d'implantation des mesures compensatoires. Les règles spécifiques à la gestion de l'eau et donc à la compensation des zones humides font référence aux dispositions du SDAGE 2010-2015 Rhône Méditerranée (2009).

De son côté la **DREAL Centre** a exposé où en est la réflexion régionale sur l'équivalence écologique au titre de la compensation écologique à une réunion de juin 2011 des experts ERC. Au cours de sa présentation F. Olivereau a insisté sur les points suivants :

- « *tout n'est pas compensable* »,
- chaque écosystème ayant un fonctionnement particulier « *chaque dossier est sans équivalent* »,
- la compensation d'un écosystème se fait systématiquement au détriment d'un autre.

<sup>26</sup> Les mesures compensatoires pour la biodiversité : la stratégie de la DIREN PACA. Principes de mise en œuvre, actions régionales et nouvelles perspectives.

<sup>27</sup> 28 contrats de milieux à différents stades d'avancement recensés au 1<sup>er</sup> avril 2008.

Il réitère les règles incontournables : compenser par les mêmes espèces, habitats et/ou fonctions écologiques, sauf dérogation ; de manière anticipée ou au moins simultanée et bien entendu le plus près possible pour des raisons de fonctionnement de métapopulation, d'écosystèmes (flux hydrologique et/ou de nutriment...).

A l'échelle nationale, en référence aux engagements du Grenelle<sup>28</sup> et à ceux pris à Nagoya (CdP CDB<sup>29</sup>), le ministère en charge de l'écologie a créé un comité de pilotage pour élaborer les lignes directrices sur la séquence **Eviter/Réduire/Compenser (ERC)**. Celui-ci composé de représentants de services de l'état (MEDDTL, MAPRAAT, ONEMA, ONCFS, DREAL, Préfecture) et d'associations (FNE, LPO, CELRL, UICN, Ligue ROC, WWF etc.) notamment, se focalise sur la thématique « biodiversité ».

Les résultats de ce groupe de travail donneront lieu à la publication, fin 2011, d'une doctrine nationale, déclinée en 30 fiches thématiques, afin d'avancer sur des aspects méthodologiques. Une vision globale et cohérente des enjeux sera fournie.

En juin 2011, le ministère en charge de l'écologie a initié un premier appel à projet « **d'opérations expérimentales d'offre de compensation** ». Il s'agit de reproduire l'essai grandeur nature de CDC Biodiversité dans la Crau. Une à quatre nouvelles opérations seront initiées pour réaliser un ensemble d'actions en faveur d'espèces ou d'habitats naturels qui puissent ensuite être considérées comme de la compensation pour des impacts résiduels de projets d'aménagement. Trois secteurs géographiques potentiels ont été pré-identifiés (Alsace-Grand - Hamster, Nord-Pas-de-Calais - Trame verte coteaux calcaires, Poitou-Charentes - Fragmentation et Outarde canepetière).

Des études plus ou moins directement reliées aux mesures compensatoires ont été commandées essentiellement par le Ministère en charge de l'écologie: recensement de cas (EnviroScop, 2010), travaux méthodologiques à propos de la monétarisation des évaluations économiques des services rendus par les zones humides (Bouscasse, *et al.*, 2011 ; Katosky et Marical, 2011).

Le ministère s'attache aussi aux implications de la **Directive Responsabilité Environnementale** (DRE) 2004/35/CE<sup>30</sup>, transposée dans la loi française depuis le 1er août 2008. L'exploitant est tenu de prendre des mesures de prévention et a obligation de réparer tout dommage environnemental causé aux espèces et habitats naturels protégés (nature), ainsi que ceux affectant les eaux ou les sols (terres), et d'en supporter les coûts. La remise en l'état initial des eaux, espèces ou habitats fait appel à des réparations primaires, complémentaires et compensatoires portant sur les ressources naturelles endommagées ou les services détériorés. Ces derniers sont à remplacer par des éléments naturels identiques, similaires ou équivalents, sur le lieu de l'incident ou un autre site, si nécessaire<sup>31</sup>.

A propos des équivalences et de leur prise en compte, Bas et Gaubert (2010) ont dressé un tableau de la situation à partir de méthodes expérimentées hors Europe, dont les résultats seraient utiles à l'élaboration de documents opérationnels. Prévenir les dommages environnementaux provoqués par les activités d'industrielles en rendant les entreprises financièrement responsables de la réparation exige d'abord de préciser la terminologie, d'opter pour le transfert de méthodes appliquées dans d'autres pays ou leur adaptation au contexte nationale. La question du dimensionnement du projet de restauration se trouve au cœur de la problématique. Deux hypothèses sont à considérer, faut-il viser à la restauration de systèmes :

<sup>28</sup> Rappel par le Grenelle de l'Environnement de l'obligation de respecter le triptyque ERC (2007).

<sup>29</sup> 10<sup>ème</sup> Conférence des parties de la convention pour la diversité biologique (Nagoya, Japon, 2010).

<sup>30</sup> Au départ, la DRE s'adressait aux dommages environnementaux résultant d'un accident industriel, les révisions de 2006 et 2009 ont nuancé les choses.

<sup>31</sup> Les différents types de réparation applicables aux dommages causés à l'eau et à la nature sont définis à l'annexe II de la DRE, et des informations sur les mesures à prendre fournies.

- équivalents, c'est-à-dire similaires à celui avant l'accident industriel, ou
- de même valeur, c'est-à-dire offrant des ressources et/ou des services analogues ? La seconde, formulée comme la nécessité d'une « *équivalence ressource-ressource ou service-service* » dans la DRE, est avancée par ces auteurs qui, exemples fictifs d'évaluation financières à l'appui, montrent le côté dissuasif de la mesure.

Une autre manière de procéder repose sur l'approche par les coûts, c'est-à-dire la monétarisation des services écologiques détériorés, alternative non traitée dans ce rapport. Le préalable consiste alors à déterminer l'impact réel de la dégradation sur l'écosystème ensuite à choisir la méthode de restauration permettant de compenser les pertes en ressources et/ou services à équivalence. Les méthodes d'équivalence *Habitat Equivalency Approach* (HEA)<sup>32</sup> et *Resource Equivalency Approach* (REA) peuvent servir à dimensionner, dans le temps et dans l'espace, un projet de restauration visant à compenser exactement les pertes de ressources et/ou de services écologiques résultant d'un accident industriel.

Dans tous les cas, le suivi et l'interprétation des résultats *post* intervention aideront à savoir si le contrat est rempli.

En mars 2011, le CETE Méditerranée a organisé des **Journées techniques** « *Les mesures compensatoires dans les projets d'infrastructures de transport terrestre - Aspects réglementaires et retours d'expériences* » pendant lesquelles ont été traités divers aspects relatifs à la définition, conception, évaluation, au suivi de ce genre de projet.

### **Points de vue de gestionnaires de la nature**

En 2009, un **atelier** « *Les mesures compensatoires pour la biodiversité* » s'est tenu lors de la Journée technique du Réseau Régional des Gestionnaires d'Espaces Naturels Protégés de Provence-Alpes-Côte d'Azur (RREN, 2011). Pour sa part, la Fédération des Conservatoires d'espaces naturels a publié une « *Charte éthique du réseau des conservatoires d'espaces naturels* » afin de répondre aux interrogations d'ordre éthique des « porteurs » d'actions compensatoires (décision indépendante, objectivité, technicité...). En 2010, ce réseau a publié une feuille de route intitulée « *Pour une amélioration de la mise en œuvre des mesures compensatoires* » (FCEN 2010). L'attention des « porteurs » des actions compensatoires est attirée sur la nécessité :

- d'indépendance des procédures liées à la définition des mesures compensatoires pour en garantir l'objectivité,
- de solutions efficaces dans le temps et d'une technicité avérée.

Il insiste sur le fait qu'une mesure compensatoire n'est pas à instruire comme un droit à détruire.

La Frapna a également défini ses souhaits et demandes à propos des mesures compensatoires (Frapna, 2010).

---

<sup>32</sup> **Habitat Equivalency Approach** (HEA) appliquée surtout pour les habitats côtiers et marins par le National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) et **Resource Equivalency Approach** (REA) méthode proche de la précédente mais avec des unités de quantification différentes.

## 5. Place de la compensation dans la logique des études d'impact

Le script d'une l'étude d'impact d'environnement (EIE) ou évaluation environnementale, (EI) maintenant codifié par des directives et réglementations, comprend des étapes principales (Fig. 12), chacune d'entre-elles donnant lieu à des déclinaisons adaptées aux objectifs et au contexte national. En général, l'examen des mesures de compensation a lieu lors de la phase d'évaluation.



Figure 12 : Etapes génériques de l'évaluation environnementale (Fischer *et al.*, 2008).

En France, le ministère de l'écologie en accord avec les préconisations du BBOP (2009) a opté pour le schéma suivant quant à la réalisation des mesures compensatoires des atteintes à la biodiversité (Fig. 13). La préoccupation de mitigation (Eviter/Réduire/Compenser) intervient alors dès le début de l'étude d'impact *sensu stricto*.

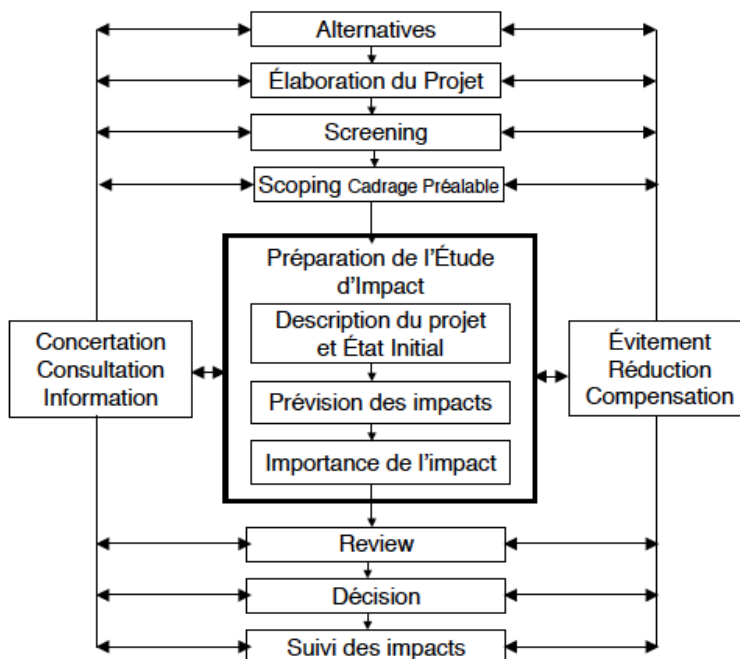


Figure 13 : L'évaluation environnementale (Morandeau et Plateau, 2010).

Lorsque la ressource en eau risque d'être concernée par des impacts potentiels, certains préconisent d'intégrer à la phase d'évaluation, une analyse des fonctions et services des milieux aquatiques et humides à l'échelle au minimum du sous bassin versant (Fig. 14). Les options de mitigation à mettre en œuvre et leurs effets attendus sont alors mieux cernés. Ces informations éclairent le choix entre les alternatives, notamment vis-à-vis de leurs implications à court et moyen termes, et au final la décision.

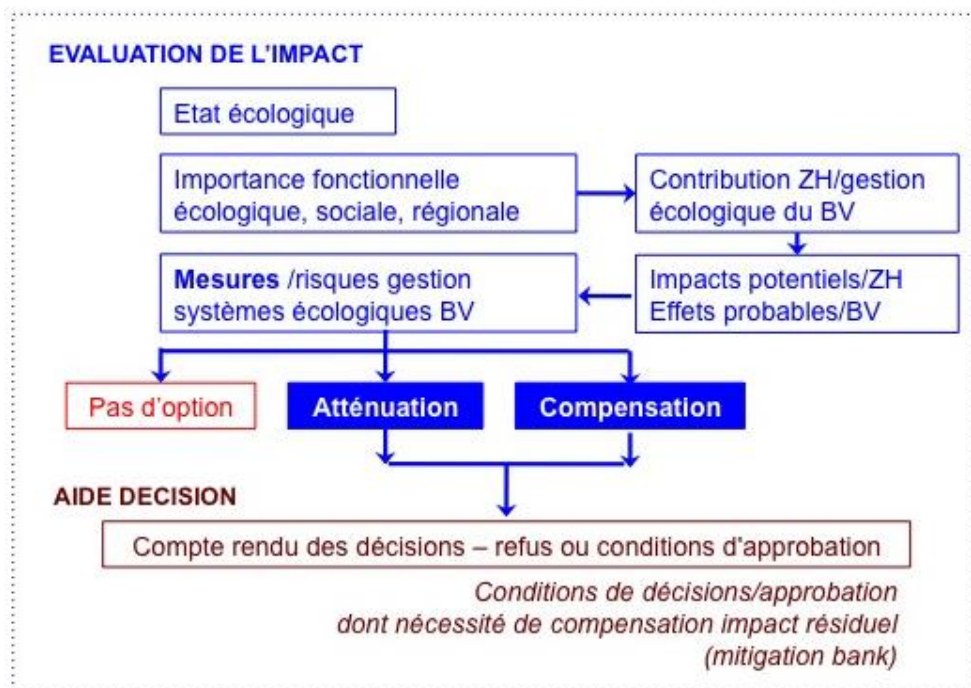


Figure 14 : Application de la stratégie de gestion des zones humides dans le processus d'aide à la décision lors de l'évaluation environnementale (INR, 2007).

Plus généralement, les études d'impact devraient aller au-delà du triptyque Eviter/Réduire/Compenser (ERC) si on veut contribuer à une réelle « reconquête » d'une biodiversité durable. Dans ce cas, les stratégies de gestion des effets, par exemple, par la restauration et/ou la création de zones humides, devraient se trouver au sommet de la hiérarchie des mesures d'atténuation.

Au-delà des points techniques opérationnels, le thème de la compensation pour perte de biodiversité, zones humides incluses, mobilise des éléments relevant de la politique générale d'aménagement du territoire, de la fiscalité, du droit de propriété... Ils ne sont pas traités ici bien qu'ils conditionnent largement les choix et décisions par rapport aux caractéristiques des opérations de compensation : restauration, création sur place, à proximité, dans le bassin versant, l'hydroécorage, ou au travers d'une banque de mitigation ? L'échange se fait-il à communauté et/ou écosystème équivalent ?



## B/ Panorama international des démarches de compensation

Dans plusieurs pays et à l'échelon européen des programmes de compensation ont été initiés qui concernent le plus souvent la biodiversité au sens large. Nous avons choisi de balayer le panorama en mettant l'accent sur des approches intéressantes quant aux réponses à mettre en place face à la perte de zones humides. La riche expérience des Etats-Unis dans le domaine de la mitigation des zones humides explique les développements à propos du contexte et des modalités d'implantation de leurs politiques.

### 1. Qu'en est-il ailleurs?

Les approches fondées sur l'utilisation de marchés sont liées aux banques de mitigation de zones humides (Etats-Unis), aux plans de conservation d'espèces en danger (Etats-Unis, Australie...) et aux politiques d'atténuation des changements climatiques (Europe). Sans entrer dans le détail, l'information sur les programmes de compensation de la biodiversité se décline à plusieurs échelles, l'Union européenne dans son ensemble ou certains pays individuellement.

#### Les mesures de compensation vues d'Europe

Des comparaisons sur les dispositifs existant ont été réalisées depuis une dizaine d'année. A signaler la thèse de F. Beauchain (2008) qui a cherché à comprendre pourquoi cette démarche avait tant de mal à s'implanter en France comparativement à nos voisins et fait des propositions d'ordre politique pour contrecarrer le déficit d'opérateurs dans le domaine. Un projet de recherche, *Resource Equivalency Methods for Assessing Environmental Damage in the EU* (REMEDE), financé par la Commission européenne (2006-2008) visait à apporter des réponses aux questions posées par l'application de la Directive Responsabilité Environnementale. Une boîte à outils a été proposée pour aider en 5 étapes au calcul de la quantité de compensation écologique nécessaire après un dommage à une ressource environnementale ou à un service et ceci par une unité monétaire ou monnaie écologique.

Dickie et Tucker (2010)<sup>33</sup> mandatés par la DG Environnement de la Commission européenne ont décortiqué la conception, les pratiques et les résultats d'instruments fondés sur des marchés pour la protection de la biodiversité en Europe. **Natura 2000** et la **Directive Responsabilité Environnementale** (DRE) ainsi que les réglementations nationales servent de fil conducteur à ces recherches. Ces auteurs ont également analysés les raisons du succès de démarches similaires hors Europe (Australie, Afrique du Sud, Allemagne, Etats-Unis, Brésil, Canada...). Pour la France, ils ont retenu comme mécanisme : les actions menées pour Natura 2000 et le programme de compensation CDC Biodiversité. Ils soulignent la nécessité de développer encore les concepts et méthodes d'organisation des transactions, de calcul des crédits, d'équivalence entre débits et crédits, de certification, et de suivi des opérations.

Pour le moment, on a peu de recul en particulier à propos de la DRE, sa transposition dans le droit interne de tous les États membres date de juillet 2010. Le bilan établi, au début de l'année 2010, par la Commission européenne recense 16 cas relevant de la DRE et estime à environ 50 les dossiers traités en octobre, aucun ne faisant référence à des formes de réparation complémentaire et compensatoire (Commission européenne, 2010). Cette revue montre :

- d'importantes variations de modalités de mise en œuvre d'un État à l'autre, constat logique puisqu'il s'agit d'une directive ;
- la prédominance des traitements de dommages causés à l'eau et aux sols (décontamination), peu de réparation de pertes d'espèces et d'habitats protégés, avec des variations selon les pays. 14 pays ont intégré les espèces et habitats protégés dans des

<sup>33</sup> Economics for the Environment Consultancy (eftec), Institute for the European Environmental Policy (IEEP).

programmes nationaux ou régionaux de protection dans tout ou partie de leur législation en réponse à l'extension optionnelle du champ d'application de la DRE, mais pas la France ;

- des temps de régénération environnementale allant d'une semaine à trois ans et des coûts estimés de 12 000 à 250 000 € ;
- l'existence de lacunes, les préjudices causés à l'environnement marin (marée noire) étant exclus à la différence de ceux touchant les eaux côtières et eaux territoriale.

Comme le signalent Madsen *et al.* (2011), l'idée de créer des **marchés de biodiversité et des banques d'habitats** a émergé récemment en Europe, les programmes étant à des stades variés d'avancement : implantés et en cours de révision (Allemagne), sous forme de pilote (CDC Biodiversité France), à l'étude (Royaume-Uni, Suède). Voir ci-dessous.

Pourtant, l'alternative **banque d'habitat** semble actuellement la plus adaptée à l'objectif pas de perte nette de la stratégie biodiversité européenne dans la mesure où les ressources naturelles les plus menacées sont en majorité protégées et que la préoccupation va aux impacts ponctuels ou cumulés (Dickie et Tucker, 2010). De plus cet instrument permettrait d'optimiser le type et la localisation des mesures de compensation, de les incorporer aux stratégies de planification du territoire tout en incluant les contraintes de disponibilité de terrain à l'échelle de l'UE. Trois dispositifs de compensation sont envisagés<sup>34</sup> :

1. les crédits habitat-espèce pour compenser les impacts négatifs sur les sites Natura 2000, sous condition ;
2. l'utilisation d'évaluation d'impact et de règlements d'aménagement du territoire, pour disposer d'un système de compensation fournissant des réponses aux impacts négatifs résiduels significatifs sur des ressources naturelles importantes en Europe, en particulier, les effets sur les populations d'espèces et leurs habitats en dehors des sites Natura 2000 ;
3. un nouveau mécanisme de compensation d'impacts aux effets mineurs pris isolément et pas compensés à l'heure actuelle, mais qui, cumulés, représentent une cause importante de perte continue de la biodiversité dans l'UE.

Ces initiatives devraient connaître une montée en puissance compte tenu des objectifs 2015 de la stratégie pour la biodiversité de l'Union européenne adoptée cette année : « *pas de perte nette* », assurer le rétablissement de la biodiversité et des services écosystémiques par le biais entre autres d'un système de paiements de services écosystémiques.

Cependant, un véritable développement d'un marché biodiversité à partir de banques d'habitats dépend du renforcement des réglementations *ad hoc* dans les pays de l'UE. Peu d'Etats contrôlent le processus et le volume du marché reste flou. Une exception, le Land de Bavière dont le registre indique la création d'une moyenne de 2 600 hectare par an (2008-2009) et de plus de 1 000 nouveaux sites de compensation au cours des six mois suivant la publication du règlement dédié en Allemagne (septembre 2009). De fait, le rôle de la Commission européenne vis-à-vis des mécanismes de compensation résulte largement des choix en cours dans les pays de l'Union. L'introduction d'un système harmonisé de garantie financière obligatoire est pour le moment retardée.

En vue de soutenir les initiatives, la Commission européenne a confié au Royaume-Uni un travail scientifique sur l'adaptation des compensations et banques d'habitats à la situation du territoire de l'UE (Bateman *et al.*, 2010 ; UK NEA, 2011) et publié un document préalable à la constitution d'un atlas européen des services écosystémiques (Maes *et al.*, 2011).

Les paragraphes suivants visent à mettre en lumière où en sont d'autres pays vis-à-vis de la production de mesures compensatoires ainsi que l'originalité de leurs approches.

---

<sup>34</sup> Le premier nécessite des ajouts à l'Article 6(4) de la Directive Habitats, les deux autres des règlements supplémentaires, des moyens de suivi et d'évaluation des dommages résiduels ainsi qu'une incitation à l'achat de crédits biodiversité.

### Allemagne, un programme évolutif

Le programme réglementaire européen de compensation des **pertes de biodiversité** le plus important est géré par les agences environnementales publiques allemandes, tout en impliquant des opérateurs privés (Tischew *et al.*, 2010, Madsen *et al.*, 2010).

Outre-Rhin comme en France, une loi Fédérale relative à la Conservation de la Nature (Eingriffsregelung, 1976) est à l'origine des règlements qui posent le cadre et les principes de l'atténuation-compensation des impacts environnementaux. Elle vise à n'assurer « aucune perte nette » en évitant tout dommage par la restauration et la compensation de remplacement des impacts inévitables résiduels. Les projets doivent s'inscrire dans la séquence éviter-réduire-compenser. Une plus grande flexibilité de type « marché » a été introduite en 1990, et deux types de mesures s'appliquent :

- la compensation *in situ* par des actions de restauration et de gestion afin de reconstituer le fonctionnement écologique du milieu impacté ;
- la compensation « complémentaire » autorisée depuis 2002 (Kompensationsflächenpools) mise en œuvre ultérieurement et *ex situ* dans le cas où les résultats des mesures de restauration se révèlent insuffisants.

L'impact écologique peut être atténué par une compensation à équivalence ou par une intervention fondée sur un nombre égal d'éco-points que celui du site d'origine avant aménagement. Ces « éco-points » correspondent à une manière de comptabiliser la valeur écologique de l'impact et servent à démontrer l'équivalence entre les pertes dues à l'impact et la compensation<sup>35</sup>.

Des agences publiques de conservation de la nature contrôlent le bon déroulement des procédures sachant que chaque Land peut préciser la réglementation, indiquer la nature exacte des mesures compensatoires et leurs conditions d'application.

Les risques liés au mécanisme tel qu'il existe ont été recensés :

- pas de garantie sur le long terme,
- des contraintes quant à la disponibilité des terrains,
- des problèmes d'équivalences spatiales et fonctionnelles entre les débits et les crédits ;
- la variété de méthodes utilisées pour créer, négocier des crédits et hiérarchiser les compensations,
- la difficulté à démontrer l'additionnalité et à harmoniser les normes entre les Lands afin d'augmenter le marché de l'offre.

La réglementation évolue, ainsi un amendement de mars 2010 a précisé la notion de « zone naturelle » et fixé des limites à l'utilisation de certaines terres agricoles pour des projets de compensation (Madsen *et al.*, 2011).

Pour répondre au besoin d'un cadre théorique d'analyse du rapport coût-efficacité des programmes de compensation de dommages causés à la **faune**, une approche intéressante a été suggérée fondée sur la comparaison de différents types de régimes d'indemnisation (Schwerdtner et Gruber, 2007). Dans le cas de projets touchant à l'habitat de la Loutre (*Lutra lutra*) en Saxe (Allemagne), les dispositifs d'indemnisations et de compensations ont un coût moindre lorsqu'ils sont mis en place avant l'aménagement. Ces auteurs concluent que le choix entre compenser avant ou après découle de la répartition des dommages, dont l'ampleur dépend de l'espèce concernée.

### Royaume-Uni, de grandes ambitions

Les interventions en compensation correspondent dans ce pays essentiellement au respect des obligations de la Directive « Habitats ». Partant de pratiques proches de celles des

<sup>35</sup> Calcul des scores à partir de listes des biotopes spécifiques à chaque Land selon les priorités de conservation régionales et locales, d'où les différences de résultats et l'impossibilité de faire des comparaisons entre types d'habitats.

banques d'habitats, Briggs et al. (2009)<sup>36</sup> proposent deux modèles qu'ils estiment intéressants pour le Royaume-Uni et pourquoi pas l'Europe : le « *Regional bank* » et le « *SPA/SAC wetland bank* » soit la **banque des sites Natura 2000 zones humides**. Le second se justifie par la forte proportion de milieux de ce type dans les ZPS/ZSC.

Ces auteurs précisent que les zones humides, en majorité, peuvent être efficacement et rapidement recréées, tout en précisant que la récupération de la fonctionnalité d'origine de la zone peut demander du temps. Parmi les milieux ayant bénéficié de programmes de restauration importants, les marais côtiers, vasières, prés salés, roselière, créés lors de dépollués<sup>37</sup> (Crooks et Ledoux. 1999; Morris et al., 2006). Le fait de se focaliser sur les zones humides s'explique aussi par l'existence des expériences américaines dans le domaine comme le notent Hahn et Kenneth (2010).

Briggs et al. (2009) ont signalé les problèmes fréquemment posés par ce type de démarche :

- le risque et l'incertitude entourant la restauration des fonctions des habitats ;
- la réglementation de ces banques d'habitat et le calcul des rémunérations d'habitats nouveaux ou de ressources créées par rapport à l'impact environnemental. Point également souligné par Hahn et Kenneth (2010).

Ils ont listé les avantages des banques d'habitats comparativement aux opérations individuelles de compensation comme suit :

- des travaux de restauration/création d'habitats entrepris par des professionnels qualifiés ;
- une réduction des délais de traitement des permis ;
- une dispense pour l'aménageur de réaliser lui-même la compensation ;
- des coûts d'indemnisation prédéfinis ;
- une gestion du site sur le long terme.

En cas d'impossibilité d'avoir la proximité géographique requise entre le site impacté et celui restauré pour l'espèce visée, souvent celles listées à la Directive Oiseaux, la création d'une zone humide suffisamment grande et attrayante pour soutenir l'effectif de sa population, reste une alternative de choix.

Bien que chaque dossier soit particulier, Briggs et al. (2009) recommandent des rapports de ratios surfaciques minimums à utiliser de manière adaptée, soit au moins :

- de **2:1** pour une indemnisation d'habitats faciles à restaurer/créer, contigus au site impacté, ou sur des terrains aux caractéristiques physiques semblables ;
- de **3:1** pour des d'options de restauration/création à risque et incertitude plus importants quant à la reproduction des habitats proches perdus ;
- de **4:1** pour les options d'amélioration de l'habitat.

Bien entendu, tout retard entre la perte d'habitat et la restauration doit être évité, par des mesures appropriées, l'acquisition des habitats compensatoires réalisée avant le début des travaux d'aménagement et, en cas d'empêchement, le dépôt par l'aménageur d'une caution importante pour couvrir les coûts supplémentaires si jamais la compensation échouait.

Les avancées des programmes britanniques de compensation biodiversité pour perte d'habitats côtiers due à des développements portuaires ou à des travaux de protections contre les inondations sont reconnues (Madsen et al., 2010). *La Royal Society for the Protection of Birds* gère ainsi plusieurs sites offrant des crédits de compensation biodiversité couvrant une partie de la demande essentiellement liée à de gros projets d'aménagement. Parmi les activités innovantes, celle consistant à anticiper la demande de crédits. Par exemple, l'un des opérateurs principaux en zone portuaire a vendu, à l'*Environment Agency*,

<sup>36</sup> Créateurs d'une compagnie (The Environment Bank LT) pour faciliter les programmes de compensation liés à la stratégie nationale biodiversité et aux politiques.

<sup>37</sup> South Lincolnshire (Freiston Shore), Essex (Tollesbury), Suffolk (Trimley) et North East Yorkshire (Humber Estuary).

25 hectares où sont créés des habitats intertidaux qui serviront de crédits pour des aménagements programmés par l'entreprise. Ces auteurs mettent également en exergue la limite habituelle de cette approche : l'incertitude quant à la portée géographique des échanges débits-crédits

Une augmentation substantielle des marchés biodiversité au Royaume-Uni, y compris des paiements pour services rendus, sont attendus à court terme. En effet, on assiste à des prises de positions récentes de l'opposition politique suite à des rapports circonstanciés sur l'opportunité de développer ce type de banque en Angleterre (Treweek *et al.*, 2009), à des discussions et des avancées de partenaires variés (bureau d'étude, scientifique, entreprise, propriétaire privé...).

Le ministère de l'Environnement, l'Alimentation et des Affaires rurales (DEFRA) a publié, en 2010, « *Une invitation à façonner la nature de l'Angleterre* »<sup>38</sup>, suivi d'un Livre blanc de l'environnement naturel<sup>39</sup> en 2011. Ce dernier comprend un plan de lancement d'un programme test de compensation de la biodiversité au printemps 2012. Le programme volontaire et administrée en grande partie par les autorités locales, concernera des zones pilotes à travers le pays. *Natural England* fournira un soutien méthodologique et technique. Entre temps, des banques de crédits de conservation réalisées par un promoteur privé (*Environment Bank Ltd.*) se développe dans le cours amont de la Tamise et sur les côtes (Essex, Suffolk).

#### [Pays-Bas, les grands projets mis en avant](#)

Paradoxalement, dans ce pays pionnier dans le développement d'un réseau écologique national, le *National Ecological Network* (EHS), il n'existe pas de réglementation nationale consacrée à la compensation des pertes de ressources naturelles et écosystèmes, mesures liées aux sites Natura 2000 exceptées.

Toutefois, le principe de compensation écologique de grands projets d'aménagement ayant été introduit aux Pays-Bas en 1993, une analyse des moyens offerts par des plans de compensation appliqués aux projets autoroutiers a été menée (Cuperus, 2005). Cette thèse indique les points positifs du système :

- une prise en compte anticipée et au cours des différentes phases du processus de décision des impacts écologiques et mesures de compensation associées ;
- l'opportunité de révision ou d'abandon des projets.

Mais surtout les problèmes rencontrés : comment appliquer des mesures de compensation en l'absence de « doctrine » nationale ? De nombreuses recommandations sont émises.

En outre, le programme politique « biodiversité » (2008–2011) aux Pays-Bas (DMEAAI, 2009) stipule dans les priorités gouvernementales : trouver en 2011 un accord avec le monde des entreprises pour développer des mesures spécifiques visant à améliorer l'utilisation des services écosystémiques néerlandais et ailleurs. Il s'agit d'explorer et de promouvoir des mécanismes intégrant le paiement et l'indemnisation de services et produits de la biodiversité en cas d'utilisation non durable.

#### [Suède, un réveil tardif](#)

Les discussions au sujet des principes de compensation environnementale datent du milieu des années 1990 (Madsen *et al.*, 2010), mais l'intégration de dispositifs dédiés restant aujourd'hui très limitée. À l'exception de certaines réserves naturelles et les zones Natura 2000, la Suède, n'a pas d'exigences juridiques contraignantes pour les compensations environnementales, mis à part pour les projets routiers suivis par l'Administration des routes. Les permis en zone Natura 2000 ne peuvent être acceptés qu'après une évaluation du

<sup>38</sup> DEFRA (Department for Environment, Food and Rural Affairs) 2010. *An invitation to shape the Nature of England*. London, 21 p.

<sup>39</sup> DEFRA (Department for Environment, Food and Rural Affairs) 2011. *Natural Environment White Paper: The Natural Choice: securing the value of nature*. London, 76 p.

gouvernement, les dommages aux espèces et habitats des Directives qui doivent être compensés en priorité (Rundcrantz, 2007). Quelques initiatives bénévoles visent à intégrer des compensations environnementales dans la planification du développement urbain, mais aucun système de banque de compensation n'existe.

Pourtant, les objectifs de qualité environnementale adoptés en 2006 indiquent que : « *là où des types d'habitats importants ont été endommagés, ils doivent être restaurés, afin d'améliorer significativement les conditions de la diversité biologique* ».

En 2011, un dialogue national a été initié par l'ensemble des partenaires à propos de l'utilisation des compensations « biodiversité » pour stopper les pertes continues de ressources naturelles dans les espaces non protégés (Madsen *et al.*, 2011).

### Espagne, un problème de confusion entre atténuation et compensation

Les Directives européennes sont transposées à la législation nationale et les 17 Régions autonomes les déclinent plus précisément, ou pas. Certaines ont adopté des dispositions pour favoriser la pratique de compensation (Andalousie, Aragon, Iles Baléares, Estrémadure, Navarre). Depuis 2007, l'Autorité andalouse compétente est habilitée à faire appliquer la compensation lorsque les dommages causés aux valeurs naturelles ne peuvent pas être évités. Elle permet aussi à l'aménageur le paiement d'une amende, utilisable ensuite pour des compensations. En Navarre, un Décret de 2006 oblige les promoteurs à préciser, dans leur déclaration environnementale, le montant exact de la caution à payer pour les mesures compensatoires à réaliser.

Villarroya et Puig (2010) ont examiné les compensations mentionnées dans 1 302 décisions d'étude d'impact (2006-2007). Ils montrent que plusieurs types de milieux sont concernés des mares temporaires méditerranéennes, des forêts rivulaires et des cours d'eau. 1 088 dossiers concernent des projets « non linéaires » (carrières, barrages, fermes), 27 des infrastructures ferroviaires et 187 routières.

Ces auteurs ont constaté que 100% des décisions mentionnent des dispositions d'atténuation et 31% une compensation environnementale dont seulement 9% décrivent les mesures envisagées. Cependant, il semble que le terme « atténuation » et celui de « compensation » ne sont pas toujours utilisés à bon escient. Globalement, les pratiques restent loin des principes, la cause principale étant les choix de compensation sur des sites moins favorables. Les auteurs suggèrent la production d'un document d'orientation sur la façon de traiter et de sélectionner des mesures de compensation pour tout projet soumis à l'EIE.

### **La Suisse, une politique de compensation des paysages**

L'essentiel des mesures de compensation en Suisse concerne l'entretien de paysages ruraux cultivés tel qu'ils se sont constitués au fil des siècles ainsi que le maintien de leur faune et leur flore associées. Les zones de compensation écologique sont conçues comme une contribution à la conservation d'habitats important au plan écologique, mais qui ne sont plus rentables pour la production agricole. Les paiements directs servent à maintenir l'exploitation de surfaces isolées en montagne, peu productives, et limite la reforestation tout en préservant la mosaïque du paysage. Ailleurs, des habitats intéressants et proches de l'état naturel peuvent ainsi être préservés : vergers haute-tige, prairies à litière. Ce système est proche de celui des mesures agro-environnementales dans ses objectifs généraux.

D'après l'OFEV, en 2005, les surfaces de compensation écologique couvrent environ 120 000 hectares, en majorité de prairies (70 %), des vergers haute-tige (20 %) et représentent environ 11 % de la surface agricole utile totale. Ces superficies ont augmenté d'environ 70 500 hectares entre 1993 et 2005, la situation variant d'un canton à l'autre.

Selon Herzog *et al.* (2005), il s'agit de petites zones éparpillées sans grand apport écologique : 90 000 hectares de prairies extensives, 25 000 hectares de vergers traditionnel,

3 000 hectares de bocage et 23 000 hectares d'autres types d'occupation du sol<sup>40</sup>. Sur le plateau Suisse, où sont menées les recherches sur les effets des mesures de compensation, des prairies correspondent à des milieux humides herbacés.

Simultanément, la Suisse a développé un programme de revitalisation de cours d'eau.

En complément, deux types d'approche distincts méritent d'être mentionnés:

- la compensation de perte de d'habitats au titre des lois de protection d'**espèces** en danger donc, souvent présentes dans des zones humides,
- la démarche **australienne** fondée sur la conservation de « *morceaux de nature vierge* ».

### Focus sur les espèces prestigieuses

Des programmes de compensation appliqués à des espèces, donc à leur habitat, fonctionnent dans plusieurs pays qui découlent la plupart du temps de législation sur les espèces en danger<sup>41</sup>. Largement représentées dans les Listes Rouges et listes d'espèces protégées, les taxons de milieux aquatiques ou humides trouvent leur place dans ces dispositifs.

Par exemple aux **Etats-Unis**, l'*Endangered Species Act* (1973) prévoit la création de *Conservation Bank* ou *Habitat Banking*. Le principe a été matérialisé en 1995 avec la création des premières banques « biodiversité » en Californie. En 2011, 90 banques de conservation actives et 19 soldées étaient recensées dans 11 Etats, elles recouvraient environ 30 200 hectares au total. La Californie en accueillait 89. Dix-sept banques se trouvaient en attente d'agrément et 6 inactives ou non renseignées (Madsen *et al.*, 2011).

Ces banques « privées » et agréées par l'*US Fish and Wildlife Service* (USFWS) fournissent des crédits de mitigation « spécifiques » aux aménageurs à l'origine d'impacts sur des espèces de la liste des espèces en danger. Un crédit correspond dans ce cas à une unité d'échange liée aux habitats ou espèces d'intérêt qui se trouvent sur le site de la banque. Concrètement, il peut se rapporter à :

- 0,4 hectare (1 acre) de l'habitat d'une espèce particulière ;
- la quantité d'habitat nécessaire à un couple reproducteur ;
- une superficie définie de zone humide le long d'une zone terrestre tampon ;
- une autre mesure concernant l'habitat d'espèces inscrites ou sa valeur.

Le calcul des crédits disponibles résulte d'un classement ou d'une pondération des habitats en relation avec leurs conditions et/ou fonctions, la taille de la parcelle ou d'autres facteurs.

L'option est présentée par les administrations impliquées<sup>42</sup> comme bénéfiques pour les espèces dans la mesure où l'approche fragmentée des autres types de mesures se traduit souvent par de nombreuses petites réserves, isolées et non durables, qui perdent leurs fonctions d'habitat et leur valeur au fil du temps. Ces démarches se fondent sur des procédures adéquates, *Habitat Equivalency Analysis* (HEA).

Au **Canada**, suivant l'exemple de leur voisin, un concept similaire a été développé par la Loi sur les pêches (*Fisheries Act*) et qui concerne partiellement les zones humides (Harper et Quigley, 2005). Là également des déclinaisons par province existent.

Le dispositif concerne essentiellement les **poissons migrateurs** et leurs habitats (*Fish Habitat Harmful Alteration, Disruption or Destruction-HADD*). L'interdiction de paiements de dédommagement s'accompagne d'un cadre relatif aux programmes de création d'habitats et de constitution de banques en majorité non privées. Quigley et Harper (2006a, b) signalent que bien que les exigences de compensation préconisent un ratio de **6,8:1** en moyenne,

<sup>40</sup> Représentant 13% de la SAU.

<sup>41</sup> Des présentations et analyses des approches fondées sur la création de banques d'espèces, ou plutôt d'habitats d'espèces, ont été réalisées par Ecosystem Marketplace (2006, 2007).

<sup>42</sup> United States Fish and Wildlife Service (USFWS), National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA).

celui réellement retenu est de **1,5:1**, avec pour résultat une perte nette en termes de productivité de l'habitat dans 10 des 16 cas étudiés.

La **politique fédérale** sur la conservation des **terres humide** adoptée en 1991 contenait une hiérarchisation entre les alternatives : éviter, réduire, compenser (ERC (Gouvernement du Canada, 1991), sans que soit indiquée la méthode de calcul des besoins de compensation. De ce fait, les compensations pour les grands projets ont été examinées au cas par cas par les agences compétentes (*Canadian Wildlife Service, Environment Canada*). Par contre, des **lignes directrices** pour parvenir à « aucune perte nette » des fonctions des terres humides incluait des critères pour chaque option de la séquence de solutions d'atténuation (ERC) ainsi que les exigences de compensation (fonction, zone, type, région, contexte temporel) avec une définition des priorités (Lynch-Stewart *et al.* 1996). Les possibilités de constituer des «banques» de compensation ou de créer d'autres milieux, les exigences de suivi et de gestion, se trouvaient aussi citées. La procédure a été précisée en 1998 sous forme d'une **Directive pour les évaluations environnementales relatives aux milieux humides** du Service canadien de la faune (Milko, 1998), visant à répondre aux demandes de terrain et à harmoniser la politique fédérale de 1991 et les lignes directrices de 1996.

Comme le notent Rubec et Hanson (2009), la politique et les réglementations canadiennes concernant la conservation et la compensation des zones humides ont connu de nombreux développements de 1997 à 2007. Plusieurs de ces directives reliées aux politiques (« *pas de perte nette* » d'habitats) prévoient l'insertion de processus d'atténuation dans les décisions d'aménagement touchant les ressources des terres humides. Cependant il existe de grandes différences entre provinces, quelques unes ont précisé les mécanismes et publié des directives (hiérarchisation des mesures, mise en place de la mitigation, rapports de suivi)<sup>43</sup>, d'autres en sont loin.

Les positions sur les dispositifs étasuniens, en particulier les banques de mitigation de zones humides, suscitent au Canada des débats. Certains n'en veulent pas car ils limiteraient les actions de prévention, favoriseraient le déploiement d'opérations financières de création de zones humides et se révéleraient inopérantes quant à la perte nette de milieux. D'autres y voient les avantages retenus aux Etats-Unis, compensation *ante impact*, restauration-créeation de grandes zones humides multifonctionnelles...

Ceci n'empêche pas la poursuite de recherches sur les techniques adaptées aux compensations de pertes dues aux infrastructures linéaires. Les aspects méthodologiques y sont approfondis afin d'identifier et d'évaluer les effets potentiels sur les zones humides (Noble *et al.*, 2011) (Ann. 2).

Actuellement, les incertitudes pesant sur la conception des mesures et le besoin de formalisation des démarches conduisent une majorité d'acteurs des zones humides à proposer l'adoption de normes juridiques fédérales, de directives adaptées aux besoins des décideurs, promoteurs, gestionnaires et partenaires de la conservation.

### **L'Australie et le *Bio-Banking de nature* « indigène »**

La loi de gestion des ressources de 1991 (*Resource Management Act - RMA*) oblige les personnes concernées à éviter, corriger ou compenser les pertes<sup>44</sup> sans définir ce que signifie mitigation dans ce contexte. Pour beaucoup, il s'agit de l'atténuation, mais un examen des pratiques montre qu'un second sens est donné au terme « mitigation », soit les mesures compensatoires en tant que telles (*off-setting compensation*)<sup>45</sup>.

<sup>43</sup> Ile Prince Edward, Nouveau Brunswick, Nouvelle Ecosse.

<sup>44</sup> *Avoid, remedy or mitigate.*

<sup>45</sup> La Section 108 de la loi prévoit une contribution financière pour remplir la condition exigeant des travaux fournissant la protection, la plantation ou la replantation d'arbres ou d'autres végétaux, la protection, la restauration ou l'amélioration de toute ressource naturelle ou physique touchée.



Dans la lignée de la loi sur la protection de l'environnement et la conservation de la biodiversité (1999), des mesures compensatoires de biodiversité précises ont été introduites en 2002 qui visent à promouvoir un « *gain net* » de nature (*net gain*), surtout de **végétation indigène**, la compensation étant conçue comme un outil de gestion environnementale (Beauchain, 2008). Dans ce contexte, les valeurs environnementales pertinentes incluent la qualité de l'eau, la salinité, la biodiversité, et la terre *versus* dégradation des sols.

La Nouvelle Galles du Sud s'est portée volontaire, en 2006, pour lancer une opération pilote visant à créer des incitations à la protection des terres privées à haute valeur écologique (*biodiversity banking* ou *bio-banking*). Les crédits biodiversité (*biodiversity credits*) proviennent de l'amélioration et de la protection permanente de zones selon des critères de végétation. Les aménageurs ont la possibilité d'en acquérir pour compenser leurs impacts vis-à-vis de la biodiversité. Le département des ressources naturelles et de l'environnement de Victoria (2002) appelle quant à lui au renversement du déclin de la végétation indigène menant à un « *gain net* » par le biais du *Bush Broker Program*. Il s'agit d'un système de vente aux enchères de crédits de végétation naturelle entre un pétitionnaire demandeur et un propriétaire privé fournisseur, encadré par un intermédiaire.

L'Agence de protection de l'environnement de l'Australie occidentale (2006) affirme pour sa part que la compensation doit être utilisée avec l'idée de d'obtenir « *un bénéfice environnemental net* » (McKenney et Kiesecker, 2010). Depuis, les Etats d'Australie occidentale, d'Australie du Sud et le Queensland ont créé des mesures, la plupart axées sur la réparation suite à un défrichement touchant à la végétation indigène.

En Australie l'attention portée aux fonctions écologiques et services des zones humides concernent surtout les milieux côtiers ainsi que les zones ripariennes. Comme ailleurs, la définition des notions (*in situ*, *ex situ*, équivalence, ratio...) et la conformité insuffisante des résultats posent problème (Hayes et Morrison-Saunders, 2007). Pour Moilanen *et al.*, (2008), l'incertitude des opérations de restauration mérite d'être intégrée au calcul des ratios. L'un des défis majeurs concerne l'établissement d'un processus clair et défendable pour déterminer quand la compensation constitue l'outil approprié en conformité avec la procédure de l'EIE ou doit être rejetée (McKenney et Kiesecker, 2010).

## 2. Zoom sur une expérience de près de 40 ans, le parcours étatsunien

Les politiques américaines visant à préserver directement ou bien indirectement les zones humides se regroupent en trois grandes catégories (Scodari, 1997) :

- protection des sites en interdisant toute destruction,
- amélioration quantitative ou qualitative en restaurant les sites dégradés, ou
- contrôle des pollutions et changements hydrologiques affectant leur qualité.

Elles ont été analysées, comparées à ce qui se passe en France par plusieurs auteurs (Géniaux, 2002, Chevassus-au-Louis *et al.*, 2009), et parfois copiées par d'autres pays.

Dans la mesure où l'histoire des politiques, réglementations et opérations de compensation de zones humides se révèle particulièrement mouvementée aux Etats-Unis et explique souvent les partis pris actuels, nous en avons récapitulé les points forts (Ann. 3). L'obligation de mesures d'atténuation et de compensation (création, restauration) lors de la perte de zones humides par remblais ou comblement date de 1972 (loi sur l'eau). Avant d'être autorisé, un projet d'aménagement suit une procédure définie comprenant des étapes codifiées : administratives (dépôt de permis, agrément, vérification) et techniques (évaluation du site, formulation des compensations, application, suivi).

Au cours du temps, la procédure a été révisée et amendée, avec des conséquences non négligeables du point de vue du devenir des zones humides. Les aménageurs, les administratifs, les scientifiques, les associatifs, ont tous donné leur avis sur le sujet. En 2008, une importante mise à plat a eu lieu qui vise à améliorer le succès écologique des efforts de mitigation.

## Les principes fondamentaux

Deux principaux types de permis (*permit*) s'appliquent aux zones humides.

Le **permis général** couvre de grandes catégories d'activités dont les effets indésirables sont estimés minimes pour l'environnement. L'utilisateur se doit de respecter toutes les conditions énoncées.

Le **permis (licence) individuel** est appliqué aux cas non considérés précédemment, ou qui n'y donnent pas droit. Il nécessite une analyse approfondie, plus de temps de préparation de la demande et de traitement du permis.

Les principales étapes marquant l'évolution des pratiques liées à l'attribution de permis montrent les intrications entre les niveaux politiques, réglementaires et scientifiques (Fig. 15). La volonté d'appliquer le dispositif de manière rigoureuse s'est traduite par l'instauration de collaboration entre les Agences et les scientifiques ainsi que l'organisation de plusieurs ateliers thématiques dès 1984. Cette position a été confortée par les résultats du premier rapport sur l'état et les tendances d'évolution de 1950 à 1970 des superficies de zones humides à l'échelle fédérale (Frayner *et al.*, 1983). L'*Emergency Wetlands Resource Act* (1986) a rendu obligatoire et périodique la remise d'un rapport de ce type au Congrès. Ces données servent à connaître les gains et pertes de zones humides par grand type.

Ces orientations sont transférables à d'autres situations et pays.

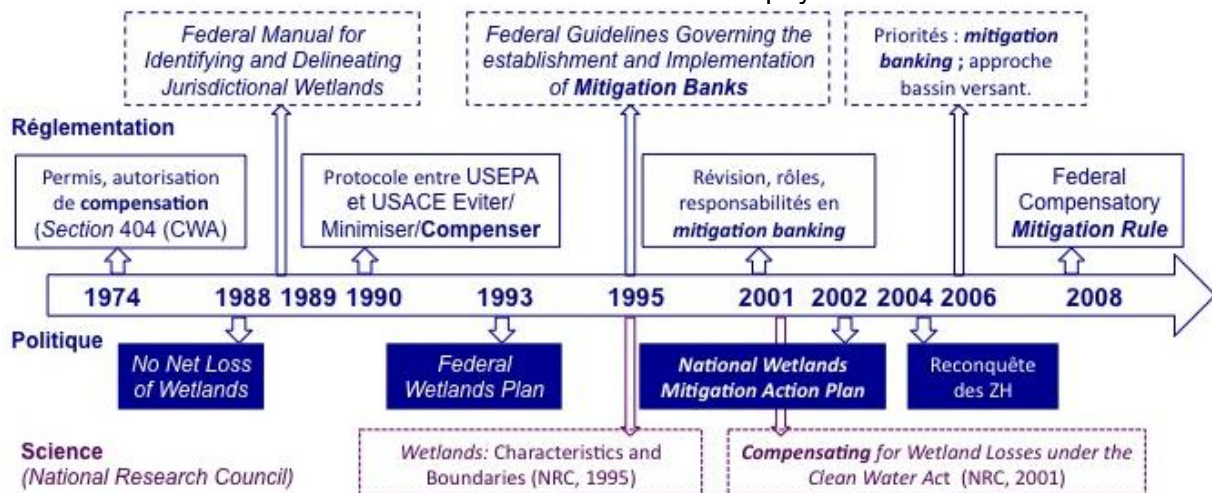


Figure 15 : Chronologie des principaux facteurs stratégiques du développement de la mitigation des zones humides aux Etats-Unis (adapté de INR, 2007).

## Un slogan « No net loss » de zones humides

Le tournant majeur date de **1988** lorsque l'Administration Bush sous l'impulsion d'un Forum national sur les politiques « zones humides » qui recommandait d'avoir une seule définition de ces milieux et une action gouvernementale ferme de préservation. De là vient le **Plan fédéral d'action en faveur des zones humides** comportant un objectif ambitieux formulé en ces termes : *No Net Loss*, pas de pertes nettes de zones humides en superficie et en fonction. Il a été complété en 1993 par une mission (*Wetland Net Gain*) soit l'augmentation en qualité et en quantité de la ressource en zones humides de la nation.

Quatre autres principes ont été retenus :

- rechercher l'efficacité, la justesse, la souplesse et la prévisibilité des programmes réglementaires, éviter les incidences inutiles sur les propriétés privées et vis-à-vis du public, minimiser les effets inévitables tout en obtenant une protection efficace des zones humides, exposer clairement les exigences réglementaires et les rôles des organismes en charge de la réglementation en se gardant des redondances ;

- intégrer et valoriser les programmes non réglementaires (planification préalable, restauration, recherche), encourager les efforts de coopération public-privé tendant à réduire la dépendance vis-à-vis de programmes réglementaires ;
- développer des partenariats avec les gouvernements, représentations tribales et locales, le secteur privé et les citoyens ;
- soutenir l'approche consistant à protéger et restaurer des zones humides dans une optique écosystémique et/ou de bassin hydrographique ;
- fonder la politique fédérale en faveur des zones humides sur les meilleurs acquis scientifiques.

Dans cet esprit, les conditions d'attribution de permis et de réalisation de mesures de compensation, en particulier l'élaboration de méthodes adaptées à la variété des cas de figure, ont été traitées ainsi que la répartition des responsabilités entre les Agences.

En **1995**, le développement des banques de mitigation (*Mitigation Banking Guidance*) se trouve encouragé et les **responsabilités et rôles de chaque Agence** définies aux différentes étapes de la procédure de compensation<sup>46</sup>. En vue d'une plus grande efficacité des procédures et d'une diminution des controverses, il a été décidé de confier l'examen des propositions de banques de mitigation à une équipe interagence (*Mitigation Bank Review Team-MBRT*)<sup>47</sup> créée par Etat.

De **1992 à 1999**, des rapports<sup>48</sup> ont été produits en série par l'USACE (*Institute for Water Resources*). Ils ont servi à préciser les points théoriques ou pratiques liés aux modalités de mise en œuvre des mesures de compensation (article 404, loi sur l'eau) et plus particulièrement des banques (crédits, approche bassin versant...). Le papier technique le plus souvent cité porte sur les aspects procéduraux et techniques de ces activités (IWR 1995). Les étapes de la construction d'une banque sont détaillées et des exemples montrent des applications de méthodes d'évaluation des fonctions : les critères, la détermination de crédits, le suivi, sans oublier les aspects financiers et juridiques.

Ces textes visaient à encourager l'établissement et l'utilisation appropriée des banques de mitigation. Ils stipulaient qu'une banque de mitigation a pour vocation la restauration, la création, l'amélioration et, dans des circonstances exceptionnelles, la préservation des zones humides et/ou d'autres ressources aquatiques. Ces interventions devaient se faire en un lieu donné et dans le dessein de fournir en compensation et à l'avance des milieux similaires à ceux perdus. Cette option signifie que la destruction est inévitable, et que les autres mesures d'atténuation se révèlent être inapplicables ou moins intéressantes pour l'environnement.

La **reconnaissance fédérale** de ces banques se fait à l'aide d'un outil spécifique (*Mitigation banking instrument-MBI*) qui précise leurs caractéristiques physiques et légales. La signature d'un MBI signifie que les objectifs et l'administration de la banque coïncident.

La **supervision** du bon déroulement de la procédure est assurée par un groupe *ad hoc* composé de représentants des agences et collectivités (*Interagency Review Team-IRT*) créé par l'USACE. Cette dernière prend la décision finale sur l'opportunité d'approuver ou non une banque de mitigation ou un programme de rémunération pour remplacement.

En 2002, deux nouveaux textes de recommandations sont publiés à propos de :

- la **procédure de mitigation** (*Guidance on Compensatory Mitigation Projects for Aquatic Resource Impacts Under the Corps Regulatory Program Pursuant to Section 404 of the Clean Water Act and Section 10 of the Rivers and Harbors Act of 1899*),
- la manière d'employer au mieux l'**option in-lieu-fee** ou rémunération de remplacement (*In-Lieu-Fee Mitigation Guidance*).

<sup>46</sup> *Federal Guidance for the Establishment, Use and Operation of Mitigation Banks.*

<sup>47</sup> Composition : des représentants fédéraux (USACE, USEPA, USFWS, NOAA, Natural Resources Conservation Service-NRCS du ministère de l'Agriculture ...), nationaux (DEP, WMD, FWC), tribaux, locaux.

<sup>48</sup> Wetlands Mitigation Banking Demonstration Study [www.iwr.usace.army.mil/pubsearchS.php?series=WMB]

## Un plan fédéral pour la mitigation des zones humides

L'efficacité des mesures de mitigation des impacts sur les zones humides et autres ressources aquatiques (article 404) étant critiquée, l'USEPA, l'USACE, et les ministères concernés<sup>49</sup> ont publié fin 2002 un plan fédéral d'action pour la compensation (*National Wetlands Mitigation Action Plan*). On y trouve 17 points visant à améliorer la performance écologique et les résultats de toutes les formes de compensation-mitigation, y compris bancaires.

Les principaux objectifs du plan ont été incorporés à l'édition 2008 du règlement (*Compensatory Mitigation for Losses of Aquatic Resources, Final Rule*)<sup>50</sup>. L'USEPA et l'USACE ont de concert élargi les directives de l'article 404 (b)(1) afin d'inclure des normes complètes pour les trois mécanismes utilisés en mitigation-compensation : *compensatory mitigation, mitigation banks, in-lieu programs*. Cette remise à plat se justifiait, entre autres, par le nombre de dossiers soumis à l'USACE (Tab. 8).

Tableau 8 : Nombre de dossiers traités par année fiscale (2003, 2005) et superficies impactées *versus* à compenser (USACE, 2008a).

Année fiscale	Nombre de dossiers traités	Superficies (ha) Impactée - A compenser
2003	85 878	8 651 - 17 594
2005	85 207	8 385 - 22 904

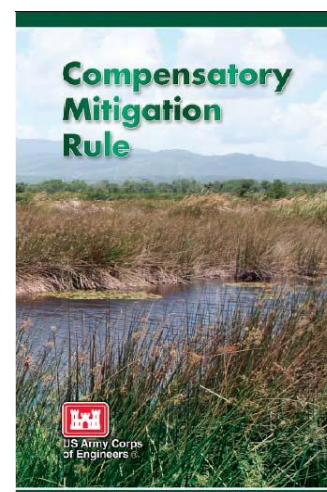
En 2008, environ 100 000 demandes d'autorisation ont été examinées correspondant à 8 900 hectares de zones humides impactées nécessitant 19 000 hectares de compensation (USACE, 2008b) (Encadré 6).

### Encadré 6 : Révision des règles de la mitigation aux Etats-Unis (USACE, 2008b)

Une plaquette datée de 2008 résume ce que recouvrent les activités de compensation autorisées, *via* les permis délivrés par l'*US Army Corps of Engineers* (restauration, amélioration, préservation, création), avec pour objectif de limiter les pertes en ressources aquatiques. Les principes y sont rappelés ainsi que la nécessité de règles bien définies (*Compensatory Mitigation Rule*).

Des éléments clés ont été retenus pour améliorer le succès écologique des efforts de mitigation par :

- une meilleure sélection des sites,
- l'utilisation d'une approche par bassin versant pour la planification et la conception du projet,
- l'application de critères de réussite écologique pour évaluer et mesurer la performance des projets de compensation.



<sup>49</sup> Environnement, Intérieur, Agriculture, Commerce, Transports.

<sup>50</sup> *Compensatory Mitigation for Losses of Aquatic Resources Federal Register*, Vol. 73, N° 70 / Thursday, April 10, 2008 / Rules and Regulations : 19594- 19705.

Les scientifiques de la **Society of Wetland Scientists** (SWS) se sont prononcés officiellement en 2004 sur le système de compensation fondé sur les banques de mitigation. En résumé, ils soutiennent la démarche qui selon eux améliore le succès des mesures et contribue ainsi à l'objectif « *pas de perte nette* » de zones humides et d'autres ressources aquatiques. Ils signalent l'intérêt de disposer de zones humides restaurées ou créées à l'avance pour compenser les impacts inévitables autorisés réglementairement. Ils insistent sur la nécessité d'avoir une gestion et une protection à perpétuité de ces milieux ainsi que des banques similaires du point de vue fonctionnel aux systèmes modifiés et qui soient localisées à l'intérieur de zones géographiques définies. Le besoin de recherche pour améliorer et affiner les pratiques de sélection du site, la conception, l'exécution, le suivi et la gestion à long terme est aussi souligné que ce soit pour les banques de compensation où les autres systèmes de mitigation.

La terminologie des mesures de compensation des zones humides a en partie été précisée en 2008. Nous avons récapitulé les objectifs, les résultats attendus selon les types d'interventions prévues aux Etats-Unis en mettant en correspondances les termes français (Tab. 9).

Tableau 9 : Terminologie d'ordre scientifique et technique des 4 méthodes admises pour la délivrance de permis concernant les ressources aquatiques, zones humides incluses, aux Etats-Unis (*Final Rule: Compensatory Mitigation for Losses of Aquatic Resources*, 2008)<sup>51</sup>.

Etats-Unis	Objectif	Résultats	France
<b>Modalité</b>	Manipulations des caractéristiques physiques, chimiques ou biologiques		
<b>Restoration</b>	Retrouver des fonctions naturelles/historiques de systèmes aquatiques anciens après dégradation	Gains nets en surface ou en fonctions	Restauration
Re-establishment		Gain en surface et en fonctions	Rétablissement (?)
Rehabilitation		Gain en fonctions mais pas en surface	Réhabilitation
<b>Enhancement</b>	Accroître, intensifier ou améliorer une (des) fonction(s) aquatiques spécifique(s).	Gain en fonction(s) sélectionnées, possibilité de diminution d'une autre fonction Pas de gain en surface	Amélioration
<b>Establishment (Creation)</b>	Obtention d'une ressource aquatique inexistante sur un site terrestre	Gain en surface et fonctions	Création
<b>Modalité</b>	Mécanismes juridiques <i>ad hoc</i>		
<b>Preservation</b>	Suppression d'une menace, prévention du déclin de ressources aquatiques	Pas de gain de surface ou en fonctions	Préservation, protection

<sup>51</sup> Corps [US Army Corps of Engineers], EPA [US Environmental Protection Agency] (2008) *Compensatory mitigation for losses of aquatic resources*. Fed Regist 73:19594–19705

## Une politique fédérale, des déclinaisons par Etat

Les principes des différentes mesures de mitigation prises à titre législatif<sup>52</sup> sont réglementés à l'échelle fédérale par le plan d'action, des orientations (*guidance, guideline, notice...*) publiées par *Federal Register*, des accords interagences (*memorandum of agreement*). Le programme qui en découle est administré conjointement par deux agences fédérales, l'USACE responsable de sa gestion au jour le jour et de l'examen des permis, l'USEPA qui en assure la supervision. Au coup par coup, d'autres agences fédérales sont mobilisées, l'USFWS donne son avis sur les textes lorsque des espèces et habitats relevant de ses missions sont concernées, mais aussi le ministère de l'agriculture<sup>53</sup>, celui des transports<sup>54</sup>...

Les protocoles et les méthodes produites par ces agences s'appliquent à tous les Etats, chacun pouvant les adapter dans le respect des décisions fédérales. Par Etat, des réglementations et des agréments interagences sont également adoptés.

La première étape de la compensation/mitigation consiste à évaluer les fonctions écologiques et les valeurs des zones humides pour estimer la superficie minimum à « troquer » (Barnaud, 2010). Cette mission capitale a été confiée à l'USACE aidée par des scientifiques. Sur une quarantaine de méthodes, dites **d'évaluation rapide des zones humides**, développées à partir des années soixante-quinze, Fennessy *et al.* (2004, 2007) ont estimé que 6 répondent aux critères définis comme incontournables (mesure de l'état, rapide, intégration d'une visite de terrain, vérifiable), 9 autres apportent des éléments intéressants sur la cotation des indicateurs ou la régionalisation. Deux se détachent nettement, la méthode WET (Wetland Evaluation Technique) (Adamus *et al.*, 1987) et plus tard, l'approche fondée sur les caractéristiques Hydro-Géo-Morphologiques (HGM) des marais qui suppose la détermination de zones humides de « référence » (Brinson, 1995 ; King *et al.*, 2000).

Fennessy *et al.* (2007) posent des questions concernant cinq domaines :

- (1) la définition de la zone d'évaluation ;
- (2) le traitement par type de zone humide ;
- (3) les différentes approches pour la notation ;
- (4) la prise en compte de types de zones humides ou de caractéristiques de grande valeur ;
- (5) les procédures de validation à partir de données écologiques complètes.

Obtenir une note intégrant les divers paramètres mobilisés par des méthodes dites « rapides » présente des avantages, des visites de terrain raccourcies et moins d'investissement de spécialistes de la flore et la faune, donc des économies en homme et en temps. A noter que ces techniques n'avaient pas au départ pour objectif une évaluation des services écosystémiques.

## Les catégories de mesures de mitigation-compensation et les règles basiques

En bref, les quatre types de mesures de mitigation-compensation (restauration, création, amélioration du fonctionnement, préservation-protection) se déclinent selon les **trois modes d'intervention** déjà indiqués :

- la **banque de mitigation** (*mitigation bank*) ;
- la **rémunération à un fonds** d'une organisation de gestion des ressources naturelles, gouvernementale ou non gouvernementale (*in-lieu fee program*) ;
- l'**action individuelle** de mitigation (*permittee-responsible mitigation*).

Les éléments clés du règlement correspondent à :

<sup>52</sup> *Clean Water Act, Rivers and Harbors Act.*

<sup>53</sup> *U.S. Department of Agriculture (USDA).*

<sup>54</sup> *Federal Aviation Administration de l'U.S. Department of Transportation.*

- la sélection stratégique d'un site dans le bassin versant ;
- la consolidation des ressources financières et techniques pouvant garantir le succès de grandes banques d'atténuation et de programme de compensation par rémunération ;
- l'utilisation de la conservation de zones riveraines et de zones terrestres voisines pour maintenir les marais et la ressource en eau (zone tampon) ;
- l'obtention d'un accord de transfert de la responsabilité de la mitigation du destinataire du permis à une banque de mitigation ou à un programme de compensation par rémunération.

La compensation de projets peut être réalisée sur le site à aménager ou hors site, habituellement en un lieu localisé dans le même bassin versant. Pour certains permis, la combinaison de projets d'atténuation sur site et hors site est envisagée. L'option hors site peut être fournie par des banques de mitigation et des programmes par rémunération de remplacement, ou par le biais de permis individuel de mitigation.

Les **intérêts de ce règlement de mitigation** sont énoncés comme suit :

- une amélioration de la prévisibilité, transparence et performance des projets compensatoires ;
- une certaine flexibilité des options de mitigation ;
- un regroupement de toutes les procédures de compensation dans un document unique ;
- une réduction potentielle du temps d'obtention d'un permis.

L'attention est à nouveau attirée sur l'intérêt d'avoir une approche par **bassin versant** qui élargit la gamme de sélection des sites de mitigation et amplifie les bénéfices écologiques apportés à l'ensemble d'un bassin hydrographique.

Ce règlement garantit **l'uniformité des normes** appliquées en compensation, même si des adaptations existent (Etat, district, région). Il répond aux questions posées par la prise en compte de tous les types d'eaux et de zones humides ayant un statut juridictionnel. Il respecte également les exigences antérieures de hiérarchisation des actions : Eviter-Réduire-Compenser.

Les agences responsables de la mise en œuvre des banques de compensation soulignent leurs avantages par rapport aux autres types de mesure, elles aideraient à :

- (1) réduire l'incertitude vis-à-vis du succès de la mesure de compensation,
- (2) concentrer les moyens scientifiques, techniques financiers au bénéfice des résultats attendus,
- (3) raccourcir le temps de traitement du dossier et fournir des opportunités plus rentables,
- (4) rendre plus efficace le travail de l'agence responsable de l'évaluation de la conformité du projet, les moyens restant limités.

Quelques chiffres illustrent la montée en puissance de ce dispositif et les enjeux économiques qui en découlent. En 2005, au moins 391 banques de mitigation étaient actives (305 commerciales, 86 « individuelles »), 198 nouvelles étaient proposées (149 commerciales, 49 « individuelles »), le crédit de compensation variant de 1 000\$ pour 0,4 hectare à 400 000\$ pour 0,4 hectare. Quant aux programmes de remplacement (*in-lieu-fee*) au nombre de 58 pour les opérationnels, 7 étant proposés, le prix de la compensation était évalué à 3 000\$ pour 0,4 hectare à 350 000\$ pour 0,4 hectare (USACE, 2008a).

De fait, les appréciations sur le développement de ce mécanisme sont loin d'être unanimes que se soit de la part d'administratifs ou de scientifiques. Le Bureau de la responsabilisation du gouvernement des Etats-Unis<sup>55</sup> a publié les résultats de plusieurs audits des pratiques de compensation. L'étude réalisée en 2003 (USGAO, 2005), a porté sur 249 dossiers<sup>56</sup> au total

<sup>55</sup> U.S. Government Accountability Office-USGAO.

<sup>56</sup> 61% dossiers de permis individuels, 34% dossiers de banque de compensation, 5% d'accords pour une rémunération de remplacement.

provenant de 7 districts représentatifs de la diversité géographique des Etats-Unis.

En préalable, le rôle crucial du programme lié à l'application de l'article 404 (loi sur l'eau) et la place centrale des mesures de compensation quant à l'objectif « *pas de perte nette de zones humides* » se trouvent confirmés. Pourtant, savoir si la cible est atteinte en 2005 reste difficile. Au cours de la décennie passée, l'attention portée par l'USACE à la conformité des mesures de mitigation par rapport aux conditions d'obtention d'un permis est restée très faible. En effet, les efforts de contrôle de cette agence ont été entravés par une série de directives vagues et incohérentes qui n'ont pas fourni de définitions explicites des termes clés. Pas de cadrage précis quant aux réponses à faire en l'absence de rapport sur le déroulement du projet, idem pour la manière de déterminer la surveillance de ces mesures compensatoires. En outre, l'USACE n'a pas réussi à établir des accords avec les commanditaires intervenant comme des tiers, et ne peut donc pas avoir de recours légaux si la compensation n'est pas effectuée. L'USGAO a fait des recommandations pour améliorer ces points.

Des chercheurs ont également mené des vérifications sur l'évaluation de l'état de zones humides (critère, indicateur, modélisation), la trajectoire de ces écosystèmes, leur résilience, leurs réponses à différents stress dont ceux induits par la restauration, et ceci à l'échelle fédérale, nationale, par types de milieux. Des programmes de recherche sur un site donné à moyen terme ont servi à mieux comprendre les limites des mesures prises.

Au plan scientifique, l'un des problèmes majeur correspond à la réalité des résultats de programmes de restauration. Race (1985) a montré que plus de la moitié des 11 projets de restauration<sup>57</sup> de zones humides littorales en Baie de San Francisco coïncident avec des plantations sur de petites superficies. Tous sont loin d'avoir atteints les objectifs déclarés, les superficies restaurées dans les grands sites représentant une fraction de leur superficie totale. Parmi les obstacles les plus fréquemment rencontrés : la salinité élevée du sol, la topographie incorrecte (pente, altitude), le développement incomplet de la végétation, l'érosion des chenaux, la sédimentation ou la circulation des marées défectueuse. En l'état des connaissances et des technologies, cet auteur constate l'absence de garantie quant à la persistance de ces substituts « expérimentaux » de marais naturels détruits. Elle appelle à une définition précise des objectifs et à une grande prudence sachant que les politiques encouragent ce type d'échange de zones humides *quid pro quo*. Cet article a suscité une série de points de vue repris par le journal *Environmental Management* en 1986.

Le texte le plus marquant dans ce domaine a été publié par un journaliste de Science en 1993 sous le titre « *Le commerce des zones humides est un jeu perdant, disent les écologistes* » (Roberts, 1993). Des spécialistes de la restauration des zones humides, à la fois scientifiques et de l'USEPA, partisans de la mitigation comme piste intéressante pour atteindre l'objectif « *pas de perte nette* », ont exprimé le fond de leur pensée à cette occasion. Des milliers de projets de mitigation menés sur 10 ans ne fonctionnent pas ou du moins pas bien. Certaines zones humides restaurées ou créées disparaissent 2 ou 3 ans après l'achèvement du projet de restauration, d'autres ressemblent plus à des friches qu'à des marais. Une partie du problème vient du fait que les développeurs ne respectent pas souvent leur part du contrat. Par ailleurs, les praticiens se heurtent à la difficulté d'imiter les systèmes naturels. De ce fait, l'approche est ressentie comme systématiquement perdante, « *un exemplaire original* » qui n'a pas de prix, se trouvant trop souvent bradé pour une « *contrefaçon bon marché* ».

Comme le soulignent Shabman et Scodari (2005), il y a loin de la perception à la réalité, les besoins en zones humides pour la compensation et les options de crédits ne sont pas des exemples de programmes de marché, au sens propre, compte tenu de la nature des paramètres écologiques.

---

<sup>57</sup> Etablis en réponse à des permis délivrés de 1977 à 1982.



## Quelle situation sur le terrain pour les banques de mitigation?

Les tentatives d'évaluation quantitative des opérations de mitigation ont vu le jour dès la fin des années quatre-vingt-dix. Les 46 premières banques de compensation autorisées et recensées en 1992 étaient pour l'essentiel sous patronage public ou de grandes entreprises qui constituaient ainsi une réserve de crédits pour leurs besoins actuels et futurs. Suite à l'adoption d'une loi sur les transports en 1998, elles sont devenues la destination préférée des financements fédéraux attribués aux projets d'infrastructures de transport.

Selon Brown et Lant (1999), les 68 banques existantes en 1996 étaient à l'origine de la création de 8 600 hectares de zones humide, soit 52% de la superficie à compenser. Leur superficie variait de 0,4 hectare à 2 834 hectares, 10 d'entre elles représentant plus de 99% de la superficie de zones humides « offertes » en compensation. Si en majorité, elles employaient des méthodes et des ratios appropriés, plusieurs banques parmi les plus grandes choisissaient la « préservation » et « l'amélioration », options à utiliser en principe en dernier recours lorsque la restauration ou la création de zones humides se révélait impossible. Le ratio habituel était de **1:1**, soit le minimum recommandé par les directives. En outre, ces banques se répartissaient de façon inégale, on les trouvait surtout en Californie et dans les Etats côtiers du golfe du Mexique.

Un organisme conduisant des investigations scientifiques et opérationnelles, l'*Environmental Law Institute* (ELI), a suivi de près les évolutions politiques, réglementaires, méthodologiques et techniques liées aux mesures de compensation aux Etats-Unis<sup>58</sup>. Régulièrement actualisés, les rapports portant sur l'état des mesures de compensation aux Etats-Unis visent à donner aux partenaires des informations nécessaires pour qu'ils se fassent une opinion sur les possibilités des banques de mitigation à participer à la conservation des zones humides.

La vie d'une banque de mitigation suit un cycle comportant trois principales phases : sa création, la vente des crédits suivie de sa clôture lorsque toutes les unités de compensation ont été échangées. A la fin de 2001, ELI comptait 219 banques de compensation approuvées (56 100 ha), dont plus de 130 « privées » et 22 soldées. Elles fournissaient une combinaison de zones humides restaurées, créées, améliorées et/ou préservées. A cela s'ajoutaient 95 banques (3 200 ha) en cours d'examen et 40 banques « parapluies »<sup>59</sup> (10 800 ha) pour 308 sites individuels de banque. Dès 2002, 62% des banques de compensation avaient un statut d'entreprise privée et une filière quasi « industrielle » voyait le jour apportant au produit national des centaines de millions de dollars par an.

En 2007, l'intérêt des banques de mitigation a été reconnu par la loi sur la ressource en eau (*Water Resources Development Act -WRDA*). Le marché de la compensation aux Etats-Unis comptait alors environ 400 banques, pour des volumes financiers d'échanges estimés de 1,2 à 2,4 milliards de dollars par an dans le cas des zones humides, 85 à 45 millions de dollars par an pour les espèces protégées (Meignien et Lemaître-Curri, 2010).

Le bilan le plus rigoureux et récent a été établi par le projet *Ecosystem Marketplace*<sup>60</sup> (Madsen *et al.*, 2010). Les données collectées concernent :

- (1) la superficie et le type de zones humides et de cours d'eau impliqués au niveau national ;
- (2) des banques de compensation ;
- (3) les prix des crédits.

<sup>58</sup> ELI fournit des analyses régulièrement et publie depuis trente ans un bulletin bien connu (*National Wetlands Newsletter*) au sous-titre expressif : *The Definitive Source for Wetlands Policy, Regulation, Science, and Management*. L'institut organise des formations, des symposiums ou des forums dédiés [www.eli.org/program\\_areas/wetlands.cfm](http://www.eli.org/program_areas/wetlands.cfm).

<sup>59</sup> Elles regroupent plusieurs sites de compensation en un unique outil bancaire.

<sup>60</sup> Projet de l'association internationale *Forest Trends*, initié en 2004 avec pour objectif de rendre accessibles des source de données et de fournir des analyses sur les marchés et les paiements pour services écosystémiques (qualité de l'eau, séquestration du carbone, biodiversité).

Les chiffres montrent l'ampleur prise par la filière (Tab. 10,) et la nette dominance du « marché » zones humides (Tab. 11). Aux Etats-Unis, la loi sur l'eau s'applique indifféremment aux eaux libres et aux zones humides, d'ailleurs leur typologie nationale se dénomme « *Classification of Wetlands and Deepwater Habitats of the United States* » (Cowardin *et al.*, 1979). Ceci explique le traitement commun des deux items dans les synthèses mondiales sachant que la compensation se fait en principe à système écologique « équivalent ».

Tableau 10 : Répertoire des superficies de zones humides et longueurs de cours d'eau des Etats-Unis dédiés à la compensation pendant l'année 2008 (Madsen *et al.*, 2010).

Perte totale de zones humides	7 595 ha
Superficie totale de zones humides compensées	9 767 ha
Longueur totale de cours d'eau compensés	502 km

Tableau 11 : Décompte des paiements totaux pour les zones humides et les longueurs de cours d'eau des Etats-Unis dédiés à la compensation pendant l'année 2008 (Madsen *et al.*, 2010).

Zones humides	1,1 - 1,8 billion \$
Cours d'eau	240 - 430 millions \$
Total	1,3 - 2,2 billions \$

La fourchette des montants est due aux différences de données selon les sources et les modes de traitements.

Selon Madsen *et al.* (2010), 38 Etats ont implanté des mesures de mitigation en 2009. L'option restauration est la plus largement choisie pour les permis individuels (Fig. 16), les autres types d'intervention varient de 22% (restauration)<sup>61</sup> à 17% (création).

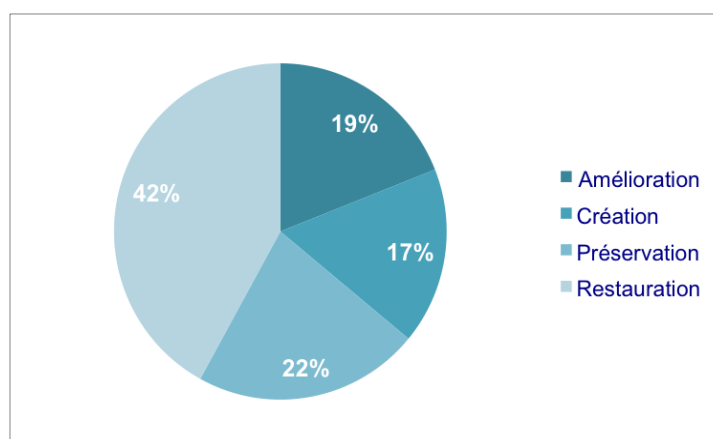


Figure 16 : Répartition nationale des méthodes de création de crédits pour des permis individuels de compensation d'atténuation (Source: USACE FOIA 2008)..

La **fourniture des crédits** par les trois modes d'interventions est également inégale. Les permis individuels représentent 59,1% des crédits réalisés, les banques de mitigation, 35,3% et les ILF<sup>62</sup>, 5,6%. Une légère augmentation des crédits fournis par les banques de

<sup>61</sup> «Restauration» désigne à la fois la récréation et la réadaptation » (Madsen *et al.*, 2010).

mitigation a été constatée (2008 : 35,3% ; 2005 : 31,4%) ainsi qu'une faible diminution des crédits provenant de programmes de rémunération de remplacement ou ILF (2008 : 5,6% ; 2005 : 8,4%).

Par conséquent, on distingue des banques : actives, inactives, vendues, en attente, et au statut inconnu en 2009 et en 2011 (Tab.12).

**Tableau 12 : Statut des banques de mitigation zones humides et cours d'eau aux Etats-Unis en 2009 et en 2011 (Madsen *et al.*, 2010, 2011).**

Catégorie	Nombre	
	2009	2011
Active	431	798
Inactive	36	45
En attente	182	125
Soldée	88	137
Statut inconnu	60	32

Madsen *et al.* (2011) indiquent que l'augmentation du nombre des banques de mitigation de 2009 (797 banques recensées) à 2011 (1 137 banques) est, entre autres, due à un accès au système facilité et une plus grande transparence de l'information grâce au site internet de l'USACE (*Regulatory In-Lieu Fee and Bank Information Tracking System-RIBITS*)<sup>63</sup>. En outre, sous l'impulsion de l'association fédérale des banques de compensation (*National Mitigation Banking Association-NAMB*), l'USACE a publié un mémorandum exigeant une justification écrite lorsque l'aménageur opte pour une autre méthode de compensation.

La création de nouvelles banques à partir de 2009 reflète le coup de pouce donné par les orientations réglementaires de 2008 qui ont :

- favorisé l'implantation de ce mode d'intervention ;
- fourni aux « banquiers » les garanties demandées.

En outre, la chute des prix du terrain rendait cet investissement plus attractif au moment où la « récession » économique offrait un répit aux zones humides et aux autres écosystèmes menacés. Ce facteur a par ricochet dopé les banques de mitigation.

Des banques se sont installées dans de nouveaux Etats en 2010 (Alaska, Sud Dakota). A long terme, l'évolution de ce système reste floue. Les créateurs de banques ont aussi souffert de la crise dans la mesure où moins d'aménagements signifient moins de demandes de crédits de compensation d'impacts de projets publics ou privés.

Les chiffres de 2011 fournis par l'USACE montrent qu'à l'échelle fédérale, le mode d'intervention dominant reste l'action individuelle de mitigation (67%) suivi par les banques de compensation (26%) et les programmes de rémunération d'un tiers qui ne représentent plus que 7% des permis.

### Quelques recommandations exploratoires

Grâce à sa longue expérience, ELI a initié avec ses réseaux des projets comportant des volets **prospectifs**, dont les résultats ont influencé les orientations prises par les administrations et les autorités. Ainsi, le livre blanc sur les prochaines générations de mesures de compensation, conçu avec The Nature Conservancy (TNC) (Wilkinson *et al.*, 2009), comporte deux points capitaux relatifs à :

- la mise en musique des réglementations et lois concernées,

<sup>62</sup> In-lieu fee (ILF)

<sup>63</sup> [<http://geo.usace.army.mil/ribits/index.html>]

- la recherche d'une plus grande efficacité des processus de mitigation pour surmonter les difficultés financières actuelles.

De cette manière, la conservation et l'économie y gagneront par :

- une diminution des conflits d'implantation ;
- l'augmentation de la transparence des programmes ;
- un meilleur rapport coût-efficacité ;
- une réduction de l'incertitude et des risques ;
- la fourniture au moment voulu de résultats de grande valeur en conservation et durables.

Guidé par ces pratiques, l'atténuation peut profiter aux objectifs de conservation et économiques par la réduction à bon escient des coûts. Analyse particulièrement pertinente lorsqu'existe une cohérence des approches dans les multiples juridictions.

### **La compensation d'actifs naturels, une problématique en pleine évolution**

Le caractère récent de ces questionnements, ainsi que les enjeux écologiques et socio-économiques des opérations de compensation, nécessitent l'examen de ce qui s'est déjà fait afin de repérer le pour et le contre des stratégies et méthodes adoptées, testées, appliquées.

Pour le moment, les instructions comprenant des objectifs quantitatifs permettant de déterminer les ratios et types de compensation écologique manquent (ten Kate *et al.*, 2004). En général, la localisation, la plus proche, et le type d'habitat, le plus « similaire », sont mentionnés comme à considérer en tant que paramètres intéressants mais insuffisants pour mettre en œuvre des mesures et ensuite en évaluer les résultats.

Toutes ces caractéristiques expliquent la part prise dans nos propos par l'expérience étatsunienne. Les concepts, les méthodes et les guides de terrain y ont été développés de longue date à différentes échelles spatiales, avec des focus sur des types de milieux ou d'impact. En outre, les évaluations de ces programmes de mitigation montrent les conditions menant à la réussite ou à l'échec ainsi que les pistes à suivre.

## **C/ Etat de l'art des méthodes de compensation des zones humides**

Il est important de rappeler que cette étude MNHN-ONEMA comporte deux volets complémentaires qui visent à produire une (des) grille(s) de lecture pour l'évaluation des fonctions écologiques ainsi que pour les mesures de compensation des zones humides. Elle vise à aider l'expertise des dossiers d'incidence par les agents de l'Onema dans le cadre de la réglementation française.

Les informations présentées précédemment montrent que les sources d'information sont nombreuses, hétérogènes et de qualité variable. Certains pays bénéficient d'une expérience sur des pas de temps plus longs (Etats-Unis, Canada, Australie, Allemagne). Pour ce volet, la démarche adoptée consiste à se concentrer autant que possible sur **les mesures de compensations de zones humides**, d'examiner les **méthodologies**, les **résultats** et leurs **limites**, dans l'optique d'extraire ce qui pourrait être valorisé en France compte tenu des connaissances et informations disponibles (base de données physiques, écologiques...).

Quelques principes structurent la recherche et l'exploitation de l'information :

- un premier balayage général sans *a priori* des sources existantes : articles scientifiques, rapports et guides produits par des agences, sites Internet ;
- une hiérarchisation des informations collectées, l'analyse approfondie des textes les plus récents et, si nécessaire, la remontée dans le temps pour les démarches les plus prometteuse ;
- une prise en compte dans la mesure du possible, des pratiques développées dans de grandes écorégions dont les caractéristiques hydrologiques et écologiques permettent d'assurer une généralisation ultérieure des méthodes aux zones humides métropolitaines. Toutefois, les guides de portée fédérale comportant des éléments appropriés à notre objectif font également l'objet d'un examen.

Tous les programmes réalisés aux Etats-Unis n'ont pas le même intérêt pour nous.

Sont privilégiés les travaux menés dans des Etats à climat tempéré et présentant une gamme de conditions écologiques à l'origine de types de zones humides semblables ou ressemblants à celles rencontrées dans les bassins versants métropolitains. Produites dans les Etats côtiers de l'Amérique du Nord, de préférence sur la façade maritime atlantique, ces méthodes servent à comprendre les enjeux pour l'ensemble des types de zones humides rencontrés dans un bassin versant. Plus ou moins riche en milieux aquatiques et soumis à des pressions variables (agriculture, urbain, infrastructure routière ou portuaire), chaque Etat a finalisé ou pas des protocoles *ad hoc* pour les mesures de compensation (Encadré 7). En principe, les documents examinés proviennent des États suivants : Maine, New Hampshire, Massachusetts, Rhode Island, Connecticut, New Jersey, Delaware, Maryland, Virginie, Caroline du Nord.

Les méthodes d'évaluation (fonction, service) de zones humides et les mesures de compensation testées et utilisées dans des Etats de la façade pacifique (Washington, Oregon, Californie) sont analysées en tant que de besoin compte tenu de la richesse des sources. La recherche de la proximité écologique maximale est une question importante comme le montre les données provenant de l'Etat de Washington. Si les méthodes et analyses issues des programmes réalisés dans la partie occidentale de cet Etat peuvent être incorporées à nos réflexions, il n'en est pas de même pour celles produites sur le bassin versant de la rivière Columbia.

### **Encadré 7 : Un Etat côtier, deux territoires géographiques**

Le Code administratif de l'Etat de Washington sépare de part et d'autres de la chaîne des Cascades :

- Washington Ouest (*Western Washington*), au climat océanique doux, bordé par l'océan Pacifique et un littoral découpé aux nombreuses et vastes zones humides, une péninsule montagneuse au réseau hydrographique important ;
- Washington Est (*Eastern Washington*) aux étés davantage chauds et secs, avec des plateaux semi arides parsemés de lacs et de réservoirs appartenant au bassin versant de la Columbia.

Les méthodes de mitigation mises au point par le *Washington State Department of Ecology* sont adaptées selon les conditions écologiques de ces deux territoires. En raison de la diversité des milieux humides présents et comparables à ce que l'on observe en France, nous avons choisi de traiter les données se rapportant à la partie occidentale de l'Etat de Washington (Hruby, 2004a, b ; Hruby 2006).

Une autre division du territoire des Etats-Unis joue un rôle important, entre autres, dans la conception et la mise en œuvre des mesures de compensation de zones humides, celles correspondant aux divisions<sup>64</sup> de l'USACE, elles mêmes composées de districts. Les guidances, les guidelines et les méthodes préconisées par les équipes de districts responsables de l'application et de la vérification des permis d'aménagement directement sur le terrain nous intéressent plus particulièrement. Par exemple, L'Etat de Washington se trouve inclus dans le *Seattle District* lui même faisant partie de la *Northwestern Division*.

Les méthodes de portée générale offrant un certain recul ou un tableau complet pour un type donné de zones humides méritent notre attention.

L'intrication forte des sujets « compensation » et « évaluation des fonctions » oblige également à avoir une vision d'ensemble des méthodes déployées à ce sujet aux Etats-Unis (Ann. 4). Les approches et techniques les plus directement destinées ou adaptées aux zones humides, ont été extraites de :

- la liste de l'abrégé du service des parcs nationaux : *Compendium of Ecological Assessment Methods* - NSP, pas actualisée depuis 2004 ;
- la base EMRIS: *Ecosystem Management and Restoration Research Program* (EMRRP-USACE).

Le *Compendium of Ecological Assessment Methods* est un dispositif installé par le National Park Service pour aider son personnel à identifier et sélectionner, parmi les nombreux systèmes existants, une méthode d'évaluation écologique répondant à leurs besoins. Les informations du site Internet datent de 2004. Les 92 items sont mentionnés dans un tableau qui indique le titre complet de la méthode, son acronyme quand il existe, les principaux types d'habitats concernés (Tab. 13) et des références clés.

<sup>64</sup> Sur les, 9 divisions, 4 nous concernent : North Atlantic Division, Northwestern Division, South Pacific Division, Great Lakes & Ohio River Division.

Tableau 13 : Nombre de méthodes d'évaluation écologique par type d'habitat (NSP, 2004).

Habitat Types	Nombre
Cours d'eau	42
Zones humides et cours d'eau	12
Zones humides dulçaquicoles	31
Zones humides côtières tidales	4
Milieux terrestre, humide, aquatique	4

EMRIS est un programme de l'USACE qui vise à répondre aux demandes à propos des nouvelles méthodes et techniques d'évaluation au niveau d'un projet, de restauration-compensation et de gestion d'écosystèmes soumis à des enjeux réglementaires et des menaces particulières : cours d'eau, corridors riverains, zones humides... Il couvre des domaines prioritaires : l'évaluation des écosystèmes, des impacts et des besoins de mitigation ; la restauration des écosystèmes ; la gestion des sites sous la responsabilité de l'USACE. La partie consacrée aux zones humides et milieux aquatiques (*Wetland Procedure Descriptions*) comprend 40 méthodes sélectionnées pour leur intérêt scientifique, leur rapidité, leur faible coût et leur côté innovant. La procédure de sélection et les principales caractéristiques des méthodes sont décrites de manière concise sur un site Internet<sup>65</sup>. Nous avons retenues les informations relatives à : l'objectif, les types d'habitat concernés et les catégories évaluées (fonction, valeur, autres) (Tab. 14).

 Tableau 14 : Liste des méthodes d'évaluation rapide (RAM) sélectionnées selon quatre critères : utilisation pour des mesures quantitatives, rapidité de la méthode, évaluation sur site, évaluation de la validité de la méthode en elle-même (modifiée de Fennessy *et al.*, 2007 et actualisée).

Acronyme	Methode	Reference	Sites Internet
<b>DRAP</b>	<b>Delaware Rapid Assessment Protocol</b>	Jacobs, A.D. 2010. Delaware Rapid Assessment Procedure. Version 6.0. Delaware Department of Natural Resources and Environmental Control, Dover, DE. 36p.	<a href="http://www.dnrec.delaware.gov/">www.dnrec.delaware.gov/</a>
<b>WRAP</b>	<b>Florida Wetland Rapid Assessment Procedure</b>	Reiss, K.C. & Brown, M.T. 2007. Evaluation of Florida Palustrine Wetlands: Application of USEPA Levels 1, 2, and 3 Assessment Methods. <i>EcoHealth</i> , 4 : 206–218	
<b>MA CZM</b>	<b>Massachusetts Coastal Zone Management Method</b>	Carlisle, B.K. <i>et al.</i> 2003. Massachusetts North Shore Wetlands Assessment Transfer Project 1998. Boston, MA. Massachusetts Office of Coastal Zone Management, 95 p.	<a href="http://www.mass.gov/czm/wetlandassessnorth.htm">www.mass.gov/czm/wetlandassessnorth.htm</a>
<b>MWAM</b>	<b>Montana Wetland Assessment Method</b>	Berglund, J & McEldowney, R. 2008. MDT Montana wetland assessment method. Prepared for Montana Department of Transportation, 42 p. + annexes	<a href="http://app.mdt.mt.gov/wetlands/">app.mdt.mt.gov/wetlands/</a>
<b>ORAM</b>	<b>Ohio Rapid Assessment Method</b>	Mack, J.J. 2001. Ohio rapid assessment method for wetlands v. 5.0. Users manual and scoring forms. Ohio EPA Technical	<a href="http://www.epa.ohio.gov/dsw/wetlands/">www.epa.ohio.gov/dsw/wetlands/</a>

<sup>65</sup> <http://el.erdc.usace.army.mil/emrrp/emris/emrishelp.htm>

		Bulletin Wetland/2001-1-1. Ohio EPA, Division of Surface Water, 401 Wetland Ecology Unit, 62 p. + annexes	
<b>WRS</b>	<b>Washington State Wetland Rating System (Western)</b>	Hruby, T. 2004. Washington State wetland rating system for western Washington – Revised. Washington State Department of Ecology Publication # 04-06-025. Version annotée 2006	<a href="http://www.ecy.wa.gov/biblio/0406025.html">www.ecy.wa.gov/biblio/0406025.html</a>
	<b>Washington State Wetland Rating System (Eastern)</b>	Hruby, T. 2004. Washington State Wetland Rating System for Eastern Washington – Revised. Ecology Publication # 04-06-015. Olympia, WA Revision 2007.	<a href="http://www.ecy.wa.gov/biblio/0406025.html">www.ecy.wa.gov/biblio/0406025.html</a>
<b>UMAM</b>	<b>Uniform Mitigation Assessment Method</b>	Bardi <i>et al.</i> 2005. UNAM Training Manual. Web-based training manual for Chapter 62-345, FAC for Wetlands Permitting. Florida Department of Environmental Protection	<a href="http://www.dep.state.fl.us/water/wetlands/mitigation/umam.htm">www.dep.state.fl.us/water/wetlands/mitigation/umam.htm</a>
<b>CRAM</b>	<b>California Rapid Assessment Method</b>	Collins, J.N. <i>et al.</i> 2008. California Rapid Assessment Method (CRAM) for Wetlands. Version 5.0.2. 151 p.	<a href="http://www.cramwetlands.org/documents/">www.cramwetlands.org/documents/</a>

Parfois, il est intéressant de reconstituer de manière précise le cheminement des réflexions amenant aux progrès méthodologiques. Des méthodes nécessitant des jeux de données et/ou des compétences rares sur le territoire national, la reconstitution et la compréhension des étapes intermédiaires du processus peuvent fournir des protocoles plus adaptés et opérationnels au territoire considéré. Le détail et l'interprétation de ces données paraîtront dans le second rapport Mnhn-Onema.

## 1. Analyse des méthodes

L'examen approfondi des méthodes et des protocoles à partir de manuels-guides produits par des institutions à des échelles nationales ou régionales a donné lieu à des tableaux détaillés. L'accent a été mis sur :

- le modèle de compensation retenu : protection, restauration, « crédits »...
- les objectifs visés, quelle catégorie de contrepartie : superficie, fonctions, services...
- les évaluations *post* compensation.

Le type d'approche choisi (qualitative, semi quantitative, quantitative) est mentionné ainsi que le traitement de la question de l'équivalence écologique et les modalités pratiques d'implantation. Des éléments relatifs au contexte général du déroulement des projets de compensation, importants pour les propositions de transposition future, sont relevés : instauration d'une évaluation *ante*, qualification des opérateurs... Ces informations sont mises en perspective avec celles provenant d'articles scientifiques, en particulier de travaux portant sur des récapitulatifs critiques de méthodes et résultats obtenus.

Ces points, passés en revue dans des tableaux de travail à partir desquels, des croisements sont effectués, servent à mettre en évidence les méthodes les plus pertinentes à proposer. Les **avantages et inconvénients** des principaux dispositifs sélectionnés sont alors précisés. Quelques **exemples** de programmes ou projets en place aux résultats déjà évalués, illustrent les propos en incluant les paramètres techniques majeurs.

Les conditions de **transposition** éventuelle en France servent de fil conducteur à la réflexion.

L'un des premiers **constats** de cette prospection bibliographique : le nombre et l'importance des sources ne sont pas forcément corrélés à leur pertinence par rapport à notre sujet. L'une des raisons de la « faiblesse » des résultats obtenus tient pour beaucoup au caractère flou



de la terminologie. Ensuite, si les directives (*guidelines*) et conseils (*guidance*) prolifèrent, les guides de terrain sont moins nombreux. L'information fournie, souvent descriptive, reste à un niveau non exploitable d'un point de vue opérationnel. Ce sont les données techniques et méthodologiques extraites de documents pertinents, puis examinées et interprétées qui sont présentées ci-dessous.

De plus, la plupart de ces documents traitent des fonctions ou de l'évaluation des fonctions d'une zone humide, et peu parlent de la mise en œuvre de la compensation ou de méthodes globales de compensation.

Les textes concernant la compensation hors Amérique du Nord, en Europe (Grande-Bretagne, Allemagne, Suède, Pays-Bas, Espagne, Suisse) et en Australie notamment, ne traitent pas spécifiquement des zones humides ou milieux apparentés, mais plutôt de projets d'infrastructures routières, parfois en zones humides, ou de mesures compensatoires « biodiversité ».

Les documents récoltés et spécifiques aux zones humides environ une cinquantaine relèvent pour beaucoup de synthèses ou de bilans, recueillant des données provenant de plusieurs zones humides compensées selon des méthodologies variées, qu'il s'agisse d'évaluation des fonctions, de ratio de surface.... Il n'en ressort pas une « recette » complète - exceptées *a priori* les méthodes RAM (*Rapid Assessment Method*) - abordées dans le prochain rapport « *Evaluation des fonctions écologiques des zones humides* » (Mnhn-Onema).

En fin de compte, la majorité de l'information considérée correspond plutôt à des recommandations, des préconisations générales à appliquer lors de la conception et implantation d'une mesure de compensation, peu de documents fournissent des éléments précis.

## 2. Des démarches adoptées en Amérique du Nord et en Europe

Les procédures, les méthodes, les applications de mesures de compensation spécifiques aux zones humides étant largement plus développées aux Etats-Unis, l'essentiel de l'analyse porte sur ces expériences.

Les systèmes de compensation de zones humides existant s'inspirent de près ou de loin de la procédure liée à la politique du *no net loss* (pas de perte nette) établie par la loi sur l'eau de 1972 (article 404) aux Etats-Unis. Nous avons donc analysé les principaux aspects des méthodes appliquées aux mesures de compensation dans ce pays, certains aspects ayant été transposés et adaptés par d'autres pays, nous mentionnons ces variations en tant que de besoin.

### La procédure étatsunienne

Hernandez (2007 *in* Diren PACA 2009) a récapitulé la **démarche**, très formalisée, adoptée aux Etats-Unis en vue des mesures compensatoires. Parmi les modalités à la disposition des maîtres d'ouvrage, elle s'est intéressée plus particulièrement à la prise en charge par un tiers *via* une banque de mitigation. Le schéma montre les liens entre les étapes suivies par le pétitionnaire d'un permis, l'opérateur de la banque et les équipes interagences responsables du bon déroulement des transactions et des opérations de contrôle (MBRT : Mitigation Bank Review Team (Fig. 17). Il s'agit du scénario « idéal », souvent malmené pour des raisons opérationnelles, sociales et économiques. A noter que le volet évaluation *post* intervention par le propriétaire de la banque de mitigation manque très souvent et l'équipe de contrôle n'a ni le temps ni les moyens de vérifier les résultats.

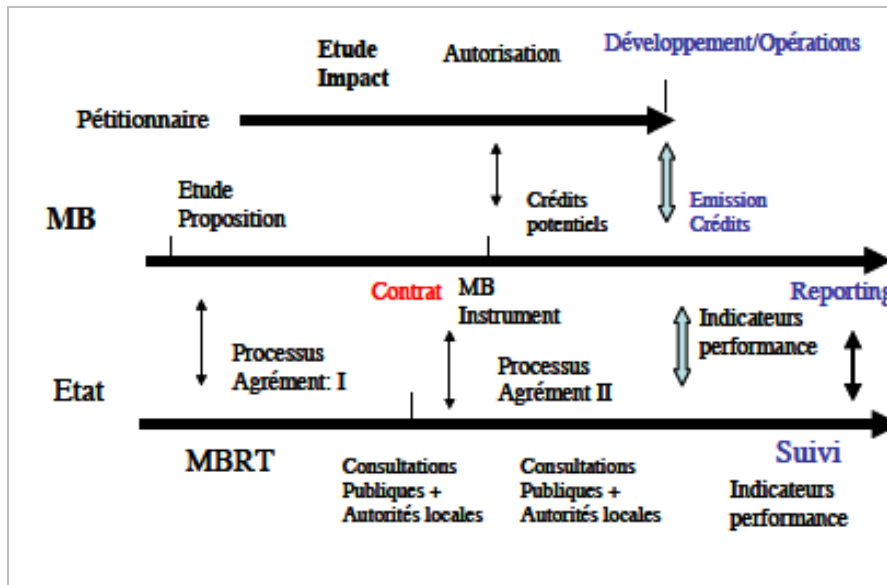


Figure 17 : Procédure et chronologie des mesures de compensation développées par le système de banque de mitigation aux Etats-Unis (Source : D4E, Hernandez, S. Juin 2007). MB : Mitigation Bank. MBRT : Mitigation Bank Review Team.

### Mitigation banking (banque de compensation)

Pour dédommager un impact, une destruction totale ou partielle, dû aux travaux sur le site, dénommé ici « zone humide impactée », le maître d'œuvre fait appel à une banque de compensation.

Les principes du système « banque de compensation de zones humides » ont été exposés précédemment (1. Compensation, mitigation, fonctions, services...). Pratiquement, il s'agit d'un organisme agréé (Bendor, 2009) dont la mission est d'acquérir des terrains, afin d'y construire, restaurer, améliorer, ou dans certains cas exceptionnels conserver des zones humides, appelées ici « zones humides de compensation », et les gérer. Tout ou partie de ces dernières est ensuite vendu aux maîtres d'ouvrages à travers des « crédits de compensation », calculés selon la nature de la destruction et le type de zone humide impacté. Théoriquement, les fonctions écologiques du site impacté doivent être équivalentes ou comparables au site de la banque de compensation, l'achat de crédits servant à couvrir les fonctions perdues. Le problème le plus complexe est donc de mesurer la valeur de ces fonctions et de choisir le mode d'échange. En effet, une fois la valeur de ces services connue, elle peut être monétarisée et entrer sur le marché de la mitigation.

Le maître d'ouvrage ne se charge pas de la mise en œuvre de la mesure compensatoire qui doit intervenir **avant** que la zone humide soit impactée.

Cette modalité présente plusieurs **avantages**.

- Elle s'avère moins coûteuse que l'implantation de mesures compensatoires individuelles. Il est estimé qu'une hausse de 10% de la surface globale de la zone humide de compensation entraîne une baisse de 3% du coût par hectare (King et Bohlen, 1994). Cette tendance est notamment due à la mutualisation des coûts d'entretien de la zone humide de compensation. Les frais restent inclus dans l'achat des « crédits de compensation », mais sont répartis entre les maîtres d'ouvrage (Weems et Canter, 1995).
- Le laps de temps entre la perte des fonctions écologiques de la zone humide impactée et le moment où la zone humide de compensation a acquis les siennes est réduit par rapport à une compensation individuelle, ce qui limite la perte de fonctionnalité globale des zones humides (Gilman, 1997). Cet argument est également développé par plusieurs autres auteurs, préconisant de tenir compte de ce laps de temps, c'est-à-dire de favoriser les

politiques de compensation avant impact (Bendor, 2009 ; Weems et Canter, 1995). Gutrich et Hitzhusen (2004) proposent la réduction du décalage temporel impact/compensation comme paramètre prioritaire à insérer dans les politiques de compensation.

- Elle autorise la création de surfaces humides importantes facilitant la restauration des fonctions écologiques par rapport à des zones humides de petite taille.
- La gestion des zones humides concentrée sur un même site est comparativement plus efficace, les déplacements de site en site pour leur suivi étant évités (Gilman, 1997).
- L'existence d'un plan de gestion unique permet une gouvernance globale et cohérente sur l'ensemble du site (Gilman, 1997).
- Lors de la destruction de petites surfaces, elle offre une alternative économiquement viable par rapport aux projets individuels de restauration très onéreux (Weems et Canter, 1995).
- Les résultats doivent en principe être plus pérennes.

Si le système banque de compensation présente de nombreux intérêts, il a aussi des **limites**.

- L'évaluation des fonctions écologiques doit être réalisée sur le site impacté et sur le site de compensation, afin de garantir l'équivalence entre fonctions perdues et recrées. En pratique cette évaluation n'est pas toujours effectuée et le critère de compensation se cantonne à un échange qualifié en hectare.

Robertson (2004) partant de l'analyse d'un projet de banque de compensation d'environ 50 hectares, localisé dans le district de Chicago, a souligné les problèmes soulevés par la règle d'échange préconisée : 0,4 hectare de zone humide pouvant être compensé par l'achat d'un crédit « certifié » de la banque de compensation. Cependant, la valeur de ce crédit<sup>66</sup> résulte de l'application de l'une des méthodes d'évaluation rapide (*Rapid Assessment Method* - RAM fondée sur un « jugement d'expert ». Or, l'analyse des pratiques sur 9 ans dans cet Etat montre que les données quantitatives issues de ces estimations ne sont pas standardisées ni reproductibles (Robertson et Hayden, 2008). Il faut toujours utiliser avec précaution les formules toutes faites.

- L'achat de crédits de compensation, sans l'instauration d'une mesure de restauration ou création tangible, peut inciter les maîtres d'ouvrages à privilégier cette solution, menant à une politique du « tout mitigation » (Castelle *et al.*, 1992a, 1992b). Cette possibilité donnerait le sentiment de pouvoir « troquer des morceaux de nature », « *si je souhaite détruire cette zone humide, je dois payer x crédits à une banque de compensation* » (Bendor, 2009). Il est donc impératif de s'assurer que les maîtres d'ouvrages aient respecté le triptyque « Eviter/Réduire/Compenser », quitte à refuser le projet de compensation si ce n'est pas le cas.
- Les dysfonctionnements de zones humides de compensation, dus à un échec immédiat ou à moyen terme, conduisent à de lourdes pertes de surfaces et de fonctions écologiques, d'autant que les banques représentent la somme de plusieurs zones humides impactées et/ou détruites (Weems et Canter, 1995).
- Les crédits de compensation achetés par les maîtres d'ouvrage sont avant tout utilisés pour le traitement et la validation des permis, mais peu pour la planification et la gestion des zones humides de compensation (Weems et Canter, 1995).
- Les moyens déployés par le propriétaire de la banque de compensation peuvent être considérables en raison de l'obligation de financer des recreations lorsque le taux d'échec est élevé, ou de surdimensionnement de la banque par rapport à la demande d'achat de crédits. Plusieurs banques ont d'ailleurs été déclarées en déficit (Gilman, 1997). Une

<sup>66</sup> Attribué par l'équipe interagence (*Mitigation Bank Review Team-MBRT*).

étude de faisabilité des marchés potentiels est indispensable, en essayant notamment de répondre aux questions suivantes :

- quels types de zones humides vont être impactés par des projets d'aménagement ?
- quels projets obtiendront un permis en échange d'une mesure de compensation ?
- quels ratios (ordre de grandeur) d'échange seront exigés ?

Aux **Pays-Bas**, les maîtres d'ouvrages, en particulier d'infrastructures linéaires, paient, en plus des crédits de compensation, une somme supplémentaire appelée « *allocation de qualité* », une sorte de caution qui sera utilisée pour réparer les principales conséquences d'un échec ou d'une réussite partielle d'une compensation. Si tout se passe bien, elle est restituée au maître d'ouvrage (Cuperus *et al.*, 2001), ce qui permet de pallier ou de limiter le taux d'échec de la mesure compensatoire.

Etabli par la banque, le plan de gestion de la zone humide de compensation présente des atouts, mais peut être un handicap : il ne sera pas forcément adapté à une fonction écologique donnée ou à la compensation d'une zone humide spécifique (Gilman, 1997).

#### **Encadré 8 : Intérêt et limites des banques de compensation**

**L'anticipation** des impacts représente l'un des avantages majeur des banques de compensation. Ce système sert également à la création/restauration et à la gestion de surfaces importantes en zone humide, en transformant de petits projets de compensation en grands programmes, mieux conçus et gérés (MDEQ, 2001).

Il faut cependant être vigilant aux effets pervers, à savoir le peu d'engagement personnel des maîtres d'ouvrages et l'acceptation du principe de marchandisation de la nature. La vérification des résultats doit porter sur la compensation de l'ensemble des fonctions écologiques perdues en théorie *via* les crédits « zones humides » achetés. De plus, la multiplication des banques de compensation peut s'accompagner de problèmes de gestion (disproportion, marché saturé), entraînant leur disparition, sans que les conséquences soient évaluées en particulier au niveau des fonctions écologiques et services écosystémiques.

#### **Permittee responsible compensation (autorisation ou permis individuel)**

Le maître d'ouvrage qui va impacter la zone humide, propose une (des) mesure(s) de compensation qu'il réalise lui-même ou délègue à un prestataire extérieur. Le début des travaux compensatoires doit intervenir de manière simultanée avec le chantier d'aménagement pour limiter le décalage temporel (Bendor, 2009).

La qualité majeure de cette méthode est l'implication du maître d'ouvrage dans la mesure de compensation : il en est responsable qu'il la réalise ou non. De plus l'option proposée, création ou restauration de zone humide, de même que la gestion, seront plus adaptées et cohérentes avec le système impacté.

Toutefois, la restauration de zones humides demande des compétences particulières. Les travaux menés par un maître d'ouvrage quelconque risquent de ne pas fournir les résultats écologiques attendus ou de produire des effets de qualité insuffisante. L'appel à une entreprise spécialisée est alors fortement recommandé (Bendor, 2009).

#### **Encadré 9 : Supériorité et inconvénients des initiatives individuelles**

Cette méthode est intéressante par l'investissement du maître d'ouvrage tout au long de la procédure et du déroulement de la mesure compensatoire. En principe, les objectifs sont mieux cernés en raison, entre autres, de l'échelle et de la proximité des chantiers. De plus, les travaux d'aménagement et de compensation sont réalisés

simultanément afin de réduire le décalage entre perte et acquisition des fonctions écologiques.

Il faut cependant rester vigilant vis-à-vis de la, qualité des travaux effectués afin de limiter le taux d'échec des mesures appliquées.

### ***In-lieu-fee mitigation (rémunération de remplacement)***

Les maîtres d'ouvrage versent une somme d'argent à un organisme public ou une ONG afin de compenser les impacts sur la zone humide. On parle souvent de rémunérations de remplacement qui supposent l'implantation d'actions favorables, par un biais ou l'autre, aux zones humides. En général, ces structures récipiendaires additionnent les fonds de plusieurs maîtres d'ouvrages et les consacrent à des acquisitions foncières qui servent ensuite à développer les mesures de compensation ou de compensation. Par conséquent, ces dernières démarrent souvent longtemps après le début de l'impact sur la zone humide (Bendor, 2009). Tant que le milieu n'est pas créé ou restauré, il y a une perte nette, à la fois en surface et en fonctions écologiques, ce qui est contraire à la politique du « *pas de perte nette* ». Il arrive également que les fonds versés par le maître d'ouvrage soient utilisés tardivement, suite à des ajournements par rapport aux projets de mesures compensatoires, le décalage entre l'impact et la récupération des fonctions écologiques se trouvent alors accentué (Ambrose et Lee, 2004). Pourtant, les paiements ou documents de paiement doivent en principe avoir été réceptionnés avant l'attribution du permis de projet. Ces auteurs proposent, dans un but dissuasif, d'augmenter les montants des compensations en les ajustant au retard enregistré, afin d'intégrer la perte nette (surface, fonction) non prise en compte dans le calcul initial.

De plus, les fonds collectés étant centralisés dans une caisse globale puis répartis vers divers projets, il est difficile de savoir si la somme versée par le maître d'ouvrage en échange de la destruction de la zone humide impactée a bien donné lieu à la compensation prévue. Ce manque, voire cette absence de traçabilité des fonds, pose la question de l'évaluation des fonctions écologiques, la zone humide de compensation est-elle équivalente au plan fonctionnel ? Et plus important encore, on peut s'interroger sur l'objectif général des mesures de compensation (Ambrose et Lee, 2004). Questions également posées par les initiateurs de tels dispositifs en Suisse, au Royaume-Uni, en Suède.

#### **Encadré 10 : Un choix en partie délaissé**

Cette méthode présente de nombreux inconvénients, dont celui de fournir une compensation reportée dans le temps. Le manque de traçabilité remet en cause l'un des principes fondamentaux des mesures de compensation : la recherche d'équivalence qualitative et quantitative des pertes écologiques par rapport aux acquis.

Elle paraît peu cohérente avec l'ensemble des politiques de « *pas de perte nette* », et assez contradictoire avec les recommandations émises par des scientifiques et experts.

### 3. Examen de points élémentaires de la démarche

#### **L'analyse des documents collectés ne fait pas ressortir l'existence de méthodes standardisées permettant d'associer à une zone humide X une compensation Y.**

La première chose à prendre en compte est l'évaluation de la zone humide qui va être touchée par le projet, ou « zone humide impactée ». En effet, si la compensation doit se faire à fonctionnalité équivalente, il est primordial de connaître de la manière la plus rigoureuse possible les fonctions considérées. Autrement, la mesure compensatoire ne peut être correctement conçue, ni acceptée, puisque l'on ne possède pas de « point 0 » et de système « témoin » auxquelles se référer. Ce sujet est actuellement travaillé et les hypothèses testées sur des zones humides d'Isère (projet Ingecoval) .

Suite à cette évaluation, les mesures compensatoires à mettre en œuvre dépendent de plusieurs paramètres institutionnels, scientifiques et conjoncturels.

#### **Type de compensation envisagé et implications**

Création, restauration, amélioration, conservation, à chaque modalité son ratio minimum.

L'option de création : consiste à créer *ex nihilo* une zone humide à un endroit non humide, et qui l'a toujours été. A priori, le ratio pourrait être de **1:1**, si la mesure proposée consiste à recréer à l'identique la zone humide impactée : type de milieu, superficie, fonctions identiques. Il n'y aurait pas de perte nette sur le long terme en étendue et en fonctions.

Cependant, il faut prendre en compte :

- le risque d'échec partiel ou total de l'implantation de la mesure, qui impose un ratio plus élevé. En effet si tout ou partie de la zone humide créée ne recouvre pas les fonctions écologiques attendues, le résultat correspondra à une perte nette de fonctions et/ou de surface dans le cas d'un comblement de zone humide, par exemple ;
- le décalage temporel entre le moment où la zone humide de compensation est créée et celui où ses fonctionnalités s'expriment.

Pendant cette période, la zone humide impactée aura perdu ses fonctions et celle de compensation ne sera pas encore fonctionnelle, ou pas totalement. Ce laps de temps peut être élevé, 10 ans en moyenne, voire 50 ans pour certaines zones humides boisées et côtières (Balcombe *et al.*, 2005).

Un ratio de 1:1 impliquerait une récupération par la mesure compensatoire de toutes les fonctions de la zone humide impactée, immédiatement et sans aucun risque d'échec comme le soulignent Brown et Lant (1999), hypothèse peu réaliste. **Le ratio minimum doit être systématiquement supérieur à 1:1.**

L'option de restauration : consiste à recréer une zone humide, en un lieu connu d'un point de vue historique et/ou scientifique pour en avoir supporté une, aujourd'hui dégradée détruite pour de multiples raisons. Elle est intéressante, car *a priori* la zone est prédisposée à accueillir ce type de milieu. Il est admis que le taux de réussite est alors plus élevé comparativement à celui de la création *ex nihilo* par exemple (Minkin et Ladd, 2003). Souvent des caractéristiques hydrologiques propices à l'installation d'un milieu humide ont perduré, le site étant partiellement connecté ou à proximité d'un réseau hydrographique. Par ces prédispositions environnementales, la restauration est à privilégier par rapport à la création, dans la mesure du possible.

L'option d'amélioration : consiste à amender les fonctions d'une zone humide existante et dégradée. A la différence de la restauration, l'objectif est de bonifier, parfois d'optimiser, des fonctions détériorées, mais présentes. Le ratio sera alors plus élevé, puisqu'il n'y a pas de gain de surface dans ce type de mesure compensatoire. Avant de faire ce choix, il faut se ménager la possibilité de compenser toutes les fonctions perdues dans la zone impactée par des actions menées dans la zone d'amélioration (Ambrose et Lee, 2004). Cette mesure est

rarement acceptée seule, mais plutôt en combinaison avec les deux options mentionnées précédemment.

Johnson *et al.* (2002) spécifient que dans l'Etat de **Washington**, la catégorie « amélioration » regroupe les projets nécessitant, 0,4 hectare restauré et 2 hectares améliorés alors que la catégorie « activité mixte » correspond au projet avec 0,8 hectare restauré et 0,8 hectare amélioré. Dans cet Etat, l'amélioration a été acceptée individuellement plusieurs fois sous condition d'un gain en fonctions écologiques comparativement aux pertes. Cependant, ces opérations ont été peu ou pas fructueuses dans 89% des cas étudiés, les fonctions acquises ne compensant pas pleinement celles perdues.

L'option de préservation : consiste à maintenir en état les fonctions d'une zone humide existante, qui, si elle n'était pas préservée, risquerait d'être dégradée suite à des pressions. Ambrose et Lee (2004) préconisent de ne pas considérer la préservation comme un outil de compensation en soi puisque les fonctions écologiques existent déjà et la surface en zone humide n'augmente pas. Néanmoins, il peut être parfois intéressant d'inclure une zone de préservation supplémentaire. La création de zones tampons autour d'une zone de compensation entre dans cette catégorie. **Ce type de compensation requérant un ratio élevé ne peut être proposé seul dans plusieurs Etats.**

Par exemple, dans l'Etat de **Washington**, la préservation *s'applique* en cas de menace imminente, « *elle n'est autorisée qu'à condition d'être combinée à d'autres mesures de mitigation et lorsque le responsable technique décide que l'ensemble des mesures de compensation remplace complètement les fonctions et les valeurs perdues lors de l'aménagement* » (WSDOT, 2008).

### **Calcul des ratios, vers un mètre étalon ?**

Il n'existe pas de recette miracle pour déterminer un ratio, sa valeur divergeant selon les lieux et les circonstances. Les aspects théoriques du sujet ont été explorés par plusieurs auteurs.

A titre indicatif et à l'échelle fédérale, la moyenne du ratio de compensation, calculée à partir des données de 68 banques de compensation aux Etats-Unis est de **1,4:1** (Brown et Lant, 1999). En 2001, le *National Research Council* indiquait que le ratio moyen exigé est de **1,78:1** (NRC, 2001). Quelques Etats (Indiana, Oregon, Ohio) ont développé une méthode permettant de déterminer un ratio de compensation pour chaque zone humide. Dans la région de Los Angeles, il est de **1,62:1**, le ratio global requis étant de **1,42:1** (Ambrose et Lee, 2004).

L'**Oregon** a défini réglementairement des ratios minimum (Mitigation Banking Guidebook Committee, 2000), peu contraignants pour :

- la restauration, **1:1**
- la création, **1,5:1**
- l'amélioration, **3:1**.

Ces ratios assez faibles paraissent peu adaptés à la diversité écologique des zones humides. Le seul exemple de restauration, pour lequel 1 hectare détruit doit être compensé par 1 hectare restauré, en est l'illustration. La possibilité d'un échec de la mesure compensatoire n'est pas prise en compte, et si elle se produit, elle entraînera indubitablement une perte nette en surface et en fonctions écologiques. De plus, dans la majorité des cas, les maîtres d'ouvrages se contenteront du ratio minimum entraînant une compensation a minima.

Dans l'**Indiana**, le calcul du ratio se fait à partir de la surface uniquement, en se basant sur les taux d'échec de la restauration et création de zones humides (Robb, 2002). Selon le critère végétation, ce taux d'échec est de :

- 87% pour les prairies humides,
- 71% pour les forêts humides,
- 17% pour les marais peu profonds,
- 4% pour les plans d'eaux.

Par conséquent, les autorités fédérales de régulation préconisent un ratio minimum pour :

- les prairies humides, **7,6:1**
- les forêts humides, **3,5:1**
- les marais peu profonds, **1,2:1**
- les eaux libres, **1:1**.

Ces ratios sont fondés uniquement sur le taux d'échec et ne prennent pas en compte les particularités de chaque zone humide. Deux prairies humides avec des fonctions, en nombre et/ou en qualité ainsi que des intérêts écologiques différents se trouveraient compensées selon le même ratio. On ne catégorise plus la zone humide d'après ses fonctions écologiques mais selon son type. Autre aspect négatif, cette méthode n'est pas applicable pour l'amélioration et la conservation.

Le WSDOT<sup>67</sup>, équivalent d'un ministère de l'équipement de l'Etat de **Washington**, a publié une série de notes (WSDOT Environmental Services, 2008) à partir de travaux réalisés par le *Washington State Department of Ecology* (DEW) et établi un *Ecology Wetland Rating System* (EWRS) régulièrement actualisé (Hruby, 2004a, 2004b, 2006). L'outil de détermination du ratio proposé se décompose de la manière suivante :

- détermination des fonctions écologiques des zones humides impactées, en utilisant l'EWRS qui comprend un dispositif de classement des zones humides en 4 catégories (Ann. 5);
- assignation de ces zones humides dans une des catégories selon leur rareté, leur unicité, leur sensibilité aux pressions et menaces externes, et les fonctions écologiques des habitats. La catégorie I possède le plus de fonctionnalités et la catégorie IV le moins (Ann. 6);
- définition des ratios pour chaque catégorie, selon le type de compensation proposé.

Le tableau ci-dessous illustre les ratios « superficie » proposés pour les projets avec impact sur un marais et sa zone tampon dans le Whatcom County<sup>68</sup> (nord de l'Etat de Washington) (Tab. 15).

Tableau 15 : Exemple de ratios de mitigation « superficie » appliqués dans l'Etat de Washington (Whatcom County).

Ratio de remplacement <sup>a</sup>			
Catégorie de zone humide	Restauration ou Création <sup>b</sup>	Réhabilitation	Amélioration
Catégorie I	Pas d'impact autorise		
Catégorie II	<b>3:1</b>	<b>6:1</b>	<b>12:1</b>
Catégorie III	<b>2:1</b>	<b>4:1</b>	<b>8:1</b>
Catégorie IV	<b>1,5:1</b>	<b>3:1</b>	<b>6:1</b>

<sup>a</sup> Ratio, superficie de remplacement : superficie impactée

<sup>b</sup> Création et restauration de zone humide calculées au même ratio.

<sup>67</sup> Washington State Department of Transportation (WSDOT)

<sup>68</sup> Les mesures de compensation des impacts sur les zones humides sont indiquées dans le *Whatcom County Code Chapter 16.16* (CAO).



Cette méthode propose également des ratios pour les combinaisons entre les différents types de compensation, ainsi que pour la création de zones tampons. Au vu de la diversité des milieux, des fonctions, des valeurs, des services rendus, de la surface, de la situation géographique, le principe de catégoriser les zones humides en seulement quatre classes semble un peu réducteur.

Parmi les 24 mesures compensatoires développées, Johnson *et al.* (2002) en ont trouvé quelques unes de positives. Par exemple, un projet d'aménagement consistant à remblayer 0,6 hectare de zones humides (palustre, saisonnière de pente)<sup>69</sup>. La compensation spécifiée dans le permis englobait sur le site la création de 0,8 hectare de zones humides et l'amélioration de 0,1 hectare ainsi que la maîtrise de 0,9 hectare de zone tampon. Les **objectifs annoncés** se résumaient à un ratio « superficie » de **1:1.25**, une protection de la zone créée par une zone tampon et la récupération des associations végétales retenues. Finalement, la restauration porte sur **1,1 hectare et l'amélioration sur 0,1 hectare**, soit un ratio superficie de **2:1**. Ces auteurs ont estimé que le projet a été compensé de manière adéquate.

Une méthode standardisée de calcul du ratio à appliquer selon le type de compensation proposé a été élaborée à la demande la NOAA<sup>70</sup> à destination des maîtres d'ouvrages intervenant sur le **littoral** et cherchant à réduire les dépenses liées aux mesures compensatoires (King et Price, 2004, 2006). L'un des principaux objectifs était d'éviter les négociations interminables lors de la détermination des mesures. Cinq critères sont renseignés, et permettent, grâce à une équation, d'obtenir un ratio à appliquer pour chaque zone humide.

Il s'agit de déterminer :

- les fonctions existantes de la zone humide impactée,
- les fonctions attendues sur la zone humide de compensation, une fois le projet réalisé et réussi,
- le laps de temps estimé avant le recouvrement total des fonctions,
- le risque d'échec de la compensation,
- le lieu de la compensation (*in-situ* ou *ex-situ*).

La formule est disponible à l'annexe 7. Le principal défaut de cette méthode tient au fait que l'équation servant à obtenir le ratio adapté à chaque zone humide se fonde sur des données estimées, présumées fortement subjectives. En abaissant le risque de compensation et/ou l'évaluation du temps avant la récupération des fonctions (critères 3 et/ou 4), il est possible de diminuer ce ratio. Le débat ne concernerait plus le ratio en lui-même, mais les critères de l'équation, ce qui ne fait que déplacer le problème.

Bendor (2009) suggère quant à lui un ratio de **4:1**, reflet d'un choix arbitraire mais raisonnable, régulièrement utilisé dans les dossiers de compensation de 1993 à 2004 dans l'Etat de Chicago.

<sup>69</sup> Localisé dans l'Etat de Washington (Snohomish County).

<sup>70</sup> National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA).

### **Encadré 11 : Opérationnalité des échanges calibrés**

Globalement, peu d'Etats s'avancent à proposer des « *normes d'échange* », arguant de la nécessité de définir chaque ratio en tenant compte de la spécificité de la zone humide et de le calculer au cas par cas en choisissant une méthode pertinente.

Les chiffres présentés ci-dessus sont pertinents dans des contextes déterminés, certaines données mises en avant étant d'ailleurs divergentes. Ils sont à utiliser à titre indicatif, pour avoir un ordre de grandeur, plutôt que de les appliquer systématiquement, chaque méthode présentant des défauts (subjectivité, estimation de données intermédiaires, catégorisation restreinte, notamment).

Plus généralement, le choix du ratio ne détermine pas le succès de la politique de compensation. Par exemple, dans la Région de Los Angeles, alors que le ratio constaté était supérieur au ratio requis, les fonctions et les habitats avaient eux diminués (Ambrose et Lee, 2004). Le succès d'une politique de compensation dépend également de plusieurs autres facteurs.

### **Sélection du site de compensation**

Le choix du site de compensation est un paramètre ayant une forte incidence sur le succès de la compensation. Il existe deux principales options selon que l'on envisage une compensation *in-situ* ou *ex-situ*.

**La compensation *in-situ*** (sur site) permet de compenser des fonctions liées à une zone géographique donnée, ce qui ne pourra être accompli par une compensation hors site. Les fonctions écologiques et les valeurs sont spécifiques au site. Elles ne peuvent être compensées que partiellement via une banque de compensation qui, par principe, est hors site. Par exemple, certaines espèces d'amphibiens ont besoin de zones humides saisonnières qui restent inondées assez longtemps pour garantir leur survie. La fonction de régulation des populations est ici soumise à la localisation de la zone humide, et le succès de la compensation dépend du lieu de compensation.

L'inconvénient de la compensation *in-situ* est qu'elle entraîne inévitablement une mosaïque de petites zones humides, pas forcément connectées entre elles et/ou au réseau hydrographique (Gilman, 1997).

**La compensation *ex-situ*** (hors site) est souvent implantée grâce aux banques de compensation qui, suite à un agrément, ont déjà créé, restauré des zones humides en un lieu précis. Sauf cas particuliers, elles sont éloignées du site à aménager. Il est admis que le bénéfice environnemental est souvent élevé, car le site d'une banque est : plus facile à gérer, proche d'autres zones humides, voire intégré à un réseau existant (Gilman, 1997). Cette alternative sert également à obtenir des fonctions écologiques spécifiques aux grandes zones (habitat de faune sauvage, par exemple), qu'une multitude de petites zones humide ne peut fournir.

Par contre, plus un lieu de compensation est éloigné du site impacté, plus la question de la proportionnalité de la compensation se pose, sachant que certaines fonctions sont plus « mobiles » (ex : habitat d'une espèce d'oiseaux d'eau), que d'autres (ex : zone de rétention des crues). « *Par exemple, il est totalement impossible de créer la fonction stockage des crues du bassin versant de la rivière Kishwaukee en dehors de ce bassin versant* » (Robertson, 2004). Gilman (1997) prend comme exemple cette fonction écologique et le cas d'une zone humide en amont d'une ville. En réparer la perte par une compensation *ex-situ*, nécessiterait la construction d'un bassin de rétention, qui occasionnerait des coûts supplémentaires pour le maître d'ouvrage.

De nombreux scientifiques s'accordent à dire que la compensation *ex-situ* doit présenter une cohérence avec la situation géographique de la zone humide impactée et en conséquence

se situer dans le même bassin versant. Aux Etats-Unis, cette approche est mise en place depuis 2001, lorsque le *National Research Council* a proposé de modifier « *les limites de la prise de décision dans le temps et dans l'espace, pour sélectionner des sites lors de la conservation et la compensation des zones humides* » (NRC, 2001). Utiliser le bassin versant comme unité d'analyse permet d'obtenir des données élargies sur le site et ses environs : réseau hydrographique, relief global, paysage et milieux environnants (Montgomery *et al.*, 1995 ; Kershner, 1997 ; Lee et Gosselink, 1988 *in* ELI, 2004).

Pour d'autres experts, l'échelle du bassin versant n'est pas judicieuse (Omernik et Bailey, 1997 ; Griffith *et al.*, 1999 *in* ELI, 2004). Ils préfèrent mettre en avant les caractéristiques écologiques telles que le sol, la végétation, le climat et les habitats, en utilisant une approche par région écologique ou écorégion. Preston et Bedford (1988) ainsi que le *Michigan Department of Environmental Quality* (MDEQ, 2001) proposent d'employer deux échelles : (1) celle du bassin versant pour traiter de la rétention des crues et de la qualité de l'eau ; (2) celle de l'écorégion lorsque les problématiques de compensation concernent les habitats-espèces. Dans le cas des marais alluviaux, la zone humide de compensation devra se trouver à proximité d'un cours d'eau (MDEQ, 2001), pour bénéficier d'une bonne connexion hydrologique.

Cette question du choix du lieu de compensation peut être extrapolée, adaptée au niveau français à partir du concept d'**hydroécorégion**. Wasson *et al.* (2001) ont utilisé des caractéristiques primaires des cours d'eau (géologie, relief et climat) pour déterminer des régions homogènes du point de vue des processus physiques et chimiques dominants. Ces hydroécorégions sont également employées pour délimiter les masses d'eau de surface et définir le bon état. L'approche comprend deux niveaux hiérarchiques qui correspondent :

- aux grandes structures géophysiques et climatiques, niveau 1 (HER-1) ;
- à des variations régionales à l'intérieur de ces types, ou dans certains cas à des « exceptions typologiques » dans des ensembles par ailleurs beaucoup plus homogènes le niveau 2 (HER-2).

Le choix du site de compensation pourrait se faire au niveau HER 2, échelle plus fine et intéressante par rapport aux paramètres distance et homogénéité.

### **Encadré 12 : Compenser sur place ou à distance ?**

Le choix d'un site de compensation à proximité de la zone humide impactée doit être privilégié lorsque cela est possible.

Il est conseillé de mettre en place la compensation dans la même région écologique et/ou dans le même bassin versant, afin de faire correspondre au mieux les enjeux « eau » et « biodiversité » perdus et récupérés.

En France métropolitaine, les hydroécorégions peuvent servir à un prédécoupage des secteurs d'échanges potentiels.

### **Choix du type de zone humide**

Si le choix du site de compensation est important, celui du type de la zone humide à restaurer, créer, améliorer l'est tout autant. Compenser par un autre type de zone humide fournit des fonctions pas toujours similaires qualitativement ou quantitativement, soit un résultat inadapté puisque l'on raisonne à fonctionnalité équivalente.

En effet, la tentation est grande d'optimiser la réussite de la mesure compensatoire. On pourrait alors envisager de se focaliser, lors de la création et de la restauration, sur des écosystèmes humides réputés pour le taux de succès des interventions, ceux plus faciles à manipuler en raison de leur fonctionnement, comme les plans d'eau et les marais peu profonds (Robb, 2002). C'est le cas en Nouvelle-Angleterre, où Minkin et Ladd (2003) ont

constaté que, du point de vue typologique, les zones humides de compensation ne correspondaient pas forcément aux zones humides impactées (Fig. 18.)

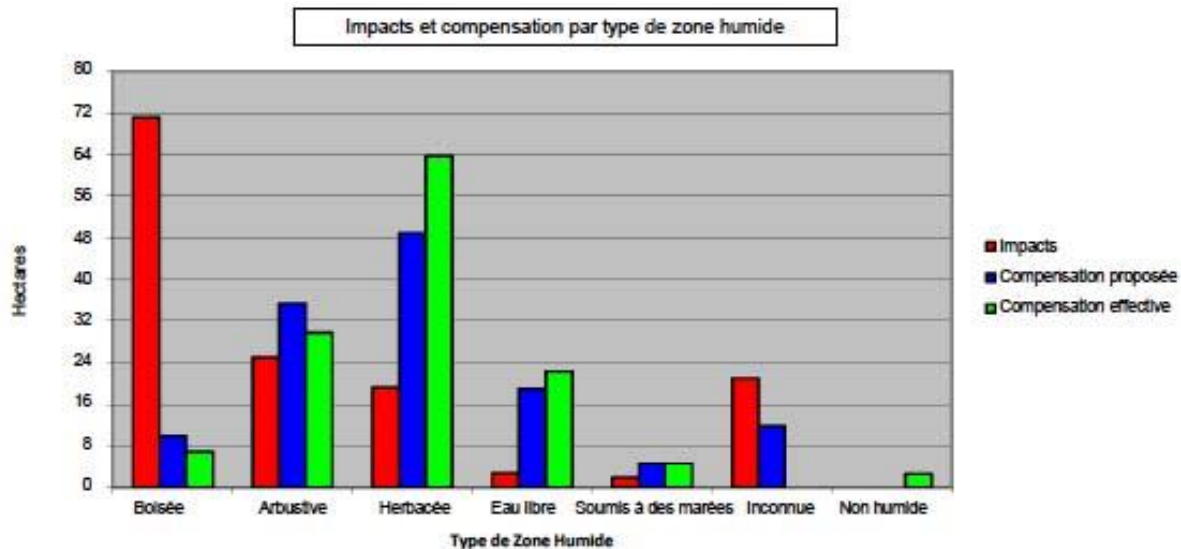


Figure 18 : Superficies impactées, compensées et proposées pour une mitigation par grands types de zones humides dans 60 sites de compensation sur un total de 329 projets en 2002 (Minkin et Ladd, 2003).

Comme déjà mentionné, une mesure compensatoire où les types de zones humides sont similaires est à privilégier. Dans le cas où les types de zone humide (impacté *versus* réhabilité) diffèrent, il faut s'assurer de la compensation totale des fonctions.

### Mise en œuvre de la mesure compensatoire

La construction de la zone humide de compensation est également sujette à préconisations. Il n'est en effet pas rare de voir des mises en œuvre de systèmes trop artificialisés : cours d'eau calibrés, utilisation de matériaux imperméables (ex : ciment) (Ambrose et Lee, 2004), création de zones humides géométriques aux berges régulières. Ces méthodes sont moins onéreuses et plus simples à réaliser (Campbell, 1996). Les zones humides de compensation ont souvent un contour simplifié comparé à celui de milieux « naturels ». Dans l'**Ohio** et afin d'éviter ces délimitations schématiques, Mack *et al.* (2004) préconisent que le périmètre de la zone humide de compensation soit supérieur ou égal à 75% de celui de la zone humide impactée.

En **Pennsylvanie**, une expérience de compensation fondée sur l'aspect paysager de la zone humide a été testée. L'objectif était de créer une zone humide de compensation visuellement similaire à la zone humide impactée, tout en restaurant les fonctions. Les données hydrologiques, topographiques, sur la matière organique et la végétation étaient mesurées et confrontées (Sonntag et Cole, 2008). Les résultats sont concluants, mais cette méthode entraîne des surcoûts, dus par exemple, aux excavations supplémentaires pour obtenir un contour non linéaire.

Dans la région de **Los Angeles** (Californie), il est également recommandé, dans la mesure du possible, de faire correspondre au plus près les caractéristiques de la zone humide de compensation (type d'habitats, conception, surface) à celles de la zone humide impactée pour un meilleur taux de réussite (Ambrose et Lee, 2004).

## Et les conséquences de l'installation d'espèces invasives

Les espèces végétales invasives sont connues pour leur propension à coloniser des milieux récemment perturbés. La restauration de zones humides comporte, entre autre, une phase importante de remaniement du sol propice à l'installation des plantes allochtones. Ainsi, Campbell (1996) a constaté que la proportion de plantes invasives est plus grande dans les zones humides de compensation. Cette tendance semble confortée par la vulnérabilité de certaines espèces autochtones qui s'implantent peu dans les milieux restaurés-crées de fraîche date.

Il est indispensable, lors de la création d'une zone humide, d'importer du site à aménager des graines (collecte, banque de graine) pour favoriser la revégétalisation, mais également pour que les communautés végétales se rapprochent le plus possible de celles d'origine (Tischew *et al.*, 2008). Lors d'une restauration, la banque de graine dans le sol peut être suffisante et la convergence écologique établie. La composition et structure du couvert végétal doivent également être conçues pour résister aux crues annuelles et décennales (Ambrose et Lee, 2004). Ainsi, la zone humide sera moins vulnérable à l'arrivée d'espèces invasives, le couvert végétal étant développé et résistant.

Outre ces précautions, l'évaluation de la compensation constitue une étape cruciale de la procédure. Dans l'Etat de l'**Ohio**, la zone humide de compensation passe au crible de critères de succès (normes de performance) (Mack *et al.*, 2004). Huit catégories d'objectifs sont alors à prendre en compte (Tab 16). Pour chacune d'entre-elles, la zone humide compensatoire doit répondre à un ou plusieurs critères. Par exemple, pour la caractéristique « végétation herbacée », la couverture en espèces invasives doit représenter moins de 5% de la surface végétalisée. Cette approche fournit des normes utiles à la mise en œuvre des mesures, mais aussi à la gestion des banques de compensation.

**Tableau 16 : Résumé des catégories d'objectifs et des critères de succès utilisés (Ohio Rapid Assessment Method for Wetlands - ORAM).**

Catégorie d'objectifs	Critère de succès de la zone humide de compensation (ZHC)
Surface de la zone humide compensatoire	Non comptabilisée dans le calcul de la surface globale de la mesure : surfaces en eau libre, > 10% de la surface totale et les zones non humides utilisées comme zones tampons.
Morphométrie et conception	Pente de 15 pour 1 <sup>71</sup> sur les 15 premiers mètres du bassin de la ZHC, jamais > 15 pour 1 sur les 5 premiers mètres.
	Périmètre de la ZHC ≥ 75% à celui de la zone humide de référence.
Hydrologie Biogéochimie	Régime hydrologique de la ZHC équivalent à celui de la zone humide de référence (méthodologie HGM)
Végétation herbacée	Surface en eau libre < 10%
	Au moins 75 d'espèces hydrophytes pérennes et autochtones présentes dans la ZHC
	Occupation d'espèces invasives sur moins de 5% de la surface végétalisée de la ZHC
Végétation arborée	Installation / type de zone humide compensé et celui de référence
Faune	Protocole de suivi (amphibiens, oiseaux, macroinvertébrés)
Services rendus	Egalement à compenser.

<sup>71</sup> Le dénivelé est de 1 mètre lors des 15 premiers mètres de la zone humide

Il ne faut pas perdre de vue que la compensation doit rester un dernier recours, car le résultat n'est pas garanti. En effet, la richesse spécifique et la couverture végétale sont toutes les deux plus fortes dans les zones humides impactées (avant l'impact) que dans les zones humides de compensation (après l'application des mesures) (Campbell *et al.*, 2002).

### **Gestion de la zone humide de compensation**

Une fois la mesure compensatoire (les travaux de création/restauration, l'acquisition de surfaces pour l'amélioration et/ou la conservation) implantés, le maître d'ouvrage (ou la banque de compensation) a la responsabilité du succès de celle-ci et élabore un plan de gestion à long terme pour la zone humide de compensation (Weems et Canter, 1995).

Ce plan doit être très structuré, afin de garantir la pleine compensation des fonctions écologiques et services perdus (Ambrose et Lee, 2004). L'entretien et le suivi du site étant indispensables pour apprécier les améliorations de la zone humide (Johnson *et al.*, 2002), une évaluation est également à mener tous les ans pendant 10 ans minimum, afin de mesurer le succès ou l'échec de la création-restauration. Weems et Canter (1995) recommandent de préciser, dans le projet initial de la mesure compensatoire, les modalités de maintenance et de surveillance du site. Ils évoquent la possibilité d'inscrire la zone humide de compensation dans une zone protégée réglementairement pour pérenniser ce site, et/ou de confier la gestion à un organisme de préservation de la nature. En outre, l'intégration de mesures d'urgences à mettre en place pour corriger les éventuels problèmes rencontrés serait à prendre en compte dans la qualité du projet de mesure compensatoire (Johnson *et al.*, 2002).

Pour une évaluation efficace de la zone humide restaurée, plusieurs pays mettent en avant l'utilisation de suivis normalisés. L'emploi d'une procédure de contrôle standardisée permet d'éviter, et si besoin, de corriger plus rapidement, les erreurs de planification (Tischew *et al.*, 2008).

Au Danemark, Hoffmann et Baattrup-Pedersen (2007) signalent aussi la nécessité d'un suivi *post*-restauration qui comporte une utilisation des données topographiques, et des caractéristiques pédologiques, hydrologiques, trophiques, botaniques, ornithologiques. L'information est récoltée à partir d'un questionnaire normalisé, obligatoire dès lors qu'un projet de compensation est implanté.

Déterminer le succès de la compensation implique de mesurer les fonctions écologiques et les services sur la zone humide impactée, mais aussi sur la zone humide de compensation, cet aspect n'est pas à négliger (Ambrose et Lee, 2004).

### **Evaluation de la conformité**

Un rapport du *National Research Council* a exposé les lacunes (écologique, administrative) de divers états et du gouvernement fédéral dans l'établissement des mesures compensatoires (NRC, 2001). De nombreux projets ignoraient les conditions mentionnées dans les permis et comportaient une taille de la zone d'échange inférieure à celle impactée, une conception, une implantation et un suivi insuffisants, rendant les systèmes non fonctionnels. L'objectif de « *pas de perte nette* » devenait difficile voire impossible à renseigner. Un peu plus tard, des rapports du *Government Accountability Office* (USGAO, 2005) ont montré que plusieurs dossiers de compensation ne possédaient pas de documents de suivi, bien que cela soit requis par les procédures.

### Suivi de la mesure compensatoire en chantier

Fort de ce constat et suivant les recommandations émises en 2001 par le *Committee on Mitigating Wetland Losses*<sup>72</sup>, l'*US Army Corps of Engineers* a proposé l'instauration d'un

---

<sup>72</sup> L'étude portait sur les mesures de compensatoires zones humides et l'atteinte ou pas de l'objectif de « restauration et de maintien de la qualité des eaux fédérales » (NRC, 2001).

rapport de suivi annuel, à la fois concis et contenant les informations indispensables à la compréhension des évolutions en cours (USACE, 2004). Cette position a été précisée dans le règlement sur l'atténuation et la compensation signé conjointement par l'USACE et l'USEPA<sup>73</sup>. L'une des orientations traite des besoins de suivi des projets de mitigation incluant la restauration, la création ou l'amélioration des ressources aquatiques. Modifié en 2010<sup>74</sup>, le document stipule les points à développer dans le dossier.

- Données générales sur le projet (1 page).
- Contexte réglementaire (1 page) : liste des normes de performance et des exigences de suivi.
- Données résumées (4 pages) : à fournir pour renseigner l'éventuel succès du projet ou son état par rapport à l'objectif initial.
- Cartes (3 pages) : localisation du site de compensation par rapport au contexte « paysager », des habitats, des transects (échantillonnage) et tout ce qui peut être pertinent vis-à-vis du suivi.
- Conclusion (1 page) : description de l'état du projet de compensation. Si les normes de performance ne sont pas atteintes, préciser les difficultés rencontrées et les actions proposées pour y remédier.

De son côté, le *Washington State Department Of Transportation* a établi un formulaire standard à remplir lors de la proposition des mesures compensatoires (*Wetland Mitigation Monitoring Request Form*) (WSDOT, 2006). En plus du lieu de compensation, de la surface globale du projet et des dates de mise en œuvre de la mesure compensatoire, sont à renseigner :

- la période de suivi imposée,
- l'année de début du suivi,
- la surface selon le type de compensation (création, restauration, amélioration, préservation, zone tampon).

Les documents à fournir pour le suivi de la zone humide de compensation doivent notamment inclure : les données hydrologiques, les plans d'établissement de la mesure compensatoire et les données biologiques de la zone humide.

La notice de 2008 a été actualisée en 2009, pour tout ce qui concerne le suivi des mesures compensatoires (Fig. 19).



Figure 19 : Processus de gestion adaptative du site (d'après Eltzinger *et al.*, 1998, in WSDOT, 2009).

Le suivi doit être évolutif, et comprend 4 étapes :

1. identification des normes de performance permettant de contrôler l'obtention des conditions spécifiées ;

<sup>73</sup> "Compensatory Mitigation for Losses of Aquatic Resources," 73 FR 19,594, Apr. 10, 2008.

<sup>74</sup> *Guidelines for Preparing a Compensatory Mitigation Plan*. Compensatory Mitigation Guidelines Working Draft, Subject to Change Last Revised October 7, 2010

2. instauration de suivis de ces normes;
3. évaluation du site pour savoir si les objectifs sont atteints, et
4. si ce n'est pas le cas, mise en place d'une gestion alternative.

Plus généralement, la gestion adaptative est conçue comme un processus fondé sur l'enchaînement des phases d'évaluation de la compensation. Les critères de performance se trouvent au cœur du dispositif.

### Normes de performance

Une liste de mesures ou d'objectifs quantifiables identifiés à propos d'un site de compensation donné sert à l'évaluation de la réussite du projet. Dans le cas du *Wisconsin Wetland Compensatory Mitigation* (Wilcox, 2005), les paramètres utilisés sont :

- quantitatifs,
- descriptifs des caractéristiques d'une zone humide de qualité,
- spécifiques et facile à comprendre,
- accessibles.

Ces normes doivent être atteintes pour que la compensation soit reconnue comme réussie.

### Plan de suivi post compensation

Le suivi commence normalement au printemps suivant la création ou restauration du milieu et perdure pendant toute la durée stipulée dans le plan de compensation. Il s'appuie sur, les critères de performance détaillés dans le plan. Les données collectées concernent des paramètres environnementaux : végétation, sol, hydrologie et faune sauvage. Une fois l'analyse des données complétée, l'information globale sur le site est communiquée à l'équipe gestionnaire de la zone humide pour faciliter son travail à venir.

Wilcox (2005) définit le plan de suivi comme un programme spécifique de collecte de données, qui renseigne les caractéristiques physiques, biologiques, hydrologiques et humaines du site. Ce document sert à déterminer si les normes de performance ont été atteintes, à connaître les tendances de la zone humide et à identifier les besoins éventuels.

### Méthode d'échantillonnage

La méthode d'échantillonnage est variable selon le nombre et le type de mesures à effectuer. Le sujet est largement développé dans des manuels d'écologie. La prise en compte d'éléments comme la surface du site, la présence de gradients environnementaux, la répartition de la végétation, influencent l'échantillonnage. Ces facteurs définissent l'orientation des transects, variables en nombre, longueur et espacement, la méthode de récolte des données, le nombre et le type d'unités prospectées. Une explication détaillée est disponible dans le rapport *Monitoring Plant and Animal Populations* (Elzinga *et al.*, 2001) ainsi que dans des rapports spécifiques au suivi des zones humides en particuliers ceux produits par l'Ohio Environmental Protection Agency (*Integrated Wetland Assessment Program*)<sup>75</sup>.

### Période de suivi

Tischew *et al.* (2008) proposent une durée de 25 ans minimum, ce qui paraît cohérent avec les temps moyens de récupération des fonctions d'une zone humide compensatoire. Ce temps peut néanmoins varier aux cas par cas.

La période de suivi choisie dans le **Wisconsin** est de 5 ans en général, de 8 à 12 ans pour les zones humides de surface importante. Lorsque la superficie de la zone humide est inférieure à 0,4 hectare et que les normes de performance sont atteintes, un suivi de 3 ans peut être suffisant (Wilcox, 2005).

---

<sup>75</sup> Wetlands Ecology Section Reports, Wetland Ecology Group Reports  
[http://www.epa.state.oh.us/dsw/wetlands/WetlandEcologySection\\_reports.aspx](http://www.epa.state.oh.us/dsw/wetlands/WetlandEcologySection_reports.aspx)



## D/ Conclusions et perspectives

L'analyse des nombreux articles, guidances, guidelines, rapports révèle une multitude de possibilités et de critères à prendre en compte pour compenser un impact sur une zone humide, mais pas de méthode type, les différents auteurs insistant sur la spécificité de chaque zone humide.

Cependant, les informations récoltées donnent des pistes à propos des critères à privilégier ou à éviter et identifient les lacunes.

### Forces

- La banque de compensation est intéressante au niveau écologique (grande surface, gestion cohérente et plus efficace), mais pêche par : (1) le peu d'implication des maîtres d'ouvrage dans le processus global de compensation ; (2) son manque de spécificité vis-à-vis de chaque zone humide impactée. A l'inverse, le permis individuel permet d'intégrer les maîtres d'ouvrages dans la logique de compensation, mais peut déboucher sur des résultats insatisfaisants, la mesure étant souvent réalisée par une personne non spécialisée.
- L'option restauration semble faire l'unanimité car elle permet une augmentation de la surface de zone humide en bonne santé. Lorsque le site présente des prédispositions écologiques et/ou hydrologiques, elle offre de meilleures chances de réussite que dans le cas d'une création.

### Points de discussion

- Le choix du site de compensation est un paramètre clé. La compensation *in-situ* permet de compenser au mieux les fonctions de la zone humide impactée, y compris celles inféodées à un lieu précis (ex : zone de rétention des crues en amont d'une ville), sachant qu'il y a des limites opérationnelles dont l'absence de foncier disponible. localement Une échelle d'approche est avancée de plus en plus fréquemment, celle du bassin versant qui permet de concilier cohérence hydrologique et réalité de terrain. Il peut être envisagé d'en tenir compte au niveau national, ou d'utiliser l'approche par hydroécorégions (Cemagref) mise en place pour l'évaluation du bon état des masses d'eau.
- Le ratio de surface est un aspect qui diverge selon les pays : formule mathématique, ratios définis dans les textes de lois ou calculés selon la zone humide considérée... Globalement, il ressort que le ratio doit être : adapté à la spécificité de la zone humide (donc au cas par cas) ; et, si on raisonne en emprise spatiale, supérieur à **1:1** pour ne pas négliger le risque d'échec. Il faut dans la mesure du possible intégrer à ce quotient le risque de décalage temporel entre la destruction de la zone humide et la récupération des fonctions perdues.

### Faiblesses

- L'option *in-lieu fee* ne semble pas être une alternative intéressante car elle cumule une compensation *post impact*, des mises en œuvre limitant les possibilités de suivi des résultats et une insuffisance de traçabilité quant à l'utilisation des fonds.
- La mise en œuvre de la mesure compensatoire (i.e. la création/restauration de la zone humide) est souvent effectuée de façon trop simpliste, dans un but de réduction des coûts, et influence négativement les chances de réussite de la mesure.
- Aux Etats-Unis comme en France, le constat est le même : la gestion et le suivi *post* instauration des mesures compensatoires sont insuffisants voire inexistant, les paiements (« crédits de mitigation » ou « fees ») servant essentiellement à la création/restauration de la zone humide de compensation.

Ces aspects devront donc être pris en compte lors de l'expertise des dossiers d'incidence, en se fondant sur les recommandations formulées dans le rapport.

## En quoi cela permet-il de réaliser une grille d'analyse opérationnelle ?

En dépit de l'absence de méthodes types concernant les mesures compensatoires liées à la destruction de zones humides, les préconisations formulées par diverses sources consultées vont permettre une organisation et structuration des informations intéressantes afin d'appuyer l'expertise des dossiers d'incidences des agents de l'Onema.

En effet, les problèmes rencontrés dans des pays où la compensation se pratique depuis un moment et connaît des développements plus importants qu'en France, fournissent la matière à partir de laquelle découleront les propositions opérationnelles. Disposant d'un certain recul, ces experts appréhendent les conséquences, positives - négatives, directes - indirectes, de politiques de compensation. Ils en tirent des recommandations, plus ou moins transposables, qui peuvent cependant être prises en compte, et ce afin d'éviter de reproduire les mêmes erreurs ou de subir les mêmes dérives.

Plus généralement, s'attacher à compenser des pertes d'écosystèmes, particulièrement de zones humides, oblige à mobiliser de nombreuses compétences, scientifiques, techniques, administratives, socioéconomiques et juridiques sans oublier la place centrale occupée par les aspects politiques.

**L'écologie de la restauration** malgré d'importantes avancées théoriques et appliquées se trouve confrontée aux limites d'interprétation des dynamiques écosystémiques, comme le montrent les résultats d'expériences menées depuis plus de 30 ans sur des marais côtiers et suivis méticuleusement (Californie). Selon Zedler et Callaway (2000), l'objectif de reconstituer l'habitat d'une espèce en danger, un petit rôle, semble pour le moment inatteignable alors que simultanément la composition des communautés végétales et animales a été récupérée. Il semblerait que les interactions sol, eau de surface et souterraine modèlent le système et que la texture du sol soit le facteur majeur par son influence sur la structure de la végétation dominante (spartine). Ces auteurs pensent que si le projet a apporté de nombreuses connaissances sur le fonctionnement des prés salés, l'objectif premier n'est toujours pas atteint. Sélectionner et planter les espèces végétales *ad hoc* ne posent pas de problème, par contre choisir un site à la topographie adaptée reste beaucoup moins évident. Ces défis ne découragent pas J. Zedler et ses collègues qui continuent à voir dans l'option compensation un outil potentiel pour la conservation. Pour eux, autoriser la destruction d'une zone implique de savoir si nous pouvons nous permettre de perdre ce système et non pas si nous pouvons le remplacer.

En plein essor, **l'ingénierie écologique** contribue scientifiquement à mieux comprendre les effets des manipulations physiques et biologiques lors de la création de zones humides. Sont ainsi décryptées des processus explicatifs de la productivité et de la biomasse élevée de certaines zones humides, leur résilience face à des perturbations, leurs fonctions écologiques (Mitsch *et al.*, 1998). Un exemple des avancées dans ce domaine, la mise en évidence du rôle d'espèces dites « ingénieurs », celles dont l'installation et le développement structurent le milieu et induisent l'arrivée d'autres. Connaître ces facultés sert à augmenter les chances de réussite de la compensation (restauration, création).

Ces deux courants scientifiques ne fournissent pas toutes les réponses aux questions posées par la compensation des milieux humides, mais leur intégration lors de la conception de mesure est incontournable.

Evidemment, des spécialistes de l'hydrologie, de l'hydraulique, de la pédologie, de la biogéochimie, sont également mobilisés dans ces projets et les modèles hydrologiques jouent un rôle capital dans la conception de projet durable.

La participation grandissante des chercheurs **en science humaine** montre l'ampleur prise par les programmes de compensation. Les sociologues, ethnologues s'intéressent davantage aux manières dont ces interventions sont perçues et à leur insertion dans les sociétés

concernées. Ils se prononcent également sur les aspects éthiques liés à ces manipulations du vivant.

Les **économistes** portent leur investissement sur le volet évaluation des services écosystémiques, la qualification de crédits « biodiversité » ou « zones humides », la construction de marchés facilitant les échanges entre vendeurs et acquéreurs de crédits. Ce domaine se développe sous l'impulsion entre autres de conventions internationales et directives européennes.

**Les juristes et les politologues** se trouvent face à de nouveaux défis conceptuels et opérationnels. Considérer les zones humides comme des infrastructures naturelles, inscrire et favoriser telle ou telle modalité de compensation signifie une adaptation ou une révision des règles de planification du territoire.

**La communauté des ingénieurs et techniciens** de la gestion de l'environnement *sensu lato* occupe une place centrale dans les dispositifs de compensation. Sans leur savoir-faire et leur investissement sur le terrain, pas de projet réussi. De plus en plus souvent, ils se retrouvent avec des doubles ou triples casquettes, ont à se prononcer sur les différentes phases des projets et à valider les résultats. C'est à eux qu'est destiné en priorité la future grille d'analyse des opérations de compensation de zones humides, leur expérience des difficultés rencontrées sur le terrain venant alimenter la construction du système d'évaluation à utiliser avant, pendant et après la réalisation d'un aménagement.

Plusieurs points peu abordés jusqu'ici méritent quelques développements. La conception et l'instauration des mesures compensatoires se font dans des contextes peu maîtrisés comme souvent lorsqu'on traite du vivant. Des questions se posent : quels impacts peuvent être évités ou atténués ? Qu'est ce qui est perdu du point de vue hydrologique, écologique ? Au moment de l'évaluation des résultats des interventions, les **incertitudes** s'accumulent. Les progrès actuels de la recherche en ingénierie écologique laissent augurer des évolutions positives, notamment dans le domaine des principes d'équivalence qui nécessitent la définition d'autres métriques.

Les interrogations sont également d'ordre éthique, notamment en raison de l'accroissement des programmes faisant appel à la notion de paiement des services écosystémiques et à l'installation de marchés de la biodiversité à l'instar des marchés pour gaz à effet de serre. La généralisation de tels mécanismes risque fort d'aller à l'encontre des objectifs affichés tout en évitant la remise en cause des stratégies de développement économique. Plus d'un expert craint de voir la compensation financière devenir « *une licence de destruction* » de la nature. Comme souligné par FCEN (2010), « *une mesure compensatoire n'est pas à instruire comme un droit à détruire* ».

Finalement, avant d'avoir des méthodes et pratiques au point qui facilitent un « commerce » équitable et effectif de services écosystémiques, il faut à la fois davantage de science et des normes plus strictes.

L'analyse en cours des méthodes appliquées, en France et ailleurs, pour évaluer les fonctions écologiques des zones humides est conçue comme un complément à ce travail sur les compensations.

## Références bibliographiques

- Adamus, P. R., E. J. Clairain, Jr., R. D. Smith, & Young, R. E. 1987. Wetland Evaluation Technique (WET); Vol. II: Methodology. Operational Draft Technical Report Y-87-, U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, Miss., 171 p.
- Ambrose R.F. & Lee S.F. 2004. Guidance Document for Compensatory Mitigation Projects Permitted Under Clean Water Act Section 401 by the Los Angeles Regional Quality Control Board. University of California, Los Angeles Regional Water Quality Control Board, 66 p.
- Amoros C., Gibert J. & Greenwood M.T. 1993. Chap. 9 Interactions entre unités de l'hydrosystème fluvial. Pages 169-200 in Amoros C. & Petts G. E. (eds) Hydrosystèmes Fluviaux, Masson, Paris.
- Anielski, M. & Wilson, S. 2009. Counting Canada's Natural Capital: assessing the real value of Canada's boreal ecosystems. Canadian Boreal Initiative, The Pembina Institute, 76 p.
- Aoubid, S. & Gaubert, H. 2010. Evaluation économique des services rendus par les zones humides. SEEIDD-CGDD- MEEDDM, Études et documents, 23 : 1- 50.
- Balcombe C.K., Anderson J.T., Fortney R.H. & Kordek W.S. 2005. Wildlife use of mitigation and reference wetlands in West Virginia. Ecological Engineering, 25 : 85–99.
- Barnaud, G. 1997. Rôle et fonction des zones humides. "L'Eau, l'homme et la nature", 24<sup>èmes</sup> Journées de l'Hydraulique de la Société hydrotechnique de France 18-20 septembre 1996, Paris, La Houille Blanche 1/2 : 90-91.
- Barnaud, G. 1998. Conservation des zones humides : concepts et méthodes appliqués à leur caractérisation. Thèse de doctorat, Université de Rennes I, décembre 1997. Collection Patrimoines Naturels, Volume 34, Service du Patrimoine Naturel/IEGB/MNHN, Paris. 451 p.
- Barnaud, G. 2010. Troquer les zones humides ? L'expérience étasunienne. Zones Humides Infos, 66 : 10-12.
- Barnaud, G. & Fustec, E. 2007. Conserver les zones humides : pourquoi ? Comment ? Collection : Sciences en partage. Editions Quae & Educagri, 296 p.
- Bas, A. & Gaubert, H. 2010. La directive « responsabilité environnementale » et ses méthodes d'équivalence. CGDD, Études et documents, 19 : 1 - 176.
- Bateman, I. *et al.* 2010. Economic Analysis for Ecosystem Service Assessments. CSERGE Working Paper EDM-2010-10 : 1-49.
- BBOP 2009. Biodiversity Offset Design Handbook. Business and Biodiversity Offsets Programme (BBOP), Washington, D.C., 102 p.
- Beauchain, F. 2008. Challenges for an improvement of the practice of compensation in France through the creation of an operator. Master Thesis Department of Land and Water Resources Engineering, Royal Institute of Technology (KTH), Sweden, 11 p.
- Bendor T. 2009. A dynamic analysis of the wetland mitigation process and its effects on no net loss policy. Landscape and Urban Planning, 89: 17–27.
- Berghöfer, A. & Dudley, N. (eds) 2010. Chap 7. Ecosystem Services and Protected Areas. Pages 125-140 in TEEB - The Economics of Ecosystems and Biodiversity for Local and Regional Policy Makers.
- Berthelot, C. *et al.* 2011. Rapport d'information déposé par la mission d'information relative aux enjeux et aux outils d'une politique intégrée de conservation et de reconquête de la biodiversité au nom de la commission du développement durable et de l'aménagement du territoire, 172 p.
- Bouscasse, H. *et al.*, 2011. Evaluation économique des services rendus par les zones humides - Enseignements méthodologiques de Monétarisation. Études et documents (SEEIDD- CGDD), 49: 1-216.
- Briggs, B.D.J., Hill, D.A. & Gillespie, R. 2009. habitat banking-how it could work in the UK. Journal for Nature Conservation, 17 : 112-122.
- Brinson M.-M. 1993, A hydrogeomorphic classification for wetlands. USACE, Waterways, Experiment Station Technical report WRP-DE-4, 79 p. + annexes
- Brinson, M.M. 1995. The HGM approach explained. Natl. Wetlands Newsltr., 17 : 7-13.
- Brown, P.H. & Lant C.L. 1999. The effect of mitigation banking on the achievement of no net loss. Environmental management, 23 : 333-345.

- Brunet, R-C. & Astin, K.B. 1997. Spatio-temporal variations in sediment nutrient levels: the River Adour. *Landscape Ecology*, 12 : 171–184.
- Bullock, A. & Acreman, M. 2003. The role of wetlands in the hydrological cycle. *Hydrology and Earth System Sciences*, 7 : 358-389.
- Campbell, D.A. 1996. Comparing the Performance of Created Wetlands to Natural Reference Wetlands: a Spatial and Temporal Analysis. M.S. Thesis. Pennsylvania State University, University Park, PA, 140 p.
- Campbell, D.A., Cole, C.A. & Brooks, R.P. 2002. A comparison of created and natural wetlands in Pennsylvania, USA. *Wetlands Ecol. Manag.*, 10 : 41-47.
- Campbell, L. et Rubec, C. D. A. 2003. L'Intendance des terres humides : Nouvelles orientations. Rapport final de la Conférence nationale sur l'intendance des terres humides du Canada. Rapport N° 03-3, 16 p.
- Carter, V. 1997. Technical Aspects of Wetlands: Wetland Hydrology, Water Quality, and Associated Functions., United States Geological Survey Water Supply Paper 2425. [<http://water.usgs.gov/nwsum/WSP2425/hydrology.html>].
- Castelle, A.J. *et al.* 1992. Wetlands Mitigation Banking. Report N° 92-12, February, Olympia, WA: Shorelands and Coastal Zone Management Program, Washington State Department of Ecology, 51 p.
- Castelle, A.J. *et al.* 1992. Wetland Mitigation Replacement Ratios: Defining Equivalency. Report N° 92-08, February, Olympia, WA: Shorelands and Coastal Zone Management Program, Washington State Department of Ecology, 112 p.
- Chevassus-au-Louis, B. *et al.* 2009. Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes. Contribution à la décision publique. Centre d'analyse stratégique, Premier Ministre, 376 p.
- Cizel, O. 2010. Protection et gestion des espaces humides et aquatiques, Guide juridique d'accompagnement des bassins de Rhône-Méditerranée et de Corse. Agence de l'eau RM&C, Groupe d'histoire des zones humides, Pôle relais lagunes méditerranéennes, 566 p.
- Comité de bassin Adour-Garonne 2009. Dessinons l'avenir de l'eau dans notre bassin. Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux du bassin Adour-Garonne, Secrétariat Technique de Bassin, 428 p.
- Comite de bassin Loire-Bretagne 2009. Programme de mesures du bassin Loire-Bretagne 2010-2015. DREAL Centre - bassin Loire-Bretagne, Agence de l'eau Loire-Bretagne, 103 p.
- Comité de bassin Rhône-Méditerranée 2009. Programme De Mesures. Le SDAGE 2010-2015 du bassin Rhône-Méditerranée. Vers le bon état des milieux aquatiques Directive cadre européenne sur l'eau. Agence de l'eau Rhône-Méditerranée, DREAL Rhône-Alpes, Office national de l'eau et des milieux aquatiques Délégation régionale Rhône-Alpes, Bassin Rhône-Méditerranée, 290 p.
- Comité de bassin Seine Normandie 2010. Le SDAGE 2010-2015 du bassin de la Seine et des cours d'eau côtiers normands. Pour un bon état des eaux en 2015. Agence de l'eau Seine-Normandie, DIREN de bassin Seine-Normandie, 274 p.
- Commission européenne 2010. Rapport de la commission au conseil, au parlement européen, au comité économique et social européen et au comité des régions, conformément à l'article 14, paragraphe 2, de la directive 2004/35/CE sur la responsabilité environnementale en ce qui concerne la prévention et la réparation des dommages environnementaux. COM (2010) 581 final, Bruxelles, le 12.10.2010, 13 p.
- Corps [US Army Corps of Engineers], US Environmental Protection Agency, US Fish and Wildlife Service, National Marine Fisheries Service, Natural Resources Conservation Service 1995. Federal guidance for the establishment, use and operation of mitigation banks. Federal Register, 60 : 58605–58614.
- Crooks, S. & Ledoux, L. 1999. Mitigation banking as a tool for strategic coastal zone management: a UK perspective. Centre for Social and Economic Research on the Global Environment (CSERGE), Natural Environment Research Council (NERC) UK Economic and Social Research Council (ESRC), 35 p.
- Curie F., Gaillard S., Ducharne A., Bendjoudi H. 2007. Geomorphological methods to characterise

- wetlands at the scale of the Seine watershed. *Science of The Total Environment*, 375 : 59 – 68.
- Cuperus R. *et al.* 2001. Ecological compensation in Dutch highway planning. *Environmental Management*, 27 : 75-89.
- Cuperus, R. 2005. Ecological compensation of highway impacts; negotiated trade-off or no-net-loss? Doctoral thesis Leiden University, Faculty of Mathematics & Natural Sciences, Institute of Environmental Sciences, 304 p.
- Dickie, I. & Tucker, G. 2010. The use of market-based instruments for biodiversity protection - the case of habitat banking. Technical Report for European Commission DG Environment Economics for the Environment Consultancy (eftec), Institute for European Environmental Policy (IEEP), 264 p. + annexes
- DIREN PACA 2008. Les mesures compensatoires pour la biodiversité : la stratégie de la DIREN PACA. Principes de mise en œuvre, actions régionales et nouvelles perspectives. Direction régionale de l'environnement Provence-Alpes-Côte d'Azur, 23 p.
- DIREN PACA 2009 Les mesures compensatoires pour la biodiversité. Principes et projet de mise en œuvre en Région PACA. DIREN PACA, Réseau scientifiques et techniques de l'Équipement, 55 p.
- DMEAAI (Dutch Ministry of Economic Affairs, Agriculture and Innovation) 2009. Biodiversity works: for nature, for people, forever. The biodiversity policy program of the Netherlands 2008–2011. The Hague, The Netherlands, 67 p.
- DREAL Franche-Comté 2011. Objet : Modalités de mise en œuvre des mesures compensatoires. Besançon, le 5 janvier 2011, 14 p.
- Ecosystem Marketplace. 2006. Banking on Conservation: Species and Wetland Mitigation Banking. Forest Trends, Washington, DC., 88 p.
- Ecosystem Marketplace. 2007. Banking on Conservation: Species and Wetland Mitigation Banking. Forest Trends, Washington, DC., 57 p.
- ELI (Environmental Law Institute) 2004. Compensatory wetland mitigation and the watershed approach, A review of selected literature. National Symposium on Compensatory Mitigation and the Watershed Approach, Literature Review : 79-88.
- Elzinga, C.L. Salzer, D.W. Willoughby, J.W. & Gibbs, J.P. 2001. Monitoring Plant and Animal Populations. Blackwell Science, Inc., Malden, MA, 360 p.
- EnviroScop 2010. Analyse des mesures compensatoires aux atteintes au patrimoine naturel. Recueil et analyse de cas. MEEDDM. 240 p.
- Etchecopar Etchart, Cl. 2011. La gestion des zones humides dans les dossiers Loi sur l'eau. Etat des lieux de la mise en oeuvre des mesures compensatoires. Onema, Master 2 Pro "Dynamique des Ecosystèmes Aquatiques", UFR Sciences & Techniques Côte Basque, 30 p. + annexes.
- FCEN 2010. Pour une amélioration de la mise en œuvre des mesures compensatoires Fédération des Conservatoires d'espaces naturels Janvier 2010, 4 p.
- Federal Guidance for the Establishment, Use, and Operation of Mitigation Banks, 60 Fed. Reg. 58605, 58609–14. (Nov. 28, 1995).
- Fennessy, M.S., Jacobs, A.D. & Kentula. M.E. 2004. Review of Rapid Methods for Assessing Wetland Condition. EPA/620/R-04/009. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C., 75 p.
- Fennessy, M.S., Jacobs, A.D. & Kentula. M.E. 2007. An evaluation of rapid methods for assessing the ecological condition of wetlands. *Wetlands*, 27 : 543-560.
- FICWD 1989. Federal Manual for Identifying and Delineation Jurisdictional Wetlands. Federal Interagency Committee for Wetland Delineation, US Army Corps of Engineers, US Environmental Protection Agency, US Fish and Wildlife Service, and USDA. Soil Conservation Service, Washington, D.C. Cooperative Technical Publication. 76 p. + annexes.
- Fischer, T.B. *et al.* (eds) 2008. Environmental Assessment Lecturers' Handbook. Work package C of the EC PENTA Erasmus Mundus project, 199 p.
- FMA 2010. Construction de zones humides – principes de construction et de compensation. Rapport d'avancement d'étude, Décembre 2010, Forum des Marais Atlantiques, 20p.
- Frapna 2010. Position FRAPNA sur les mesures compensatoires. Adoptée en CA FRAPNA Région du

- 15.03.2010, non paginé.
- Frayer, W.E. *et al.* 1983. Status and trends of wetlands and deepwater habitats in the Conterminous United States, 1950's to 1970's. Department of Forest and Wood Sciences, Colorado State University, Fort Collins, 32 p.
- Fustec E., *et al.* 1998. Les zones humides riveraines : des milieux divers aux multiples fonctions. Pages 211-262 in Meybeck M., de Marsily G., Fustec E. (eds), La Seine en son bassin : fonctionnement écologique d'un système fluvial anthropisé, Elsevier, Paris.
- Gabor, T.S. *et al.* 2001. Beyond The Pipe. The Importance of Wetlands and Upland Conservation Practices In Watershed Management: Functions and Values for Water Quality and Quantity. Ducks Unlimited Canada's, University of Toronto, 52 p.
- Gabor, T. S. *et al.* 2004. Natural Values -The Importance of Wetland and Upland Conservation Practice in Watershed Management: Function and Values for Water Quality and Quantity. Ducks Unlimited Canada's, Institute for Wetland and Waterfowl Research, 55 p.
- Gaillard, S. *et al.* 2000. Chap.re 5.1. Typologie hydrogéomorphologique des zones humides. Pages 125-130 in Bendjoudi, H. (Coord.) Fonctionnement des zones humides riveraines du cours moyen des rivières. Analyse et modélisation de la genèse des hétérogénéités structurales et fonctionnelles. Application à la Seine moyenne. Rapport final PNRZH, UMR 7619 Sisyphe.
- Gaillard, S. *et al.* 2002. Typologie et fonctions des zones humides riveraines. Rapport de synthèse du Programme Piren-Seine 1998-2001. UMR Sisyphe, UPMC. 32 p.
- Géniaux, G. 2002. Le mitigation banking : un mécanisme décentralisé au service des politiques de no net loss, Actes et communications de l'INRA, 19 : 57-71.
- Gilman, E.L. 1997. A method to investigate wetland mitigation banking for Saipan, Commonwealth of the Northern Marianan Islands. Ocean & Coastal Management, 34 : 117-152.
- Gouvernement du Canada 1991. Politique fédérale sur la conservation des terres humides. Environnement Canada, Service canadien de la faune, 16 p.
- Gutrich, J. J. & Hitzhusen, F. H.. 2004. Assessing the Substitutability of Mitigation Wetlands for Natural Sites: Estimating Restoration Lag Costs of Wetland Mitigation. Ecological Economics, 48 : 409-424.
- Hahn, R. & Kenneth, R. 2010. Environmental Offset Programs: Survey and Synthesis. The University of Manchester. Prepared for submission to the Review of Environmental Economics and Policy, 32 p.
- Harper, D.J. & Quigley, J.T., 2005. No net loss of Fish Habitat: a review and analysis of habitat compensation in Canada. Environmental Management, 36 : 343-355.
- Hayes, N. & Morrison-Saunders, A. 2007. Effectiveness of environmental offsets in environmental impact assessment: practitioner perspectives from Western Australia. Impact Assessment and Project Appraisal, 25 : 209-218.
- Hernandez, S. 2009. Les mécanismes de compensation « biodiversité » en France. Zones Humides Infos, 66 : 16-17.
- Herzog, F. *et al.* 2005. Effect of ecological compensation areas on floristic and breeding bird diversity in Swiss agricultural landscapes. Agriculture, Ecosystems and Environment, 108 : 189-204.
- Hoffmann C.C. & Baattrup-Pedersen A. 2007. Re-establishing freshwater wetlands in Denmark. Ecological Engineering, 30 : 157-166.
- Hruby, T. 2004a. Washington State wetland rating system for western Washington - Revised. Washington State Department of Ecology Publication # 04-06-025. Version annotée 2006.
- Hruby, T. 2004b. Washington State wetland rating system for western Washington - Revised. Washington State Department of Ecology Publication # 04-06-025. Revision 2007.
- Hruby, T. 2006. Washington State wetland rating system for western Washington - Revised Annotated Version Washington State Department of Ecology Publication # 04-06-025, August 2006, 138 p.
- INR 2007. Wetland Mitigation Banking. Assessing the appropriateness of wetland mitigation banking as a mechanism for securing aquatic biodiversity in the grassland biome of South Africa. Institute of Natural Resources (INR), Centre for Environment, Agriculture and Development, Grasslands Programme Manager, 128 p.

- IWR 1995. National Wetland Mitigation Banking Study: Technical and Procedural Support to Mitigation Banking Guidance . Institute for Water Resources, USACE, 41 p.
- Johnson, P. *et al.* 2002. Washington State Wetland Mitigation Evaluation Study. Phase 2: Evaluating Success. Washington State Department of Ecology, 146 p.
- Joosten, H. & Clarke, D. 2002. Wise Use of Mires and Peatlands: Background and Principles Including a Framework for Decision-Making. International Mire Conservation Group & International Peat Society, 304 p.
- Katosky, A. & Marical, F. 2011. Evaluation économique des services rendus par les zones humides – Complémentarité des méthodes de monétarisation. Études et documents (SEEIDD- CGDD), 50 : 1-50.
- King, D.M. & Bohlen, C. 1994. Estimating the costs of restoration. National Wetlands Newsletter, 16 : 3-8.
- King, D. M., Wainger, L. A., Bartoldus, C. C., & Wakeley, J. S. 2000. Expanding wetland assessment procedures: Linking indices of wetland function with services and values. ERDC/EL TR-00-17, U.S. Army Engineer Research and Development Center, Vicksburg, MS, 51 p.
- King, D.M. & Price, E.W. 2004. Developing defensible wetland mitigation ratios: A companion to the five-step Wetland Mitigation Ratio Calculator. University of Maryland, Center for Environmental Science, NOAA, Habitat Protection Division, 43 p.
- King D.M. & Price E.W. 2006. Developing defensible wetland mitigation ratios. Standard tools for "scoring" wetland creation, restoration, enhancement, and conservation. University of Maryland, Center for Environmental Science, NOAA, Habitat Protection Divisio, 53 p.
- Leibowitz, S.G. *et al.* 1992. A synoptic approach to cumulative impact assessment: A proposed methodology. EPA/600/R-92/167, U.S. Environmental Protection Agency, Environmental Research Laboratory, Corvallis, OR, 105 p. + annexes.
- Lynch-Stewart, L. *et al.* 1996. Politique fédérale sur la conservation des terres humides : guide de mise en œuvre à l'intention des gestionnaires des terres fédérales. Environnement Canada. Environnement Canada, Service canadien de la faune, 43 p.
- Mack, J.J. *et al.* 2004. Standardized monitoring protocols, data analysis and reporting requirements for mitigation wetlands in Ohio, v. 1.0. Ohio EPA Technical Report WET/2004-6. Ohio Environmental Protection Agency, Division of Surface Water, Wetland Ecology Group, Columbus, Ohio, 106 p.
- Madsen, B., Nathaniel, C. & Brands, M.K. 2010. State of Biodiversity Markets Report : Offset and Compensation Programs Worldwide. Ecosystem Marketplace. 73 p. + annexes.
- Madsen, B., Nathaniel, C., Kandy, D. & and Bennett, G. 2011 Update: State of Biodiversity Markets. Washington, DC: Forest Trends, 33 p.
- Maes, J., Paracchini, M.L. & Zulian, G. 2011. A European Assessment of the Provision of Ecosystem Services: Towards an Atlas of Ecosystem Services. EUR – Scientific and Technical Research series, 81 p.
- Maltby, E., Hogan, D.V. & McInnes, R.J. (1996). Functional Analysis of European Wetlands Ecosystems. Phase I (FAEWE). Ecosystems Research Report No 18, European Commission Directorate General Science, Research & Development, 448 p.
- Maltby, E. (Ed.) 2009. Functional assessment of wetlands: Towards evaluation of ecosystem services. Woodhead Publishing Ltd., Cambridge, UK, 712 p.
- Mathevet, R., Barnaud, G. & Barbier, L. 2010. Les services écologiques se vendent bien : restons vigilants. Zones Humides Infos, 66 : 21.
- McKenney, B.A. & Kiesecker, J.M. 2010. Policy Development for Biodiversity Offsets: A Review of Offset Frameworks. Environmental Management, 45:165–176
- MDEQ (Michigan Department of Environmental Quality) 2001. MDEQ Wetland Mitigation Banking Handbook. Land and Water Management Division, Inland Lakes and Wetlands Unit, 35 p.
- MEA 2005. Ecosystems and Human Well-Being: Wetlands and Water. Synthesis. Millennium Ecosystem Assessment. World Resources Institute, Washington, DC. 68 p.
- MEA 2005. Synthesis Report. Strengthening capacity to manage ecosystems sustainably for human well-being. Millenium Ecosystem Assessment, 219 p.



- MEEDDM, 2010. Bilan de 15 ans de politiques publiques Ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement durable et de la Mer, 91 p.
- Meignien, P & Lemaître-Curri, E. 2010. Conservation et utilisation durable de la biodiversité et des services écosystémiques : analyse des outils économiques. SEEIDD, CGDD, RéférenceS, 241 p.
- Mermet, L. (ed), 1993. Innover pour une gestion plus écologique des fleuves. Rapport du groupe de travail sur l'innovation en matière d'aménagement et de gestion de l'espace fluvial. Ministère de l'Environnement, ASca, 107 p.
- Mermet, L., 1995. Les infrastructures naturelles: statut, principe, concept, ou slogan ? ZH Infos, 7: 7-9.
- Milko R. 1998. Directive pour les évaluations environnementales relatives aux milieux humides. Service canadien de la faune, Environnement Canada, 20 p.
- Minkin, P. & Ladd, R. 2003. Success of corps-required wetland mitigation in New England. U.S. Army Corps of Engineers, New England District, 26 p.
- Mitigation Banking Guidebook Committee 2000. Wetland Mitigation Banking Guidebook for Oregon, First Version, 95 p. + annexes.
- Mitsch, W. J. & Gosselink, J.G. 1993. Wetlands. 2nd ed., Van Nostrand Reinhold, New York, 722 p.
- Mitsch, W.J. *et al.*, 1998. Creating and Restoring Wetlands A whole-ecosystem experiment in self-design. *BioScience*, 48 : 1019-1027.
- Mitsch, W.J. *et al.* 1999. Reducing nutrient loads, especially nitrate-nitrogen, to surface water, groundwater and the Gulf of Mexico. Decision analysis series N° 19, Coastal Oceans Program, Silver Spring, MD, 111 p.
- Mitsch, W.J. & Gosselink, J.G. 2000. The value of wetlands: importance of scale and landscape Setting. *Ecological Economics*, 35 : 25-33.
- Moilanen, A., van Teeffelen, A., Ben-Haim, Y. & Ferrier, S. 2008. How much compensation is enough? Explicit incorporation of uncertainty and time discounting when calculating offset ratios for impacted habitat. *Restoration Ecology*, 17: 470-478.
- Montgomery, D. Grant, G. & Sullivan, K. 1995. Watershed Analysis as a Framework for Implementing Ecosystem Management. *Water Resources Bulletin*, 31: 369-386.
- Morandeau, D. & Plateau, J. 2010. Les mesures compensatoires des atteintes à la biodiversité. Présentation au working group on "Infrastructure and sustainable development" on April 15, 2010 CGDD/SEEI et BBOP 15 avril 2010 [<http://www.forest-trends.org/program.php?id=142>]
- Morris, R.K.A., Alonso, I., Jefferson, R.G. & Kirby, K.J. 2006. The creation of compensatory habitat- Can it secure sustainable development? *Journal for Nature Conservation*, 14 : 106-116.
- Noble, B., Hill, M. & Nielsen, J. 2011. Environmental assessment framework for identifying and mitigating the effects of linear development to wetlands. *Landscape and Urban Planning*, 99 : 133-140.s
- NRC (National Research Council) 2001. Compensating for Wetland Losses under the Clean Water Act. Committee on Mitigating Wetland Losses, National Academy Press, Washington, DC. 270 p.
- Preston, E.M & Bedford, B.L 1988. Evaluating cumulative effects on wetland functions: A conceptual overview and generic framework. *Environmental Management*, 12 : 565-583.
- Quigley, J.T. & Harper, D. J. 2006a. Compliance with Canada's Fisheries Act: A Field Audit of Habitat Compensation Projects. *Environmental Management* 37: 336-350.
- Quigley, J. T. & Harper, D. J. 2006b. Effectiveness of fish habitat compensation in Canada in achieving no net loss. *Environmental Management*, 37: 351-366.
- Race, M.S. 1985. Critique of Present Wetlands Mitigation Policies United States Based on an Analysis of Past Restoration Projects in San Francisco Bay. *Environmental Management*, 9 : 71-82.
- Robb, J.T. 2002. Assessing wetland compensatory mitigation sites to aid in establishing mitigation ratios. *Wetlands*, 22 : 435-440.
- Roberts, L. 1993. Wetlands Trading is a Loser's Game, *Say Ecologists. Science*, 260: 1890-1892.
- Robertson M., 2004. The neoliberalization of ecosystem services: wetland mitigation banking and problems in environmental governance. *Geoforum*, 35 : 361-373.

- Robertson, M.M. & Hayden, 2008. Evaluation of a Market in Wetland Credits: Entrepreneurial Wetland Banking in Chicago. *Conservation Biology*, 22 : 636–646.
- RREN 2011. Les mesures compensatoires pour la biodiversité. Journée technique. Actes de l'atelier thématique du RREN du 3 juin 2009 - Saint-Martin-de-Crau, Réseau Régional des Gestionnaires d'Espaces Naturels Protégés de Provence-Alpes-Côte d'Azur, 16 p.
- Rubec, D.A. & Hanson, A.R. 2009. Wetland mitigation and compensation : Canadian experience, «*Wetlands Ecology and Management*, 17 : 3-14.
- Rundcrantz, K. 2007. Environmental Compensation for Disrupted Ecological Functions in Swedish Road Planning and Design. Doctoral thesis, Swedish University of Agricultural Sciences, Alnarp, 70 p.
- Schwerdtner, K. & Gruber, B. 2007. A conceptual framework for damage compensation schemes. *Biological Conservation*, 134 : 354 -360.
- Schoerz, E. 2011. Sélection d'indicateurs appropriés à la définition d'échelles d'équivalence écologique. Analyse de la pertinence de méthodes d'évaluation développées pour les zones humides aux Etats-Unis et appliquées au département de l'Isère. Rapport de stage M2 Plantes et Environnement, Laboratoire d'Ecologie Alpine UMR 5553 du CNRS Grenoble, 32 p.
- Scodari, P.F., 1997. Measuring the benefits of Federal Wetland Programs. Environmental Law Institute, Washington, 103 p.
- Shabman, L & Scodari, P. 2005. The future of wetlands mitigation banking, *Choices* 20 : 65-70.
- Sheldon, D., *et al.* 2003. Draft. Freshwater Wetlands in Washington State Volume 1: A Synthesis of the Science. Washington State Department of Ecology Publication # 03-06-016, 430 p. + annexes.
- Sonntag D.H. & Cole C.A. 2008. Determining the feasibility and cost of an ecologically-based design for a mitigation wetland in central Pennsylvania, USA. *Landscape and Urban Planning*, 87 : 10–21.
- ten Kate, K., J. Bishop, & R. Bayon. 2004. Biodiversity offsets: views, experience, and the business case. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK and Insight Investment, London, United Kingdom, 95 p.
- Tischew, S., Baasch, A., Conrad, M.K. & Kirmer, A. 2008. Evaluating restoration success of frequently implemented compensation measures: results and demands for control procedures. *Restoration Ecology*, 18 : 467–480.
- Trémolières M., *et al.* 2004. L'azote dans les zones humides : des transformations importantes mais variables. Pages 36-40 in *Les zones humides et l'eau*, Cahier thématique du PNRZH, MEDD, Agences de l'eau, BRGM.
- Treweek, J. *et al.* 2009. Scoping Study for the Design and Use of Biodiversity Offsets in an English Context. Final Report to Defra (Contract NE 0801), 131 p.
- UNEP, 2006. Marine and coastal ecosystems and human wellbeing: A synthesis report based on the findings of the Millennium Ecosystem Assessment. UNEP, 76 p.
- UK NEA 2011. The UK National Ecosystem Assessment: Synthesis of the Key Findings. UNEP-WCMC, Cambridge, 86 p.
- USACE 2004. Aquatic Resource Mitigation and Monitoring Guidelines. Department of the Army Regulatory Program, Tulsa District Mitigation and Monitoring Guidelines, 16 p.
- USACE 2008a. Final Environmental Assessment, Finding of No Significant Impact, and Regulatory Analysis for the Compensatory Mitigation Regulation. Department of the Army U.S. Army Corps of Engineers Directorate of Civil Works, Washington, DC, 126 p.
- USACE 2008b. Compensatory mitigation rule. U.S. Army Corps of Engineers, 6 p. [<http://www.usace.army.mil/cw/cecwo/reg/>]
- USGAO 1995. GAO 2005. WETLANDS PROTECTION Corps of Engineers Does Not Have an Effective Oversight Approach to Ensure That Compensatory Mitigation Is Occurring. Report to the Ranking Democratic Member, Committee on Transportation and Infrastructure, House of Representatives, United States Government Accountability Office, GAO-05-898, 42 p.
- Villarroya, A. & Puig, J. 2010. Ecological compensation and Environmental Impact Assessment in Spain. *Environmental Impact Assessment Review*, 30 : 357-362.

- Wasson, J.G. Chandesris, A. Pella, H. & Souchon, Y. 2001. Définition des hydroécorégions françaises. Méthodologie de détermination des conditions de référence au sens de la Directive Cadre pour la gestion des eaux. Rapport de phase 1, Cemagref, 69 p.
- Weems, W. A. & Canter, L.W. 1995. Planning and operational guidelines for mitigation banking for wetland impacts. *Environ Impact Assess Rev.*, 15 : 197-218.
- Whiteley, H.R. & Inrin, R.W. 1986. The Hydrological Response of Wetlands in Southern Ontario. *Canadian Water Resources Journal*, 11 : 100-110.
- Wilcox , J. 2005. Compensation projects: Performance standards and monitoring. A Training Workshop for Consultants, Wisconsin's Wetland Compensatory Mitigation Rules and Guidelines. The Official Internet Site for the Wisconsin Department of Natural Resources [<http://dnr.wi.gov/wetlands/mitigation/training.html>]
- Wilkinson, J.B., McElfish, J.M Jr., Kihslinger, R., Bendick, R. & McKenney, B.A. 2009 The Next Generation of Mitigation: Linking Current and Future Mitigation Programs with State Wildlife Action Plans and Other State and Regional Plans. Environmental Law Institute, The Nature Conservancy, Wildlife Habitat Policy Research Program, 66 p.
- WSDOT, 2006. Wetland mitigation banking & WSDOT. Washington State Department of Transportation, Alternative Mitigation Program, Environmental Services,
- WSDOT, 2008. WSDOT Guidance on Compensatory Mitigation Area Calculation. Washington State Department of Transportation, Generic Wetland Mitigation Process, Environmental Services. Updated 4/8/08, 8 p.
- WSDOT, 2009. WSDOT Adaptive Management for Wetland Mitigation Sites . Washington State Department of Transportation, Generic Wetland Mitigation Process, Environmental Services, Updated 2/16/09, 2 p.
- Zedler, J.B & Callaway, J.C. 2000. Evaluating the progress of engineered tidal wetlands. *Ecological Engineering*, 15 : 211–22.

## **Annexe 1 : Les principes de compensation « biodiversité » soutenus par le BBOP (2009).**

- 1 - Aucune perte nette de biodiversité *in situ*, de préférence un gain.
- 2 - Obtenir des gains supplémentaires pour la conservation, éviter de déplacer ailleurs des activités nuisibles à la biodiversité.
- 3 - Adhérer à la hiérarchie des mesures d'atténuation, éviter, minimiser et réhabiliter sur site et compenser les impacts négatifs résiduels importants.
- 4 - Connaître les limites de la compensation, en raison du caractère irremplaçable ou de la vulnérabilité de la biodiversité affectée.
- 5 - Prendre en compte le contexte paysager afin de tenir compte des informations relatives à la gamme complète des valeurs biologiques, sociales, culturelles de la biodiversité, développer une approche écosystémique.
- 6 - Faire participer les parties prenantes des zones touchées par le projet et par la compensation (décision des mesures, évaluation, sélection, conception, mise en œuvre suivi).
- 7 - Être équitable par le partage entre les acteurs des droits, responsabilités, risques et avantages, des compensations justes, équilibrées, respectueuses des dispositions juridiques et coutumières.
- 8 - Avoir pour objectif des résultats à long terme par une gestion adaptative, incluant le suivi et l'évaluation, la sécurisation des résultats au moins aussi longtemps que durent les impacts du projet et de préférence plus longtemps.
- 9 - Être transparent et communiquer les résultats de la compensation en temps voulu.
- 10 - Intégrer et respecter les connaissances scientifiques et traditionnelles.

## **Annexe 2 : Une démarche canadienne adaptée aux infrastructures linéaires**

Partant du constat de la dégradation des zones humides, en particulier celles qui sont petites ou saisonnières, en raison d'une mauvaise prise en compte lors des études d'impact au Canada, Nobles et Nielsen (2011) ont passé en revue les méthodes existantes d'évaluation des effets de projets, notamment d'infrastructure linéaires. Ils mettent en exergue : l'absence fréquente d'étude d'impact, la portée limitée des résultats des pratiques d'évaluation, une approche fondée sur le contrôle du dommage et incompatible avec une vision de durabilité. Ces résultats vont à l'encontre de la politique fédérale sur la conservation des terres humides canadienne de 1991.

Ces auteurs proposent un cadre pour aider les praticiens et régulateurs en partant du principe que le but à atteindre est : **pas de perte d'habitats et de fonctions de zones humides**. Il s'agit d'identifier les effets potentiels d'un projet sur une zone humide et de déterminer l'acceptabilité des pratiques de gestion des impacts, compensation comprise.

La démarche comporte quatre phases conformes au processus d'une étude d'impacts :

- (1) portée, cadrage du projet et de l'environnement de la zone humide (ou des zones humides),
- (2) évaluation des effets potentiels,
- (3) planification de la mitigation,
- (4) mise en œuvre et suivi (Tab. 17).

Ces phases se déclinent en neuf étapes qui mettent l'accent sur les dimensions spatio-temporelles à examiner, sur l'importance de distinguer les impacts directs, indirects, induits. Si cette recherche vise à répondre aux besoins canadiens, les principes et les leçons sont largement transposables à d'autres situations.

Tableau 17 : Cadre méthodologique pour identifier et évaluer les effets potentiels sur les zones humides (Noble *et al.*, 2011).

<b>A / Cadrage de la ZH et de l'environnement de référence</b>	
1. Déterminer la portée de l'évaluation	i. Portée et effets potentiel négatifs conditionnés par : la taille du projet, la répartition des ZH, l'hydrologie
2. Caractériser l'état des zones humides et des tendances de base	i. Nombre, taille et répartition des ZH ii. Ampleur des facteurs de stress liés à l'utilisation des terres et modifications des caractéristiques des ZH au fil du temps
3. Déterminer les caractéristiques saisonnières	i. Cycle humide/sec et répartition des ZH temporaires et/ou petites
<b>B / Identifier les effets potentiels du projet sur la zone humide</b>	
4. Identifier les facteurs de stress et leurs effets	i. Délimitation de la zone de construction du projet et de la superficie perturbée i. Zone d'impacts potentiels directs • les ZH localisées dans la zone de construction, y compris celles ayant plus de 50% de leur superficie comprise dans la zone ii. Zone d'impacts potentiels indirects • les ZH en connectivité permanente ou saisonnière avec des ZH directement touchées ou chevauchant la zone à impacts directs (< 50% de la superficie) iii. Zone d'impacts potentiels induits • les ZH hors de la zone d'impacts directs ou indirects et sans connectivité, mais avec des risques d'effets induits
5. Délimiter et évaluer la zone humide à risque	
<b>C / Atténuer les effets potentiels sur la zone humide</b>	
6. Identifier les options de gestion de l'impact	i. Zone d'impacts directs, indirects et induits • Hiérarchie de la mitigation : amélioration ou restauration, évitement; minimisation, indemnisation
7. Sélectionner une option de gestion de l'impact préférée	i. Etendue spatiale du plan de gestion de l'impact et des actions de mitigation associées • Evaluation de la conformité avec les objectifs « pas de perte » • Evaluation de la faisabilité de la mise en œuvre
<b>D / Identifier les effets résiduels et exigences de suivi</b>	
8. Déterminer les effets résiduels potentiels	i. Evaluation des besoins / étude d'impact, plan de gestion de l'impact, suivi, plus complets • Exigences réglementaires, rôles des promoteurs et régulateurs
9. Identifier le champ du suivi	i. Suivi de la mise en œuvre et de l'efficacité • Détermination des besoins/mesures correctives ii. Suivi des effets réels et résultats inattendus (impact induit) • Evaluation du besoin de gestion à des échelles supérieures

### **Annexe 3 : Le contexte politique et réglementaire aux Etats-Unis**

La loi sur la qualité de l'**environnement** de 1970 (*Environmental Quality Improvement Act*), précise 5 catégories d'actions correspondant à la mitigation (Sec. 1508.20 Mitigation) :

- (a) éviter complètement l'impact en ne réalisant pas certaines actions ou parties d'actions ;
- (b) minimiser les impacts en limitant l'intensité ou l'ampleur de l'action et de sa mise en œuvre ;
- (c) rectifier l'impact en réparant, réhabilitant ou restaurant l'environnement altéré ;
- (d) réduire ou éliminer l'impact sur la durée par des opérations de préservation et d'entretien pendant l'action ;
- (e) compenser l'impact par le remplacement ou la fourniture de ressources, d'environnements de substitution.

La réglementation fédérale américaine relative à l'**eau** (*Clean Water Act*, 1972) vise à protéger les ressources aquatiques et à contrôler les activités humaines qui les impactent. Elle comprend plusieurs volets ou articles concernant des activités définies pour lesquelles existe un dispositif d'attribution par l'USACE de permis. Ainsi, l'article 404 « *Dredge and fill permits* », dite aussi article *wetlands*, stipule l'obligation de mesures d'atténuation et de compensation (création, restauration) lors de la perte de zones humides par remblais ou comblement.

Cet objectif a été rapidement remis en cause, des groupes de pression mettant en avant le caractère inconstitutionnel de ces dispositions et souhaitant amoindrir le dispositif (Barnaud, 1998). Dès 1977, des amendements ont été apportés pour faire bénéficier de dérogations plusieurs activités, en particulier agricoles. En 1981, un allègement réglementaire ciblé sur l'article 404 voit le jour qui vise à une délivrance plus rapide et importante de permis par l'USACE. La solution privilégiée consiste à « ressusciter » ou créer des zones humides équivalentes, sur site ou hors site au fur et à mesure que d'autres sont détruites par les aménageurs. Si un écosystème existant peut être remplacé ou déplacé, alors pourquoi faire traîner le processus avec le souci de minimiser l'impact d'un aménagement ?

Les remises en cause fondées sur des arguments variés se renouvellent régulièrement et donne lieu à des *Memorandum*, *Guidances* et autres *Notices*.

Pour des scientifiques, l'hypothèse selon laquelle la perte d'une zone humide peut être compensée par la création ou restauration d'un autre marais, est illusoire comme le montrent les résultats d'évaluations menées, entre autres, sur des banques de compensation.

L'année 1988 correspond à un tournant puisque, comme candidat à la présidentielle, George Bush a affiché l'objectif *pas de perte nette* (*no net loss*) de zones humides, et soutenu un Plan d'action en leur faveur l'année suivante. L'autre événement politique correspond à la publication par l'Administration Clinton en 1993 de la brochure « *Protecting America's Wetlands: A Fair, Flexible, and Effective Approach* ». L'objectif adopté « *pas de perte nette* » y est réaffirmé, et complété par celui d'augmenter la qualité et la quantité de la ressource en zones humides de la nation

Des scientifiques, des représentants du gouvernement et des entreprises ont adopté cette stratégie et comme le souligne Roberts, (1993) « *si ce système gagnant-gagnant n'a pas réussi à la hauteur des attentes, ce n'est pas faute d'avoir essayé* ». Les décalages entre les objectifs politiques, économiques et les impératifs biologiques, ainsi que les calendriers rarement compatibles font partie des obstacles rencontrés. L'inexpérience des personnels recrutés par des entreprises « spécialisées », l'absence de suivi et la faiblesse du contrôle conduisent à « *des projets ressemblant plus à des piscines qu'à des marais naturels aux pentes douces* ». Sans surprise, aucun des projets étudiés en Oregon a respecté les éléments spécifiés sur son permis, 23% des milieux créés correspondaient à des plans d'eau alors que pas un seul étang naturel n'avait été impactée.

Pour autant, les scientifiques optent pour la poursuite des compensations sous condition de normes strictes pour juger la qualité des résultats, l'exigence de suivis à long terme et un engagement des aménageurs à adapter leurs pratiques à mi-parcours, si nécessaire. Compte tenu du peu de chance de réussir, le remplacement est à envisager en amont des travaux.

Parmi les plus fameuses controverses au sujet des politiques « zones humides », citons celle de 2001, les milieux humides isolés sont-ils concernés par l'article 404<sup>76</sup> donc à compenser lors de leur destruction ? Ce débat s'est déroulé au moment où un groupe d'experts (*Committee on Mitigating Wetland Losses*) du *National Research Council* (NRC, 2001) se réunissait à la demande de l'USEPA<sup>77</sup>. Outre le rappel de précautions élémentaires, ce comité a souligné l'intérêt de la démarche faisant appel à un tiers (banque) par rapport à celle fondée sur la compensation individuelle. Il a remis des conclusions-recommandations à propos des moyens utilisés pour compenser les pertes de zones humides en vertu de l'article 404 de la loi sur l'eau, ainsi énoncées :

1. le programme de mitigation, en dépit des progrès réalisés au cours des vingt dernières années ne satisfait pas l'objectif « aucune perte nette de fonctions de zones humides » ;
2. une approche par bassin versant faciliterait la prise de décision ;
3. les attendus des permis de l'article 404 ne sont pas toujours clairs et l'examen de la conformité peu souvent assuré ;
4. les modalités de prises de décisions réglementaires sont inadéquates ;
5. les approches de compensation par des tiers (banque de mitigation, programme de remplacement) offrent certains avantages par rapport au permis de mitigation individuel.

Les experts terminaient en insistant sur la nécessité d'un examen de chaque permis par les agences en charge de cette réglementation en s'attachant à des échelles de temps et d'espaces plus importantes que celles habituellement considérées.

En 2006, des groupes de pression ont failli rayer les principales actions en cours par leur volonté d'interpréter de manière beaucoup plus restrictive les milieux concernés par la loi sur l'eau en excluant de fait ces zones humides<sup>78</sup>. En réaction, les concepts, les méthodes et les dispositifs mis en œuvre pour la compensation deviennent de plus en plus sophistiqués.

---

<sup>76</sup> Solid Waste Agency of North Cook County (SWANCC).

<sup>77</sup> U.S. Environmental Protection Agency (USEPA).

<sup>78</sup> Font-elles partie des « navigable waters » et « waters of the United States » ? Fameux conflit mené par un aménageur et traité par les juges de la Cour suprême américaine (*Rapanos v. United States*).

## Annexe 4 : Méthodes d'évaluation des zones humides (habitat, fonction, valeur).

Extrait de *Ecosystem Management and Restoration Information System-EMRIS* [el.erdc.usace.army.mil/emrrp/emris/emrishelp.htm] et le *Compendium of Ecological Assessment Methods* - NSP (2004) [www.websitefororg.com/OldWebsites/NPS/index.html].

Titre	Acronyme	Application	Type habitat ZH	Paramètres évalués
A Method for Assessing the Functions of Wetlands	Hollands-Magee Method	Région glaciaire du nord-est + middle ouest	ZH non tidales	10 fonctions
A Rapid Procedure for Assessing Wetland Functional Capacity	Rapid Assessment Procedure	Région glaciaire du nord-est + middle ouest	ZH d'eau douce, modèles incomplets /autre région	8 fonctions
Avian Richness Evaluation Method	AREM	Parties Colorado, Utah, Wyoming.	ZH de plaine, ripariennes	Diversité de l'avifaune
Coastal Method		New Hampshire	ZH tidales	10 fonctions
Connecticut Method	CT Method	Connecticut	ZH non tidales	13 valeurs fonctionnelles
Evaluation for Planned Wetlands	EPW	US	Tous types ZH	6 fonctions
Floristic Index for Establishing Assessment Standards: A Case Study for Northern Ohio	FQA	Ohio		
Floristic Index for Establishing Assessment Standards: A Case Study for Northern Ohio	FQA	Ohio	Tous types milieux	Indicateur floristique
Guidance for Rating the Values of Wetlands in North Carolina	NC Guidance	Caroline du Nord	ZH tidales et non tidales	11 fonctions
Habitat Assessment Technique	HAT	US	ZH et tout habitat terrestre et aquatique	Qualité d'habitat oiseaux, en théorie tous les groupes
Habitat Evaluation Procedure and Habitat Suitability Indices	HEP/HSI	US	Plupart des habitats (terrestre, humide, aquatique)	Qualité d'habitat (poissons, faune, invertébrés)
Hydrogeomorphic Approach	HGM Approach	US	Tous types ZH	Variété de fonctions
Index of Biological Integrity	IBI	US	Variété d'habitats, cours d'eau, lacs, ZH compris	Conditions biologiques
Indicator Value Assessment	IVA	US	IVA	Variété de fonctions et valeurs
Interim HGM		US	Tous types ZH	Variété de fonctions
Maine Citizens Tidal Marsh Guide	ME Tidal Method	Maine	Marais tidaux à végétation	7 fonctions, valeurs, catégorie d'intégrité écologique



Titre	Acronyme	Application	Type habitat ZH	Paramètres évalués
Method for the Assessment of Wetland Function	MDE Method	Maryland	ZH non tidales palustres à végétation	6 fonctions
Minnesota Routine Assessment Method	MNRAM	Minnesota	Types de ZH de l'Etat	9 fonctions
Models for Assessment of Freshwater Wetlands	Larson Method	Massachusetts	ZH d'eau douce	3 facteurs/ressources
Montana Wetland Field Evaluation	MT Form	Montana	Types de ZH de l'Etat	12 fonctions et valeurs
Narragansett Bay Method	NBM	Rhode Island - New England	Marais salés, saumâtres tidaux/ZH dulçaquicoles	3 catégories
New England Freshwater Wetlands Invertebrate Biomonitoring Protocol	NEFWIBP	New England	ZH eau douce non tidales inondées en permanence	14 mesures/indices = intégrité écologique
New Hampshire Method	NH Method	New Hampshire	ZH non tidales	14 valeurs fonctionnelles
North Carolina Coastal Region Evaluation of Wetland Significance	NC-CREWS	Caroline du Nord	ZH d'eau douce	6 valeurs
Oregon Freshwater Wetland Assessment Methodology	OFWAM	Oregon	ZH d'eau douce	9 fonctions
Pennsylvania Modified 1980 Habitat Evaluation Procedure	PAM HEP	Pennsylvanie	Plupart des habitats (terrestre, humide, aquatique)	Qualité d'habitats (poisson, faune, invertébré)
Process for Assessing Proper Functioning Condition	PFC	US	ZH ripariennes	Etat de fonctionnement
Synoptic Approach for Wetlands Cumulative Effects Analysis	Synoptic Approach	US	Tous les types	4 attributs des écosystèmes ZH
Technique for the Functional Assessment of Virginia Coastal Plain Nontidal Method	VIMS Method	Virginie-Plaine côtière non tidale	ZH non tidales	8 fonctions
Uniform Mitigation Assessment Method	UMAM	Floride	Tous types ZH	3 indicateurs de fonction
Washington State Wetland Function Assessment Method	WAFAM	Washington	Plusieurs types ZH (dulçaquicoles)	15 fonctions
Watershed-Based Wetland Assessment Method for the New Jersey Pinelands	NJ Watershed Method	New Jersey	ZH d'eau douce non tidales	2 attributs des écosystèmes
WEThings		Région Nouvelle-Angleterre	Tous les types de la région, possibilité d'extension	Habitat potentiel (amphibien, reptile, mammifères)
Wetland Assessment: A Regulatory Assessment Method		US	Tous types ZH	Variété fonctions valeurs

Titre	Acronyme	Application	Type habitat ZH	Paramètres évalués
Wetland Evaluation Technique	WET	US	Tous types ZH	7 fonctions et valeurs
Wetland Functions and Values: A Descriptive Approach	Descriptive Approach	New England District	Tous types ZH	13 fonctions et valeurs
Wetland Quality Index	WQI	Floride - Everglades	ZH d'eau douce	17 paramètre/fonctions
Wetland Rapid Assessment Procedure	WRAP	Floride	ZH d'eau douce	6 variables
Wetland Value Assessment	WVA	Louisiane (côtier)	ZH côtières (salée, saumâtre, boisé, dulçaquicole)	Qualité d'habitat
Wildlife Community Habitat Evaluation	WCHE	Maryland	ZH palustre boisées à feuillus	Etendue, pertinence du terrain, richesse espèces natives
Wildlife Habitat Appraisal Procedure	WHAP	Texas	Habitats terrestres, humides	3 catégories

### Annexe 5 : Méthodologie de classement des zones humides adoptée dans l'Etat de Washington pour appliquer l'Ecology Wetland Rating System.

Le classement de l'*Ecology Wetland Rating System*<sup>79</sup> permet de positionner les zones humides de l'Etat de Washington selon 4 catégories, en utilisant plusieurs fonctions : « qualité de l'eau », « hydrologie » et « habitat ».

Exceptés les types de zones humides particuliers, précisés ci-après, la catégorisation des zones humides se fait de la manière suivante :

- 1) définir la classe HGM<sup>80</sup> de la zone humide ;
- 2) selon la classe, répondre aux questions concernant les critères qualité de l'eau, hydrologie, puis habitat, chaque réponse donnant un nombre de points prédéfini ;
- 3) pour chaque critère, sommer l'ensemble des points, puis additionner les totaux de chaque critère, ce qui donne un score sur 100 ;
- 4) Selon ce score, la zone humide est classée :
  - Catégorie I score supérieur à 70 points,
  - Catégorie II score compris entre 51 et 69 points,
  - Catégorie III score compris entre 30 et 50 points,
  - Catégorie IV score inférieur à 30 points.

Le classement des zones humides dans l'état de Washington est donc réalisé comme suit :

#### Catégorie I

On ne peut pas se permettre de risquer une dégradation de ce type de zone humide, leurs fonctions et valeurs étant difficiles à recréer.

Les zones humides de la Catégorie I correspondent :

- 1) à un type de zones humides rare ou unique,
- 2) aux milieux humides les plus sensibles aux pressions,

<sup>79</sup> <http://www.ecy.wa.gov/programs/sea/wetlands/ratingsystems/>

<sup>80</sup> Hydrogeomorphic (HGM) Approach.

- 3) aux sites préservés et comportant des caractéristiques écologiques impossibles à remplacer à l'échelle d'une vie humaine,
- 4) à la fourniture d'un niveau élevé de fonctions.

La catégorie 1 représente 20% des zones humides utilisées pour le test du système d'évaluation dans l'ouest de l'Etat de Washington, et 14% dans l'est.

Washington Ouest	Washington Est
Zones humides estuariennes	Zones humides alcalines
Zones humides du « <i>Natural Heritage Program</i> »	Zones humides du « <i>Natural Heritage Program</i> »
Tourbières	Tourbières
Zones humides boisées anciennes	Zones humides boisées anciennes à essences à croissance lente
Lagunes côtières	Forêt avec présence de peupliers (trembles)
Score de fonctions écologiques très élevé	Score de fonctions écologiques très élevé $\geq$ à 70)

### Catégorie II

Ces zones humides sont difficiles à recréer et fournissent un niveau élevé de fonctions. Elles sont plus fréquentes que les précédentes, mais nécessitent tout de même un niveau élevé de protection.

Washington Ouest	Washington Est
Zones humides estuariennes (surface inférieure à 0,4 ha ou dégradée et supérieure à 0,4 ha)	Forêts alluviales
Zones humides dunaires supérieure à 0,4 ha	Zones humides boisées à essences à croissance rapide
	Mares temporaires ou printanières ( <i>vernal pool</i> )
Score de fonctions écologiques élevé entre 51 et 69 points	Score de fonctions écologiques élevé entre 51 et 69 points

### Catégorie III

Ces zones humides sont généralement dégradées souvent moins diversifiées et plus isolées dans le paysage que celles de la Catégorie II. Elles ont un score de fonctions écologiques moyen entre 30 et 50 points.

Il s'agit de marais dunaires dont la surface est comprise en 0,04 et 0,4 hectare pour la région ouest Washington, et de mares temporaires isolées pour la région est Washington.

### Catégorie IV

Ces zones humides, souvent fortement dégradées, possèdent un score de fonctions écologiques faible, inférieur à 30 points. Elles peuvent être remplacées et dans certains cas améliorées, le résultat n'est pas garanti.

Potentiellement, elles ont la capacité de fournir des fonctions écologiques importantes et doivent être protégées à ce titre.

## Annexe 6 : Catégories de zones humides définies dans l'Etat de Washington (Hruby, 2006).

La définition de catégories de zones humides est à la base de la méthode (*Washington State wetland rating system*). Il s'agit de les différencier selon leur sensibilité aux perturbations, leur rareté, leurs fonctions écologiques, et si elles sont remplaçables. L'accent est mis sur l'identification des zones humides pour lesquelles notre capacité de mitigation est faible celles qui sont sensibles aux perturbations environnantes, rares dans le paysage, importantes pour le maintien de la biodiversité et qui remplissent de nombreuses fonctions. Les zones humides sont classées en 4 catégories reflétant leur état, sensibilité, capacité à être compenser en cas de perte, aptitude à fournir des fonctions écologiques.

Catégorie	Type de milieu ZH	Sensibilité/perturbation	Remplacement -Mitigation	Niveau des fonctions	Commentaire
I	(1) unique ou rare	ou (2) sensible ou (3) relativement intacte,	Impossibles au cours d'une vie humaine;	ou (4) très élevé	Besoin de protections strictes
II	(1) boisée dans le lit majeur, ou (2) matures avec des arbres à croissance rapide, ou (3) mare temporaire* dans une mosaïque d'autres ZH		Difficile, mais pas impossible, pouvant fournir des fonctions à des niveaux élevés	ou (4) moyennement élevé	Plus fréquentes/ Catégorie I. Egalement besoin de protections strictes
III	(1) mare temporaire isolée	Perturbée d'une manière ou l'autre		et (2) moyen (30-50 points) <sup>81</sup> .	Souvent plus petite, moins diversifiée et/ou plus isolée que celles de la Catégorie II. Pas forcément autant de protections que celles des Catégories I, II
IV		Souvent perturbée	Possible, parfois amélioration**	Les plus faibles (< 30 points)	Fourniture de quelques fonctions importantes. A protéger dans une certaine mesure**

\* *Vernal pools*

\*\* Bien que l'expérience montre que le remplacement ne peut être garanti dans tous les cas.

<sup>81</sup> La cotation des fonctions selon la méthode du *Washington State wetland rating system* sera présentée dans un rapport ultérieur.

## Annexe 7 : Formule développée dans la méthode standardisée de calcul du ratio de création, restauration, amélioration et conservation de zones humides à la demande de la NOAA (King et Price, 2006).

Une agence fédérale impliquée dans la compensation de zones humides côtières a adopté l'approche fondée sur l'évaluation des fonctions écologiques, *National Oceanic and Atmospheric Administration*. Elle a commandité une méthode à un économiste de l'université du Maryland qui a produit "*The Five-Step Wetland Mitigation Ratio Calculator*" ainsi dénommé car faisant appel à 5 facteurs :

- le niveau existant des fonctions des zones humides avant la compensation,
- le niveau attendu de fonctions des zones humides après la compensation,
- la durée prévue pour compléter les mesures de compensation,
- le risque d'échec de la compensation et
- toute différence de localisation entre la zone humide perdue et celle de compensation et qui affecte les services écosystémiques.

Cette approche dite du **Mitigation Ratio Calculator** (MRC) semble favoriser les acheteurs de crédits de compensation en leur fournissant plus de garantie et de flexibilité grâce à des exigences plus cohérentes, et donc plus prévisibles. Ils peuvent choisir entre payer pour une grande zone humide plus de qualité moindre ou un marais de petites tailles mais de très grande valeur suite à de la restauration.

### MRC Version 1: Création/restauration comme compensation

L'Equation générale du NOAA permettant de calculer le ratio de compensation à appliquer dans des circonstances définies et en ayant déterminé les paramètres mentionnés ci-dessous, est la suivante :

$$MR = \frac{\sum_{t=0}^{T_{max}} \frac{1}{1+r}^{-t}}{B(1-E) \frac{1}{1+L} - A \left[ \sum_{t=-D}^{C-D} \frac{(t+D)}{C(1+r)^t} + \sum_{C-D+1}^{T_{max}} \frac{1}{1+r}^{-t} \right]}$$

**Avec:**

**MR** = Mitigation Ratio = Ratio de compensation

- A** Niveau de fonctions écologiques fourni par 0,4 ha du site de compensation avant le projet de mitigation, exprimé en pourcentage du niveau de fonctions par 0,4 ha de la zone humide à aménager ;
- B** Niveau maximal de fonctions attendues pour chaque 0,4 ha de compensation, si c'est réussi, exprimé en pourcentage par acre du niveau des fonctions la zone humide impactée ;
- C** Nombre d'années entre la fin de l'aménagement et l'acquisition du maximum de fonctions attendues du projet de compensation ;
- D** Nombre d'années avant la destruction de la zone humide impactée, pendant lesquelles le projet a commencé à produire des valeurs de compensation (D négatif signifie une compensation différée) ;
- E** La probabilité d'échec du projet de compensation sans production des bénéfices anticipés (en cas d'échec de la compensation, les valeurs de la zone humide sur site de mitigation retournent au point A) ;
- L** Différence entre le pourcentage de valeurs attendues de la zone humide fondée sur le contexte paysager du site de compensation comparé à celui du site impacté (des valeurs positives représentent un contexte paysager plus favorable pour le site de compensation) ;
- r** Taux d'actualisation utilisé pour comparer les gains et pertes qui s'accumulent à différents moments en termes de leur valeur actuelle (des tableaux fournissent des estimations basées sur des taux de 0%, 5%, et 10%) ;

**Tmax** Durée maximale utilisée pour l'analyse (en utilisant le taux d'actualisation recommandé par l'OMB<sup>82</sup> de  $r = 7\%$ , l'impact des gains et pertes de valeurs de zones humides au-delà d'un  $T_{max} = 75$  ans, est négligeable sur le ratio de compensation résultant).

### MRC Version 2: Conservation comme compensation

Si la compensation consiste en une mesure de conservation, il n'y a pas de gain environnemental à mesurer et  $A=B$ . De ce fait, en l'absence d'une augmentation du niveau de fonctions écologiques, l'objectif consiste à maintenir un niveau équivalent de ces dernières, qui pourraient être dégradées sans l'intervention de conservation, ce qui reviendrait dans l'équation précédente à un dénominateur égal à 0.

Partant du principe qu'il existe un risque d'aménagement de la zone humide « à préserver » faute de mesure de compensation, une estimation des crédits dédiés à la préservation peut être réalisée. L'équation s'énonce alors comme suit :

$$MR = \frac{\sum_{t=0}^{T_{max}} 1}{\left[ \sum_{t=0}^{T_{max}} \frac{1 - (1-k)^t}{1+r} \right] A + L}$$

**Avec :**

- k** Probabilité que le site de compensation, en l'absence de la mesure de conservation envisagée (achat, servitude), soit aménagé dans un futur proche. Ce paramètre est traité comme une fonction de distribution cumulative dans l'équation ;
- A** Fonctions écologiques existantes dans le site de compensation en pourcentage des fonctions du site impacté ;
- L** Contexte paysager relatif au site impacté ;
- r** Taux d'actualisation.

### MRC Version 3: Combinaison de création/restauration & conservation

Dans certains cas, **une préservation peut être combinée avec une restauration**, les deux critères devant être utilisés pour évaluer la compensation. Dans ce cas l'équation MRC version 2 (conservation) est ajoutée à l'équation générale MRC version 1 (création/restauration) pour le calcul de ratio de compensation :

$$MR = \frac{\sum_{t=0}^{T_{max}} (1+r)^{-t}}{\underbrace{(B(1-E)(1+L) - A) \left[ \sum_{t=D}^{C-D-1} \frac{(t+D)}{C(1+r)^t} + \sum_{t=D}^{T_{max}} (1+r)^{-t} \right]}_{\text{Dénominateur original / partie création ou restauration}} + \underbrace{\left[ \sum_{t=0}^{T_{max}} \frac{1 - (1-k)^t}{(1+r)^t} \right] (A(1+L))}_{\text{Partie « préservation »}}}$$

En résumé, le numérateur mesure les services perdus des milieux humides sur une base de 0,4 ha dans le site impacté et le dénominateur ce qui est gagné sur le site de compensation. Si ce le gain provient seulement d'une création ou restauration, le facteur indiqué sur la partie gauche du dénominateur est utilisé, et inversement quand il est dû à la préservation. Lorsque ce qui est gagné résulte à la fois de la restauration (ou création) et de la préservation, l'équation précédente incluant tous les facteurs sont employés.

<sup>82</sup> Office of Management and Budget.



**Onema**

Office national de l'eau et des milieux aquatiques  
Hall C – Le Nadar  
5 square Félix Nadar  
94300 Vincennes  
[www.onema.fr](http://www.onema.fr)

**MNHN**

Muséum National d'Histoire Naturelle  
Service du Patrimoine Naturel  
36 rue Geoffroy St Hilaire  
CP 41 75 231 Paris Cedex 05  
[www.mnhn.fr/spn](http://www.mnhn.fr/spn)