

Rapport de stage

M2 Plantes et Environnement

Juin 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

Eugénie Schwoertzig

Encadrant : **Fabien Quétier**

Responsable de stage : **Jean-Christophe Clément**

Laboratoire : **Laboratoire d'Ecologie Alpine UMR 5553 du CNRS Grenoble,
France**



Sommaire

Abréviations	3
Introduction	4
Matériels et méthodes	7
1. <i>Identification des enjeux à privilégier pour la prise de décision</i>	7
2. <i>Sélection de 6 méthodes d'évaluation des pertes et des gains développés pour les zones humides aux Etats-Unis</i>	7
1. <i>Stratégie d'échantillonnage</i>	9
2. <i>Analyse des résultats</i>	11
Résultats	12
1. <i>Mise en œuvre des méthodes sur le terrain</i>	12
a. <i>Données partagées</i>	12
b. <i>Difficultés techniques et pratiques</i>	12
c. <i>Durée des évaluations</i>	12
2. <i>Pouvoir discriminant des méthodes</i>	13
3. <i>Cohérence des évaluations</i>	14
a. <i>Scores totaux</i>	14
a. <i>Hydrologie</i>	15
b. <i>Paysage</i>	16
c. <i>Végétation</i>	16
d. <i>Sensibilité</i>	16
Discussion	18
a. <i>Pouvoir discriminant</i>	18
b. <i>Cohérence des évaluations</i>	19
c. <i>Opportunités et contraintes de l'approche « rapide » pour la compensation</i>	20
Conclusion et perspectives	22
Références bibliographiques	23
Annexe A. Sélection des enjeux	26
Annexe B. Durées des évaluations	26
Annexe C. Evolution des scores totaux	0
Annexe D. Analyse de variances	29
Annexe E. Tests de corrélations multiples	30
Annexe F. Test de sensibilité	31

Résumé 32

Abréviations

CRAM : California Rapid Assessment Method

DERAP : Delaware Rapid Assessment Procedure

MWAM : Montana Wetland Rapid Assessment Method

ORAM : Ohio Rapid Assessment Method

UMAM : Uniform Mitigation Assessment Method

WAFAM : Washington Function Assessment Method

Introduction

Identifier l'état des zones humides et les menaces qui pèsent sur elles est un enjeu majeur dans l'élaboration de politiques de conservation, de programmes de valorisation et de projets de remise en état. Dans le contexte actuel de modifications subies par les écosystèmes à l'échelle planétaire (*Millenium Ecosystem Assessment*, 2005, Barnaud *et al*, 2007), il est crucial de comprendre les enjeux de biodiversité et les services écologiques propres aux zones humides afin de guider et de justifier d'un point de vue écologique les choix des experts-conseil en environnement.

En France, de récentes dispositions réglementaires ont renforcé l'obligation qu'ont les maîtres d'ouvrage de compenser les impacts résiduels¹ de leurs projets sur les zones humides. La loi dite de « responsabilité environnementale » de 2008 (issue de la transposition de la Directive Européenne 2004/35) et la réforme de l'étude d'impact dans le cadre du Grenelle de l'Environnement ont récemment relancé le débat autour de la compensation en pointant du doigt l'absence de cadre méthodologique propice à l'application d'une réparation « en nature ». La conception de mesures compensatoires pose la question de l'équivalence écologique entre les pertes liées aux impacts et les gains attendus de ces mesures. Elle reste mal résolue tant au niveau pratique que théorique : Quelles caractéristiques biologiques ou écologiques sont à privilégier ? Jusqu'à quel point pouvons-nous nous inspirer de l'expérience américaine ?

Aborder la question de l'équivalence écologique via l'évaluation des zones humides est l'occasion de répondre à un des problèmes techniques essentiels que pose la compensation écologique. Malgré un objectif clair et une base réglementaire instaurée il y a plus de trente ans, la mise en œuvre de la compensation reste partielle et hétérogène en France. Elle est le plus souvent réalisée par des gestionnaires d'espaces naturels, en fonction d'objectifs de conservation de la nature parfois distincts des espèces ou milieux impactés par les projets d'aménagement. Cette approche ne satisfait pas l'exigence d'une équivalence stricte entre les impacts et les actions de compensation.

En France, l'endiguement, l'extension d'infrastructures routières, l'urbanisation et l'expansion des surfaces agricoles par le drainage ont été et sont encore les principales causes

¹ Le droit français impose depuis 1976 aux maîtres d'ouvrage de projets d'aménagement de (1) éviter les impacts sur la biodiversité, (2) réduire les impacts non évités, (3) compenser les impacts résiduels par des actions générant un gain de biodiversité au moins équivalent à la perte résiduelle.

de la perte de zones humides et de leur fragmentation (Barnaud *et al.*, 2007 ; Fustec *et al.*, 2000). Dans ce contexte où la contrainte foncière rend de plus en plus difficile la compensation stricte, il semble opportun de privilégier une approche fonctionnelle. Le Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux du Bassin Rhône Méditerranée Corse (SDAGE RMC) recommande ainsi que la compensation se fasse par création ou remise en état de zones humides aux fonctionnalités équivalentes, et ce avec un ratio de 200% (en surface). Ce type d'encadrement de la compensation d'impact sur les zones humides se généralise aujourd'hui et pourrait s'étendre à d'autres types de milieux.

On retrouve là une démarche proche de celle du *wetland mitigation* américain où pour mettre en œuvre un projet de construction, le maître d'ouvrage doit financer la restauration, la création, l'amélioration ou la préservation des fonctionnalités écologiques qu'ils comptent altérer (Géniaux, 2002). Une spécificité du système américain est l'existence de « banques de sites² » (*mitigation banks*) où les actions de création ou d'amélioration sont réalisées avant que les impacts aient lieu. Dans le cadre de la procédure d'autorisation, l'aménageur peut alors faire l'acquisition de « crédits » ou « d'unités » auprès de ces banques. Le nombre de crédits ou d'unités à acquérir est issu d'un calcul confrontant les pertes anticipées suite à l'aménagement proposé et les gains obtenus par la banque de site. Pertes et gains sont évalués selon une même grille préétablie. (Quétier et al., 2011 ; Stein et al., 2000 ; Hruby, et al., 2011 ; Bardi et al., 2004).

Les méthodes d'évaluation utilisées pour caractériser les mesures compensatoires aux Etats-Unis sont le fruit d'un compromis entre rigueur scientifique et contraintes pratiques (temps, coûts, reproductibilité) (Roberston, 2004 ; Sutula et al., 2006 ; Hruby et al., 2011 2010). Des évaluations précises nécessitant de nombreuses étapes et mobilisant temps et expertise sont difficilement compatibles avec les contraintes des projets d'aménagements et la nécessité qu'ont les exigences de compensation d'être défendables devant un tribunal (Sutula et al., 2006). Cette incompatibilité a été sujet de débats il y a 25 ans aux Etats-Unis et a finalement abouti à la création de méthodes d'évaluation rapide des zones humides (RAM : *Wetland Rapid Assessment Methods* - Fennessy et al. 2007).

Les RAM répondent aux exigences de la section 404 du *Clean Water Act* américain de 1972 (qui institue le *wetland mitigation*). Elles ont été développées dans le cadre du *National*

² On trouve aussi le terme de « réserve d'actifs naturels »

Program Wetlands (Stein, E.D., *et al*, 2009 B ;) et allient robustesse scientifique, facilité de mise en œuvre, coûts raisonnables et résultat suffisamment discriminants pour être présentées comme des outils adaptés à la prise de décision (Stein, E.D., *et al.*, 2009 A). De façon générale, l'évaluation des zones humides suppose l'existence d'un gradient de conditions s'échelonnant d'un état dit « naturel » ou relativement peu dégradé à une situation extrêmement perturbée ou altérée. De ce fait, en se plaçant sur ce gradient, il est plus facile d'interpréter les conditions à l'aide de mesures qualitatives à la portée d'évaluateurs qui ne sont pas forcément des experts.

Alors que la réglementation française renforce les exigences de compensation des impacts sur les zones humides, l'exemple des méthodes RAM développées aux USA montre qu'il est envisageable à terme de développer des approches rapides, robustes et reproductibles qui permettent de renforcer les bases scientifiques de la conception et du dimensionnement des mesures compensatoires. Nous avons contribué à explorer cette piste en testant plusieurs méthodes RAM sur une sélection de 13 sites des plaines alluviales du département de l'Isère.

Notre étude comporte 2 volets :

1. Tester l'applicabilité des méthodes RAM sur un échantillon de zones humides contrastées
2. Estimer l'adéquation de ces méthodes aux enjeux de conservation des zones humides

Matériels et méthodes

L'étude s'est déroulée en 4 étapes successives :

1. Identification des enjeux à privilégier pour la prise de décision
2. Sélection de 6 méthodes d'évaluation des pertes et des gains développés pour les zones humides aux Etats-Unis
3. Stratégie d'échantillonnage
4. Analyses des résultats

1. Identification des enjeux à privilégier pour la prise de décision

La législation française, et en particulier le SDAGE RMC, exige que les impacts sur les zones humides soient compensés par la création ou la remise en état de zones humides « équivalentes sur le plan fonctionnel et de la biodiversité ». Une première étape d'identification des enjeux de fonctionnalité et de biodiversité est donc nécessaire afin de traduire cette exigence en caractéristiques écologiques concrètes. Elle répond par ailleurs aux exigences de l'élaboration des méthodes d'évaluation rapides aux USA (Sutula *et al.*, 2006). Détournée de ce contexte, l'élaboration d'une liste des enjeux constitue un excellent fil conducteur et un outil précieux pour l'élaboration d'un plan d'échantillonnage.

Les enjeux identifiés sont ceux du plan national de restauration des zones humides³ et ceux listés dans les plans de gestion de plusieurs zones humides iséroises⁴. (Contribution à la régulation de la ressource en eau, contribution à la qualité des eaux, réservoir de biodiversité). (Annexe A).

S'inspirer du plan nationale de restauration 2010 semblait judicieux d'autant qu'il répond aux engagements du Grenelle de l'environnement avec comme objectif notamment de promouvoir la diffusion d'informations fiables sur les zones humides au plan national. Cette première liste d'enjeux a ensuite été confrontée au contexte local et complétée à l'aide des documents de gestion. Il ne s'agit pas d'un inventaire exhaustif mais d'une sélection d'enjeux

³<http://www.pole-zhi.org/plan-national-pour-les-zones-humides>

⁴ Ils s'agit des plans de gestion du Marais de Montfort, de la Forêt Alluviale de Chapareillan, de la Boucle des Moilles, de la plaine du Bourg d'Oisans et du document d'objectifs de la plaine de Bourg d'Oisans.

pour lesquels des indicateurs ou des combinaisons d'indicateurs pourraient être pertinents pour l'évaluation de gains ou de pertes dans un contexte de compensation.

2. Sélection de 6 méthodes d'évaluation des pertes et des gains développés pour les zones humides aux États-Unis

L'*Environmental Protection Agency américaine* (EPA) a formalisé une hiérarchie de méthodes d'évaluation qui comporte trois niveaux de résolution spatiale et de précision écologique différentes. Elle distingue ainsi (1) l'évaluation globale à l'échelle du paysage, (2) les méthodes rapides, telles que les RAM, qui exigent peu de temps sur le terrain et moins d'expertise taxonomique que les (3) évaluations biologiques et biogéographiques approfondies. (Fennessy *et al.*, 2007, Stein *et al.*, 2009). Les méthodes d'évaluation rapide permettent d'obtenir rapidement une évaluation des conditions écologiques ou des fonctions d'une zone humide (une « note ») à l'aide d'indicateurs simples (dont parfois la caractérisation de certains agents perturbants connus pour avoir des effets négatifs). Une quarantaine de ces méthodes ont été recensées par Fennessy *et al.* (2007) mais seules six d'entre elles répondent aux exigences fixées par ces auteurs, à savoir, *l'adéquation avec les objectifs du Clean Water Act américain, la rapidité* (moins d'un demi journée sur le terrain et au bureau, pour deux personnes), *l'utilisation d'informations recueillies sur le terrain, et l'utilisation de critères ou métriques vérifiables* (afin que l'évaluation soit reproductible). Les méthodes choisies pour l'étude (Tableau 1) font partie de cette sélection, sauf celle du Massachussets (*Massachusetts Coastal Zone Management Rapid Habitat Assessment*, 1998) qui a été jugée trop spécifique au milieu côtier et a été écarté au profit de la méthode Californienne (*California Rapid Assessment Method*, 2008), relativement bien documentée (Stein *et al.*, 2009, Sutula *et al.*, 2006, Hanson *et al.*, 2008, Fennessy *et al.*, 2007).

Une étape essentielle de familiarisation avec chacune de ces méthodes a permis de mieux cerner leur portée (enjeux), les choix de références, le type de notation, leur mise en œuvre ainsi que l'expertise requise dans leur mise en œuvre. Avant de démarrer les évaluations, chaque méthode exige de définir à l'aide d'une clé de détermination la catégorie (typologie) à laquelle appartient la zone humide considérée (*Tidal fringe, Flat, Lake-fringe, Slope, Riverine, Depressional...*). Ce système de classification appelée *Hydrogeomorphic (HGM) Classification* est basée sur les caractéristiques géomorphologiques et hydrologiques dont dépendent la réalisation de certaines fonctions écologiques. Dans l'ensemble, les méthodes sélectionnées partagent des objectifs communs tels que l'hydrologie, la qualité de

l'eau et la structure de l'habitat en tant que refuge pour la faune et la flore. Les indicateurs, ou métriques, peuvent prendre la forme de proxys décrivant des éléments de structure (végétation, géomorphologie etc.) mais peuvent aussi décrire des agents dits « perturbants » (endiguement, modes de gestion etc.). Trois enjeux ont été identifiés : l'hydrologie au sens de l'alimentation en eau, le contexte paysager, la typologie et l'hétérogénéité des habitats.(Figure 1)

Si les méthodes choisies présentent des similarités, elles présentent aussi des disparités notamment parce qu'elles ont été conçues dans des états différents, avec des contextes géographiques et topographiques inégaux et des enjeux de compensation qui peuvent varier en fonction de la politique locale.

La *Rapid Assessment Method* de Washington (WAFAM) suit une approche basée sur les services écologiques qui prend en compte les bénéficiaires humains des fonctions d'écroulement des crues et d'habitats pour la faune et la flore. La *Rapid Assessment Method* de l'Ohio (ORAM) prend en compte la surface tandis que la *Wetland Assessment Method* du Montana (MWAM) intègre plusieurs indicateurs pour mesurer des fonctions, tout en admettant la possibilité d'évaluer des champs cultivés.

Deux méthodes se détachent des autres par leurs particularités. Il s'agit tout d'abord de l'*Uniform Mitigation Assessment Method* de Floride (UMAM) qui est basée sur un enjeu unique d'habitat pour la faune terrestre et aquatique avec une notation intégralement à dire d'expert. La redondance des variables est alors inévitable étant donné les interdépendances entre la plupart des processus écologiques mais surtout elle permet de contribuer à la robustesse vis-à-vis des biais liés à l'évaluateur. D'autre part, le *Rapid Assessment Protocol* de l'état du Delaware (DERAP) contraste avec les autres car elle décompte des points de pénalité en fonction de la présence ou de l'intensité d'agents perturbants. De ce fait elle n'intègre pas les bénéfices humains ou ceux pour la biodiversité mais prend explicitement en compte l'effet d'un impact sur le milieu naturel considéré.

Pour finir, la *Rapid Assessment Method* de Californie (CRAM) fait l'objet actuellement de plusieurs analyses alimentant des articles scientifiques (Stein *et al.*, 2009) et constituant des pistes de réflexions de guides méthodologiques (Sutula *et al.*, 2006) pour l'élaboration de méthodes d'évaluation rapide.

Globalement ces différentes méthodes sont toutes issues d'une expérience longue de plusieurs années et peuvent toujours faire l'objet de modifications comme pour les méthodes élaborées en Floride, en Californie et dans l'état de Washington qui sont en réalité des versions conçues pour la mise en œuvre de mesures compensatoires

1. Stratégie d'échantillonnage

Les différents enjeux sur lesquels portent les méthodes RAM ont servi à constituer un plan d'échantillonnage permettant de tester leur pouvoir discriminant et leur pertinence vis-à-vis du contexte isérois. Les méthodes d'évaluation rapide sont fondées sur l'hypothèse que les conditions écologiques des zones humides varient le long d'un gradient de perturbations (Sutula *et al.*, 2006 ; Fennessy *et al.*, 2007). Nous avons donc structuré notre échantillonnage en fonction du caractère plus ou moins « modifié » de l'hydrologie (inondabilité), du contexte paysager (plus ou moins urbanisé ou agricole) et des types de végétation (plus ou moins boisés). Les sites à évaluer ont donc été positionnés dans un espace à trois dimensions correspondants à ces trois variables (Figure 1, Tableau 2).

Ces variables correspondent (1) aux points clés d'une analyse fonctionnelle des zones humides et (2) aux leviers de comparaison des méthodes choisies, à la fois parce que toutes les méthodes les intègrent dans leur évaluation mais aussi parce que leur manière de les aborder est différente.

L'hydrologie s'entend au sens de l'approvisionnement en eau (eaux de surface et/ou écoulements souterrains). Le fonctionnement des milieux riverains des cours d'eau est dominé par les eaux de débordement des rivières durant les crues et les échanges nappe-rivière (Barnaud, 2007). Ces habitats subissent des perturbations naturelles mais ce sont les actions humaines qui sont à l'origine de la majeure partie des modifications du système hydrologique des zones humides.

Le contexte paysager traduit l'effet du paysage écologique autour de la zone humide. La nécessité de considérer un système écologique à un niveau supérieur est évidente en termes de biodiversité, de fonctions et de valeurs fournies par une zone humide. Le contexte paysager peut avoir une origine naturelle ou bien être le résultat d'une modification et d'une fragmentation par l'homme. En modélisant trois niveaux de perturbations, d'un état peu dégradé à un paysage profondément modifié par l'homme, on s'attend à pouvoir estimer la

dégradé à un paysage profondément modifié par l'homme, on s'attend à pouvoir estimer la réponse des zones humides dans un contexte changeant.

La troisième variable utilisée pour l'échantillonnage est celui du type de végétation. Il permet de tester la réponse des méthodes sur des milieux structurellement différents, des milieux ouverts comme les prairies aux forêts alluviales denses. Nous avons distingué « prairie », « roselière », « forêt » et « habitats mixtes ». Par mixte il faut entendre des sites (plus grand que les autres) dominés par des prairies mais qui comportent également des zones en roselières ou des zones boisées. Il s'agit du site des Moilles et du marais de Montfort (Tableau 2)

En tout, 27 combinaisons différentes peuvent être envisagées.

Sélection des sites « test » et échantillonnage

L'inventaire des zones humides de l'Isère, publié en 2010, a été utilisé comme « squelette » de départ pour repérer des sites d'intérêt répondant aux exigences de plan d'échantillonnage. Dans un premier temps, ils ont été identifiés via la cartographie communale⁵ et documenté à l'aide des fiches inventaires correspondant à chaque zone humide inventoriée. L'identification a ensuite été appuyée à l'aide de l'outil de cartographie 3D de Géoportail. On compte parmi ces sites à la fois des sites gérés par le conservatoire départemental des espaces naturels (AVENIR) mais également des cultures et des plantations. Des visites de reconnaissance ont ensuite été menées afin de s'assurer de la cohérence des informations lues avec celles recueillies sur le terrain et de leur accessibilité.

Vingt sites ont été présélectionnés et 13 sites ont finalement été retenus (Tableau 3). Il s'agit essentiellement de sites gérés ou pour lesquels des inventaires faunistiques et floristiques existent et qui semblaient suffisamment représentatifs pour tester (1) la pertinence des méthodes sur des habitats différents (prairie, roselière, forêt) et (2) la pertinence des méthodes sur des gradients de modification du paysage et d'hydrologie.

Les 13 sites retenus ont été évalués sur le terrain en avril 2011, avec les six méthodes.

⁵ http://carmen.carmencarto.fr/82/INV_ZH38_15_09_10.map

2. Analyse des résultats

Dans un premier temps, 4 jeux de données ont été constitués pour permettre de mesurer les différences entre les méthodes et entre les sites à différents niveaux : celui des scores totaux dans un premier temps, et celui des scores correspondant aux 3 enjeux clés que sont l'hydrologie, le paysage et la végétation.

Une série d'analyses descriptives des données a permis dans un premier temps de mettre en relief les grandes tendances des 4 séries de scores. Des corrélations multiples et des analyses en composante principale (ACP) ont ensuite été réalisées entre les scores. L'intensité des liaisons entre les méthodes a été testé pour chaque jeu de données par des tests de corrélations multiples. Les niveaux de corrélation et leur significativité ont été testés avec des C_k^2 tests (qui corrigent les p-values – Millot, 2009). La plupart des analyses ont été réalisées avec le logiciel R.

Le pouvoir discriminant des méthodes a été évalué en comparant les scores entre sites. Il a dans un premier temps fallu constater que les notes s'échelonnaient de manière significative entre 0 et 100, avant de s'assurer que les scores discriminants correspondaient bien à des sites manifestement différents. Pour estimer la cohérence des méthodes entre elles, les scores obtenus ont été comparés aux gradients envisagés dans le plan d'échantillonnage.

Des tests de sensibilité ont permis de cerner le poids de certains indicateurs. En effet, certains sites parfois très similaires pour au moins deux des trois variables testées, présentent néanmoins des scores très différents. Il s'agit, en remontant jusqu'à l'indicateur divergent, de tester la sensibilité (ou le poids) de certaines métriques en modifiant leur scores puis d'observer comment se répercute ce changement sur le score finale de la zone humide. Plus ce changement aura de conséquence sur la note finale, plus la métrique sera dite sensible.

Résultats

1. Mise en œuvre des méthodes sur le terrain

a. Données partagées

La mise en œuvre des évaluations a été facilitée par le partage de certaines informations et données entre méthodes, ce qui a parfois permis de gagner beaucoup de temps dans les évaluations. D'une part, les sites choisis dans l'échantillonnage appartiennent souvent aux mêmes unités de gestion ce qui permet d'utiliser le même plan de gestion pour plusieurs sites. C'est le cas par exemple de la prairie diversifiée et de la prairie de Montfort qui font partie du site géré du Marais de Montfort, pour lequel un plan de gestion existe. D'autre part, les limites de chacun des sites évalués, ainsi que leur typologie⁶, n'ont été déterminées qu'une seule fois et réutilisées pour chaque méthode. Enfin, une seule évaluation de terrain de moins d'une demi-journée a été organisée par site. Pour optimiser cette visite, les informations nécessaires à la réalisation de chaque méthode ont été compilées et organisées de manière à représenter l'ensemble des exigences de chaque méthode (relevés de végétation, pourcentage de la zone saturée ou inondée, estimation de la topographie...). Les grilles de notation n'ont été remplies qu'une fois l'intégralité de ces informations recueillies.

b. Difficultés techniques et pratiques

La mise en œuvre des évaluations ne s'est pas toujours faite sans difficultés, notamment lorsque l'évaluation du fonctionnement hydrologique nécessite de déterminer visuellement des éléments de géomorphologie tels que l'*entrenchment ratio* – c'est-à-dire le ratio entre la largeur de la plaine d'inondation et la largeur du lit mineur (CRAM, MWAM) - ou d'estimer la surface potentiellement inondable d'une hauteur d'eau d'au moins 30 cm (MWAM). La notion de naturalité telle qu'elle peut apparaître dans les références de bon état (CRAM, ORAM) a également posé des difficultés, du fait que les sites évalués résultent de modifications successives depuis plusieurs centaines d'années (Girel, 2005 ; Pautou *et al*, 1996).

c. Durée des évaluations

Le temps passé à évaluer les sites au bureau a été mesuré pour chacune des méthodes. (Annexe B) Dans certains cas, les durées ont été progressivement divisées par 2, avec

⁶ zones dépressionnaires ou riveraines

l'expérience acquise. Les sites évalués sont tous des sites gérés et pour lesquels des documents de gestion existent. C'est pourquoi l'expérience acquise au cours de l'étude a largement contribué à accélérer les évaluations, il ne faut pas oublier que les évaluations reposent sur un travail de documentation conséquent en amont. Enfin, une exception est faite pour la méthode DERAP pour laquelle les durées d'évaluations ne dépassent pas les 20 minutes et restent constantes pour l'ensemble des sites. En réalité cette méthode est basée essentiellement sur la présence d'agents perturbants souvent simples à identifier sur carte et à valider sur le terrain (routes, digues, fauche, excavation ...).

2. Pouvoir discriminant des méthodes

Analyse des scores totaux

Les scores totaux des méthodes CRAM, DERAP, MWAM et ORAM s'échelonnent relativement bien entre sites. Sur une échelle de 0 à 100, les valeurs minimum sont comprises entre 24 (MWAM) et 41,6 (CRAM) et les valeurs maximum entre 90,24 (DERAP) et 93,75 (MWAM) (Annexe C, Tableau 4). Toutes ces méthodes affichent une moyenne proche de 60 avec une erreur-type variant de 4,2 à 5,5. Ces valeurs minimum et maximum discriminent des sites a priori très différents où les valeurs les plus basses représentent des prairies drainées tandis que les forêts inondables et inondées recueillent les meilleurs scores. Ces premières constatations sont vérifiées par le résultat de l'ACP (Figure 2a) qui fait apparaître 2 groupes de sites distincts le long de l'axe 1 (qui représente 72% de la variance). Le premier groupe est formé par les prairies dont l'alimentation en eau a été modifiée (drainage, endiguement). Le deuxième regroupe les forêts denses régulièrement inondées. Les méthodes sont donc capables de discriminer des sites qui combinent des habitats et des régimes hydrologiques contrastés.

Analyse des scores par enjeu : hydrologie, paysage et végétation

La comparaison des valeurs extrêmes pour chacun de ces enjeux n'aboutit pas toujours à des résultats aussi évidents que pour le score total. C'est notamment le cas pour le paysage et l'hydrologie où CRAM et MWAM n'attribuent pas des scores sensiblement différents. (Les valeurs s'échelonnent respectivement de 70,8 à 93,3 pour CRAM (paysage) et de 0 à 47,5 pour MWAM (hydrologie)) Néanmoins, sur une échelle de 0 à 100, les scores se répartissent entre 0 (MWAM) et 100 (CRAM) pour l'hydrologie, 20 (UMAM) et 100 (ORAM) pour le paysage et 15 (ORAM) et 100 (MWAM) pour la végétation. Pour chaque enjeu, les sites

désignés par ces scores extrêmes sont rarement les mêmes mais ils possèdent en général des points communs parmi les caractéristiques visées pour l'évaluation de chaque enjeu.

Pour l'hydrologie, les sites avec les scores les plus bas sont ceux où l'alimentation en eau est la plus sensiblement modifiée (Site 2 : Prairie à Montfort) tandis que les sites avec les scores les plus hauts sont ceux bénéficiant d'une alimentation quasi naturelle (Site 11 : Forêt alluviale du Buclet en rive gauche). Ce résultat est renforcé par l'analyse des moyennes par méthode, pour les trois types de régime hydrologique échantillonné (Annexe D) et par l'ACP (Figure 2b) dont l'axe 1 (75% de la variance) sépare les sites les plus inondés (à gauche) des sites les moins connectés (à droite).

Pour le paysage, les scores sont très variables. Les différences entre les valeurs minimum et maximum pour chaque méthode semblent suffisamment grandes et permettent de penser que les méthodes sont discriminantes. Elles ne le sont pourtant pas selon le gradient d'anthropisation utilisé pour structurer l'échantillonnage (3 niveaux – résultats non montrés). Les scores sont globalement plus élevés lorsque le paysage est moins anthropisé mais pas suffisamment comparées aux moyennes des sites les plus anthropisés : 69 contre 49,25 pour UMAM, 83,9 contre 62,5 pour ORAM. L'ACP (Figure 2c) renforce ce constat.

La comparaison des scores pour la végétation confirme les résultats de l'analyse des scores totaux. L'analyse des moyennes par méthode pour chaque type de milieu montre que les scores les plus élevés sont attribués aux forêts tandis que les scores les plus bas reviennent aux milieux ouverts, avec des meilleurs scores pour les prairies (résultats non montrés). L'ACP (Figure 2d) ne confirme cependant pas cette tendance. Certes les habitats semblent répartis selon l'axe 1 (64% de la variance) mais seules les prairies sont clairement discriminées et regroupées sans équivoque (à droite). Les forêts sont situées à l'opposé de l'axe 1 (à gauche) mais sont regroupées avec des sites herbacés dont les roselières.

3. Cohérence des évaluations

a. Scores totaux

Les prairies dont l'alimentation en eau est sensiblement affectée ont des scores très faibles qui varient peu entre méthodes, de 24 pour MWAM à 41,6 pour CRAM. Les roselières dont l'alimentation en eau est quasi naturelle semblent se situer dans le même domaine que les forêts et les milieux mixtes déconnectés d'un réseau hydrologique naturel mais décalées vers des scores un petit peu plus bas. Les forêts bénéficiant d'une alimentation en eau proche

d'une alimentation naturelle se distinguent légèrement de la tendance générale et sont regroupés vers des scores plus forts (jusqu'à 98,3 avec DERAP pour le site 11). Les méthodes privilégient donc des milieux denses avec une hétérogénéité spatiale forte et une alimentation hydrique quasi naturelle aux milieux ouverts dont l'alimentation en eau est plus succincte.

Bien que les méthodes semblent s'accorder sur ces grandes tendances, plusieurs disparités ont pu être relevées pour quatre sites (dont les écart-types sont supérieurs à 10 et les erreurs-types supérieurs à 3). Il s'agit des roselières (sites 8 et 9), d'une forêt déconnectée d'un réseau hydrique naturel (site 4) et de la forêt de Cote Chaude (site 10) dont l'alimentation en eau est régulière.

Pour les roselières, les biais semblent essentiellement dus au fait que la richesse spécifique est faible entraînant ainsi une homogénéité spatiale, peu valorisée par les méthodes ORAM et CRAM. CRAM attache d'ailleurs plus d'importance à l'hétérogénéité qu'aux espèces qui en sont à l'origine, se traduisant par un score élevée pour la forêt de Cote Chaude (site 10) largement dominée par des espèces invasives telles que le Buddleya, le Robinier faux acacia ou la Renouée du Japon. Le biais autour de la note de la forêt de Chapareillan, côté Chartreuse (site 4) est principalement dû à la note de la méthode ORAM pour laquelle il était difficile d'identifier dans ce cas une référence de naturalité.

Les scores totaux sont significativement corrélés (Annexe Ea). La corrélation est particulièrement forte entre CRAM et ORAM d'une part et entre DERAP et MWAM d'autre part (coefficients de $r = 0,8$ et $r = 0,74$ respectivement). Cette corrélation est illustrée graphiquement par l'ACP à la Figure 2.

a. Hydrologie

L'analyse descriptive des scores liés à l'évaluation des caractéristiques hydrologiques confirme les tendances décrites dans le paragraphe précédent. Les zones humides avec une alimentation quasi naturelle ont de meilleures notes que les zones humides sensiblement affectées. En général, les sites les moins bien notés correspondent aussi aux zones humides dépressionnaires tandis que les sites les mieux notés sont les zones riveraines de cours d'eau.

Les méthodes sont significativement corrélées entre elles (Annexe Eb) et en particulier CRAM et UMAM (coefficient de corrélation de 0,85), CRAM et MWAM (0,88), CRAM et WAFAM (0,73), ORAM et MWAM (0,7), UMAM et MWAM (0,92), UMAM et

WAFAM (0,78) et enfin MWAM et WAFAM (0,75).

b. Paysage

Il est très difficile voire impossible de lire une quelconque tendance des résultats obtenus à l'aide des 3 méthodes qui quantifient les relations des zones humides avec leur contexte géographique. Les résultats du test de corrélation (Annexe Ec) et de l'ACP (Figure 2c), concordent avec ces observations en ne révélant aucune corrélation significative, hormis entre CRAM et ORAM (coefficient de corrélation de 0,78).

Dans 3 cas, les scores sont néanmoins en accord avec le gradient anticipé dans le plan d'échantillonnage en accordant une note maximum aux sites situés dans la plaine de Bourg d'Oisans (CRAM et ORAM) et la note la plus faible à la prairie de Montfort (UMAM). Pour le reste, la prairie des Moilles (Site 6) reçoit les scores les plus bas pour CRAM et ORAM malgré le caractère relativement peu anthropisé des environs. Ceci pourrait être dû au fait que la zone humide évaluée, située dans une ancienne boucle du cours d'eau, est bordée de champs cultivés sur deux côtés, en dehors de la boucle historique.

c. Végétation

Comme pour l'hydrologie, l'analyse descriptive de scores liés à la végétation confirme la tendance suggérée lors de l'analyse des scores totaux. Les prairies ont des scores faibles mais variables entre les méthodes. Les forêts divisent le moins les scores entre les méthodes et possèdent les scores les plus élevés. Les habitats mixtes qui révèlent une nouvelle fois des notes disparates. Les roselières, habitats ouverts avec un couvert végétal dense, semblent se situer dans un domaine intermédiaire entre les prairies et les forêts avec des scores un petit peu plus bas mais très variables.

Des corrélations ont été détectées entre CRAM et MWAM (coefficient de corrélation de 0,67), ORAM et UMAM (0,73) et UMAM et MWAM (0,66) (Annexe Ed) mais elles ne sont pas significatives. La corrélation entre UMAM et MWAM, pourrait résulter de la note très différente attribuée au site 2 (Prairie à Montfort) par ces méthodes.

d. Sensibilité

L'analyse des scores totaux montre une tendance claire à accorder de meilleures notes aux forêts alimentées de manière quasi naturelle, tandis que les milieux ouverts, et en particulier les prairies, dont l'alimentation en eau est sensiblement affectée, recueillent les

notes les plus basses. Alors qu'il paraît logique que les méthodes favorisent les zones humides où la présence d'eau est la plus marquante, le fait que les milieux ouverts obtiennent de moins bonnes notes que les milieux fermés suscitent des interrogations. Deux méthodes sont particulièrement sévères avec les milieux ouverts : CRAM et ORAM. L'indicateur discriminant est celui du chevauchement horizontal entre diverses associations végétales.

La manière dont les méthodes évaluent la structure biotique des milieux a donc été comparée entre une prairie (site 2), une forêt (site 11), une roselière (site 8) et un milieu mixte (site 1). Avec la méthode CRAM, les différences entre les types de végétation sont très marquées (30,5 pour la prairie contre 91,6 pour la forêt - Annexe F). En augmentant arbitrairement la valeur de l'indicateur de chevauchement horizontal (de D à A) du site 2, son score passe à 55.5 (soit une multiplication par 1.8). Si, en plus, la note de structure verticale est augmentée (de D à A), son score passe à 80.5 (soit une multiplication par 2.6). Ce résultat illustre bien la sensibilité des scores de la méthode CRAM à ces variables caractérisant la structure de la végétation. On a des résultats similaires avec ORAM, dont le score pour le site 2 passe de 3/20 à 9/20 pour la même modification de variable liée à la structure de la végétation.

Discussion

Notre mise à l'épreuve des méthodes d'évaluation rapide des zones humides développées aux États-Unis constitue une première étape dans l'exploration des échelles d'équivalence écologique utilisables pour la compensation d'impacts sur les zones humides. Le principe général de ces méthodes ainsi que l'analyse détaillée des six méthodes testées soulèvent plusieurs questions que nous discutons ci-dessous.

a. Pouvoir discriminant

De façon générale, nous avons montré que les méthodes testées sont capables de discriminer des sites qui combinent des habitats et des régimes hydrologiques contrastés.

Comme nous l'avons souligné dans l'introduction, les scores attribués par les méthodes permettent de situer les sites le long de gradient d'état écologique correspondant à une dégradation à partir d'un état de référence (Rowe *et al.*, 2009). Pour les méthodes testées, il s'agit en général d'un milieu naturel « sauvage ». Elles privilégient donc les milieux fermés aux milieux ouverts et entretenus. Cet a priori peut générer des résultats surprenant, comme c'est le cas pour des méthodes qui mettent l'accent sur la structure de la végétation (nombre de strates, chevauchement vertical ou horizontal) au détriment de sa composition floristique ou de la présence d'espèces exotiques envahissantes. Ainsi la forêt de Cote Chaude est bien notée avec les méthodes CRAM et DERAP, du fait de sa connexion au cours d'eau et de son caractère boisé, alors qu'environ 50% du site est dominée par des espèces invasives.

La référence à la naturalité concerne également l'hydrologie en faisant écho à la notion de connectivité entre la zone humide et le réseau hydrographique. Toutes les méthodes mesurent la connectivité entre le cours d'eau et sa plaine d'inondation. Cet a priori semble pertinent pour évaluer les zones humides dans le contexte très aménagé (urbain et agricole) des plaines alluviales iséroises. Cette approche contraste avec l'évaluation fonctionnelle intra-site de la méthode MWAM qui ne discrimine pas suffisamment les zones humides échantillonnées.

L'évaluation des zones humides du point de vue du paysage permet d'incorporer l'effet du paysage écologique sur les zones humides et leurs fonctions mais aussi de prendre en compte l'importance relative des différentes fonctions des zones humides au sein de ce paysage (par exemple vis-à-vis des populations humaines qui bénéficient de ces fonctions – méthode WAFAM) (Hanson *et al.*, 2008 ; Tortajada *et al.*, 2011). Mais la prise en compte des

caractéristiques générales du paysage et l'emplacement des zones humides dans le paysage varient énormément d'une méthode à l'autre. Pour la méthode ORAM par exemple, il suffit de la présence d'une seule maison d'habitation dans un périmètre de 50m pour influencer négativement la note. Les scores obtenus n'ont pas permis de définir un gradient clair, ni même de faire apparaître des groupes de sites présentant des similitudes.

La capacité des méthodes à discriminer les sites dépend non seulement des méthodes elles même et du contexte dans lequel elles ont été élaboré, mais aussi dans certains cas de la liberté laissée à l'évaluateur de fixer lui-même un seuil de référence. C'est souvent de cette décision que va dépendre le reste de l'évaluation. L'exemple de la forêt de Chapareillan côté Chartreuse résume bien la précaution avec laquelle choisir cet état de référence. Cette forêt classée en Saulaie Peupleraie concentre de nombreuses traces de présence de faune (blaireau, sanglier) qui sont évaluées de manière très positive au sens des méthodes alors que ce ne sont pas des animaux inféodés spécialement aux zones humides. Ce genre de dilemme représente donc un risque pour l'évaluateur de surévaluer un site dont les caractéristiques fonctionnels seraient loin d'un système « naturel ».

b. Cohérence des évaluations

Les corrélations entre les scores attribués par certaines méthodes ont mis en évidence l'effet combiné de l'hydrologie et de la végétation sur les scores totaux. Bien que succinct, notre aperçu de la sensibilité des scores obtenus avec les méthodes CRAM et ORAM (Annexe F) montre bien que certaines variables clés, tels que le nombre de strates ou le chevauchement vertical et horizontal de ces strates, peuvent jouer un rôle très important sur l'attribution du score total. La méthode CRAM calcule des moyennes successives avant de les additionner ce qui pondère à la baisse les variables moyennées (par ex. le nombre de strates, le nombre d'espèces co-dominantes et le pourcentage d'invasives) par rapport à d'autres qui seraient considérées à part (les variables structurelles justement). A l'inverse, ORAM fait des additions simples, ce qui, malgré des variables partagées avec CRAM, conduit à des scores totaux très différents entre ces deux méthodes. La méthode MWAM combine elle les variables de façon séquentielle : la note intermédiaire donnée à une variable dépend en effet de la note donnée à une autre variable. Ces choix méthodologiques concernant la combinaison des variables sont déterminants dans l'attribution de la note finale et le classement des sites évalués.

Bien qu'il soit plus complexe à formuler, et à tester, le choix d'une combinaison séquentielle de variables (attributs physiques ou biologiques) semble plus pertinente pour renseigner sur l'état d'une zone humide et sa capacité à réaliser les fonctions qui lui sont attribuée (Comme mesurer la connectivité entre le cours d'eau et sa plaine d'inondation pour avoir une idée du potentiel de la zone humide à atténuer les crues) (Stein *et al*, 2009, Hruby, 1999).

c. Opportunités et contraintes de l'approche « rapide » pour la compensation

Toutes les méthodes rapides d'évaluation (RAM) ont été conçues dans un contexte d'évaluation de dommages et de réparation d'impacts sur les zones humides. Elles permettent donc d'évaluer les pertes liées à ces impacts et les gains attendus d'actions de restauration avec une même mesure (le score), décrivant différentes fonctions (soit indépendamment soit sous la forme d'un score global). Elles constituent en ce sens des exemples intéressants pour la construction éventuelle d'échelles d'évaluation de l'équivalence écologique dans le cadre de la réparation « en nature » de dommages aux zones humides en France. Les RAM sont le résultat d'un compromis entre une évaluation globale à l'échelle du paysage et une évaluation biologique approfondie (Stein *et al*, 2009). Elles sont conçues pour répondre à des exigences précises en termes de temps, d'équipements et d'expertise. Cependant, analyser des conditions écologiques complexes à l'aide d'un set prédéfini d'indicateurs implique de s'assurer que la procédure envisagée est bien adaptée et donne des résultats pertinents (Sutula *et al.*, 2006).

L'application de ces méthodes aux zones humides des plaines alluviales de l'Isère a montré des résultats globalement satisfaisants avec un gradient de notation qui varie en fonction de l'alimentation en eau. Bien que l'Isère soit endiguée depuis le 18^{ème} siècle, quelques zones riveraines subissent encore l'influence des crues et elles sont mise en valeur par les méthodes testées. La question du paysage semble plus délicate. D'une part la prise en compte des caractéristiques générales du paysage et l'emplacement des zones humides dans le paysage varient énormément d'une méthode à l'autre, mais elle est peut s'avérer parfois extrêmement sévère dans un contexte très anthropisé comme les plaines iséroises. Enfin il est évident que l'évaluation de la végétation par les méthodes testées ne convient pas aux enjeux liés aux habitats naturels que constituent les zones humides en Isère. L'importance accordée à la complexité structurale de la végétation ne reflète pas toujours l'importance accordée aux milieux semi-naturels (gérés) ou aux milieux ouverts dans la région (Veselka *et al.*, 2010).

Plus qu'un problème technique et pratique, il s'agit d'avantage d'une divergence culturelle entre l'Amérique du Nord et l'Europe.

Conclusion et perspectives

Il semble que le développement de méthodes de type RAM en France pourrait s'inspirer des méthodes américaines pour ce qui concerne le fonctionnement hydrologique mais nécessiterait de clarifier les objectifs et enjeux des méthodes concernant la prise en compte des interactions – dans les deux sens - entre les zones humides et le paysage écologique environnant et impliquerait de définir des références de bon état de la végétation qui soient cohérentes avec les enjeux de conservation de la nature en France plutôt que conçus autour du concept de *wilderness*.

On notera que les méthodes américaines continuent à être améliorées progressivement par la pratique et grâce à la mise en place de mécanismes de retour d'expérience (Sutula *et al.* 2006, Herlihy *et al.*, 2009). Reste qu'elles doivent répondre à plusieurs exigences délicates à concilier, notamment la rapidité et la standardisation avec la flexibilité vis-à-vis des situations locales et la capacité à prendre en compte les spécificités des sites évalués. La reproductibilité des scores obtenus est un des critères clés sur lequel juger ces méthodes (Herlihy *et al.*, 2009). Elle suppose l'utilisation de métriques faciles à évaluer par différents évaluateurs, dont l'expérience, les qualifications, les perceptions et les sensibilités peuvent varier considérablement. Ces effets pourraient être réduits ou éliminés si une seule personne étant en charge des évaluations mais cela n'est pas envisageable surtout dans l'optique d'une généralisation de telles méthodes et leur amélioration progressive sur le long terme. Dans le cadre de cette étude, la question du biais lié à l'évaluateur s'est imposée avec l'évaluation du Marais de Montfort, vestige des plaines alluviales de l'Isère, et symbole de la conservation des zones humides dans le Grésivaudan qui d'un point de vue purement fonctionnel est bien loin d'une situation idéale. En sachant que de nombreux acteurs locaux éprouvent une certaine ferveur pour ce site, il était parfois difficile de s'affranchir de cette vision pour réaliser l'évaluation, au risque de le sous évaluer. Peu de données sont publiées au sujet de la reproductibilité et de la précision de ces méthodes, c'est pourquoi le second volet de cette étude consistera à tester le biais inter évaluateur.

Références bibliographiques

- Bardi, E., Brown, M.T., Reiss, K.C., and Cohen, M.J. (2004). Uniform Mitigation Assessment Method (UMAM). Training Manual for Chapter 62-345, FAC for wetlands permitting.
- Barnaud, G., and Fustec, E. Conserver les zones humides : pourquoi ? comment ? Quae, Educagri ; 2007.
- Berglund, J. and McEldowney, R. (2008). MDT Montana wetland assessment method. Prepared for: Montana Department of Transportation. Post, Buckley, Schuh & Jernigan, Montana. 42pp.
- Carnino, N. Etat de conservation des habitats d'intérêt communautaire à l'échelle du site. Méthode d'évaluation des habitats forestiers. Rapport SPN/ONF. Office National des Forêts, Paris, 76pp.
- Collins, J.N., Stein, E., Sutula, M., Clark, R., Fetscher, A.E., Grenier, L., Grosso, C., and Wiskind, A. (2008). California Rapid Assessment Method (CRAM) for wetlands. User's Manual. v.5.0.2, 157pp.
- Fennessy, M.S., Jacobs, A.D., and Kentula, M.E. (2007). An evaluation of rapid methods for assessing the ecological condition of wetlands. *Wetlands* 27, 543-560.
- Fustec, E., Lefeuvre, J.C. et coll. Fonctions et valeurs des zones humides. Dunod ; 2000.
- 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.
- Girel, J. (2005). Les paysages alluviaux alpins (histoire, diagnostic, gestion, restauration et protection).
- Hanson, A., Swanson, L., Ewing, D., Grabas, G., Meyer, S., Ross, L., Watmough, M., and Kirkby, J. (2008). Aperçu des méthodes d'évaluation des fonctions écologiques des terres humides. Série de Rapports techniques n°497.
- Herlihy, A.T., Sifneos, J., Bason, C., Jacobs, A., Kentula, M.E., and Fennessy, M.S. (2009). An Approach for Evaluating the Repeatability of Rapid Wetland Assessment Methods: The Effects of Training and Experience. *Environmental Management* 44, 369-377.
- Hruby, T. (1999). Assessments of wetland functions: What they are and what they are not. *Environmental Management* 23, 75-85.
- Hruby, T., Richter, K., Fuerstenberg, B., and Murphy, M. (2011). Calculating credits and debits for compensatory mitigation in wetlands of western Washington. Operational draft. Shorelands and Environmental Assistance Program. Washington State Department of Ecology, Olympia, Washington. 167pp.

Jacobs, A.D, Whigham, D.F., Fillis, D., Rehm, E., and Howard, A. (2008). Delaware Comprehensive Assessment Procedure. Delaware department of natural resources and environmental control, Dover, DE, v.5.1, 74pp.

Kusler, J. (?). Common question : wetland assessment. Association of State Wetland Managers, Inc. 16p.

Mack, John J. (2001). Ohio Rapid Assessment Method for Wetlands. Ohio EPA technical bulletin wetland/2001-1-1. Ohio Environmental Protection Agency, Division of Surface Water, 401 Wetland Ecology Unit, Columbus, Ohio. Manual for using v.5.0.

Millenium Ecosystem Assessment. (2005). Ecosystems and humans well-being: wetlands and water synthesis. World Resources Institute. Washington, DC.

Millot, G. (2009) Comprendre et réaliser les tests statistiques à l'aide de R. De Boeck. Tests de corrélations multiples, 558-560.

Pautou, G., Girel, J., Peiry, J.L, Hughes, F, Richards, K., Foussadier, R., Garguet-Duport, B., Harrist, T., and Barsoum, N. (1996). Les changements de végétation dans les hydrosystèmes fluviaux. L'exemple du Haut-Rhône et de l'Isère dans le Grésivaudan. Rev. Ecol. Alp. 3, 41-66.

Quétier, F., Quenouille, B., Lavorel, S., and Thiévent, P. Les enjeux de l'équivalence écologique. *In prep.*

Robertson, M.M. (2004). The neoliberalization of ecosystem services: wetland mitigation banking and problems in environmental governance. *Geoforum* 35, 361-373.

Rowe, D.K., Parkyn, S., Quinn, J., Collier, K., Hatton, C., Joy, M.K., Maxted, J., and Moore, S. (2009). A Rapid Method to Score Stream Reaches Based on the Overall Performance of Their Main Ecological Functions. *Environmental Management* 43, 1287-1300.

SDAGE RMC. Fonctionnement des zones humides. Première synthèse des indicateurs pertinents. Agir pour les zones humides en bassin Rhône-Méditerranée-Corse. (2001). Guide technique SDAGE n°5. 148pp.

Stein, E.D., Brinson, M., Rains, M.C., Kleindl, W., and Hauer, F.R. (2009). Wetland assessment alphabet soup : how to choose (or not choose) the right assessment method. *Wetland Science and Practice* 26, n°2, section4.

Stein, E.D., Fetscher, A.E., Clark, R.P., Wiskind, A., Grenier, J.L., Sutula, M., Collins, J.N., and Grosso, C. (2009). VALIDATION OF A WETLAND RAPID ASSESSMENT METHOD: USE OF EPA'S LEVEL 1-2-3 FRAMEWORK FOR METHOD TESTING AND REFINEMENT. *Wetlands* 29, 648-665.

Stein, E.D., Tabatabai, F., and Ambrose, R.F. (2000). Wetland mitigation banking: A framework for crediting and debiting. *Environmental Management* 26, 233-250.

Sutula, M.A., Stein, E.D., Collins, J.N., Fetscher, A.E., and Clark, R. (2006). A practical

guide for the development of a wetland assessment method: The California experience. *Journal of the American Water Resources Association* 42, 157-175.

Tortajada, S., David, V., Brahmia, A., Dupuy, C., Laniesse, T., Parinet, B., Pouget, F., Rousseau, F., Simon-Bouhet, B., R and Robin, X. (2011). Variability of fresh-and salt water marshes characteristics on the west coast of France: a spatio-temporal assessment. *Water Researches* 10 1016.

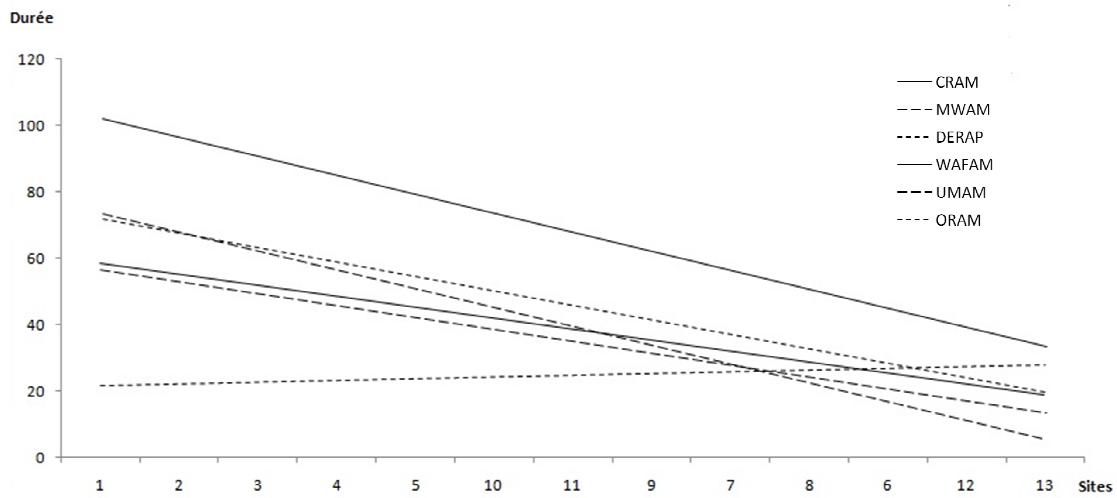
Veselka IV, W., Rentch, J.S., Grafton, W.N., Kordek, W.S., and Anderson, J.T. (2010). Using two classification schemes to develop vegetation indices of biological integrity for wetlands in West Virginia, USA. *Environ. Monit. Assess* 170, 555-569.

Annexe A. Sélection des enjeux

Liste hiérarchisée des enjeux propres aux zones humides, identifiés dans le plan national de restauration des zones humides et les plans de gestion des zones humides étudiées. La contribution à la régulation des crues, la contribution à la qualité des eaux et les zones humides en tant réservoir de la biodiversité constituent la base pour comprendre le fonctionnement des zones humides.

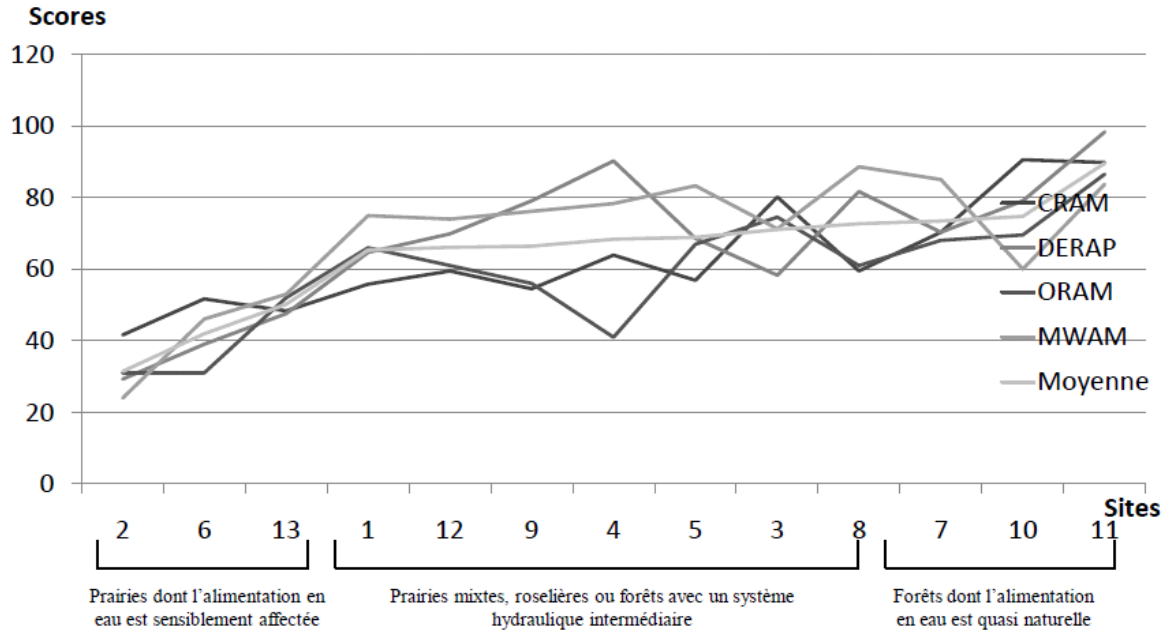
- Contribution à la régulation de la ressource en eaux
 - Tamponnage des crues
 - Volume des eaux en entrée (hydrologie du bassin versant amont)
 - Risques d'inondation en aval
 - Capacité de stockage
 - Soutien d'étéage
 - Volume des eaux en entrée
 - Usages des eaux en aval (risque d'assèchement ou débit < débit réservé)
 - Capacité de restitution
- Contribution à la qualité des eaux
 - Auto-épuration
 - Qualité des eaux en entrée
 - Usages des eaux en sortie
- Réservoir de biodiversité
 - Habitats naturels et végétation
 - Types d'habitats naturels
 - Composition (diversité) et structure
 - Intérêt patrimonial (dont distribution régionale)
 - Habitats oiseaux d'eau
 - Nourrissage
 - Reproduction
 - Repos
 - Habitat amphibiens
 - Nourrissage
 - Reproduction
 - Repos
 - Connexions au sens de la trame verte
 - Appartenance à la trame verte et autres réseaux écologiques déjà établis
 - Continuité des habitats naturels (de la zone humide mais aussi forêts, prairies etc.) au sein et au-delà du site
 - Connexions au sens de la trame bleue
 - Appartenance à la trame bleue et autres réseaux écologiques déjà établis
 - Continuité des habitats naturels aquatiques (de la zone humide mais aussi cours d'eau) au sein et au-delà du site

Annexe B. Durées des évaluations



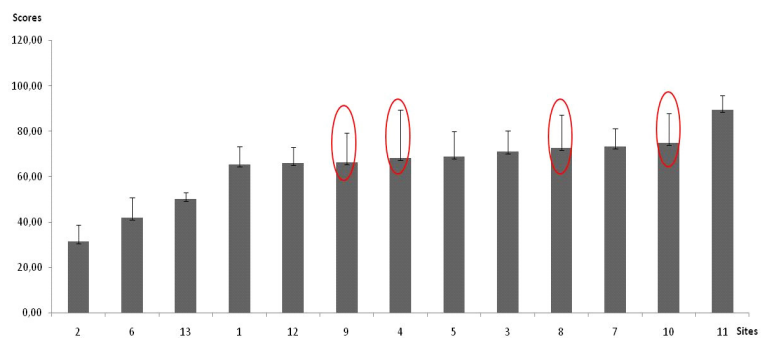
Courbes de tendance pour les durées d'évaluation relatives à chacune des méthodes. Les sites ont été classés dans l'ordre chronologique des évaluations. Les temps d'évaluation diminuent presque de moitié pour toutes les méthodes sauf pour DERAP pour laquelle les durées sont de 3 à 5 fois inférieures pour le site 1 et restent constantes pour les autres sites.

Annexe C. Evolution des scores totaux

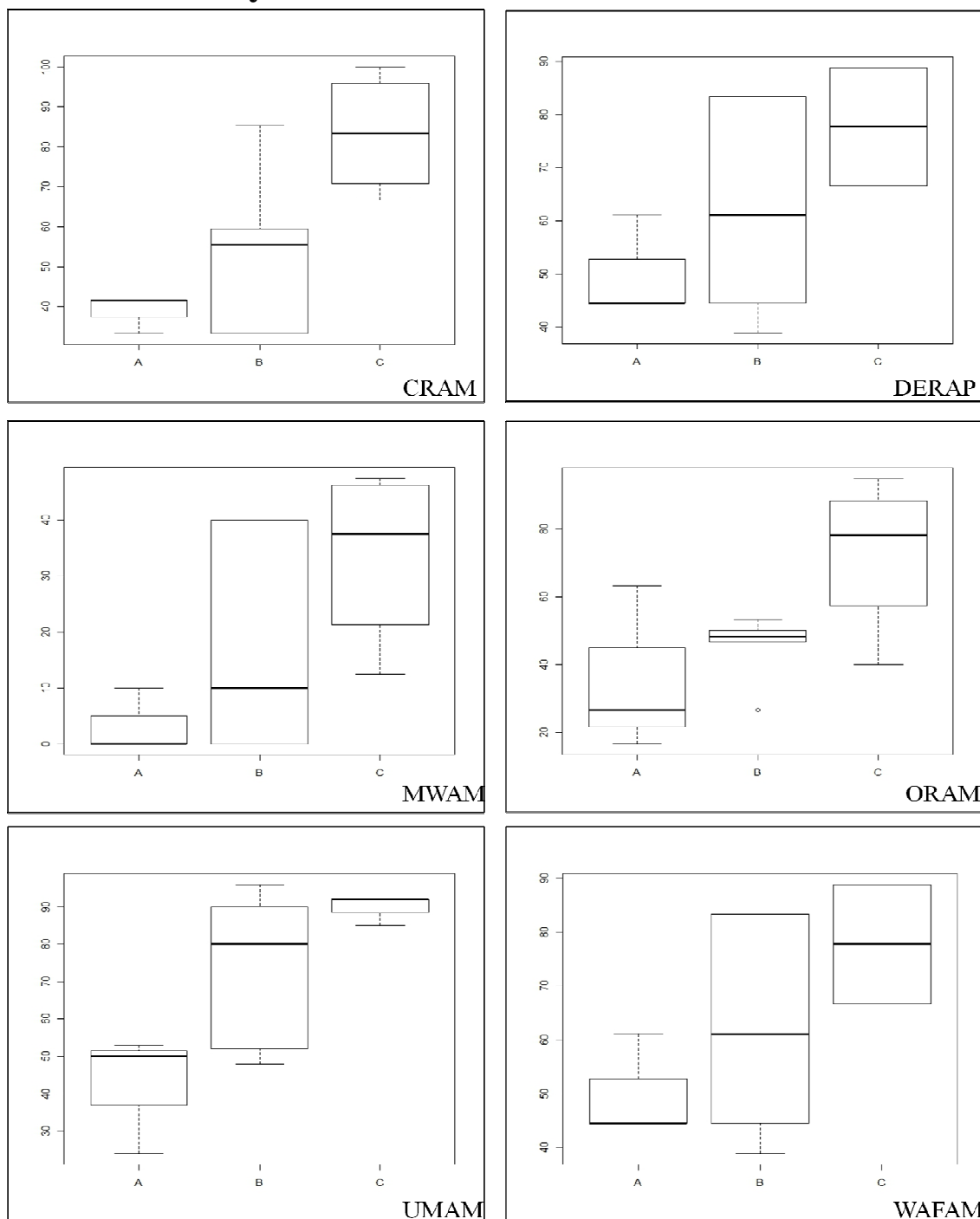


Variation des scores en fonction des sites pour chaque méthode. Les milieux ouverts avec une alimentation en eau faible ont des notes jusqu'à 3 fois inférieure aux forêts dont l'alimentation en eau est forte.

Ci-contre :
représentation des moyennes des scores pour chaque site. Les écarts-type sont supérieurs à 10 pour 4 sites.



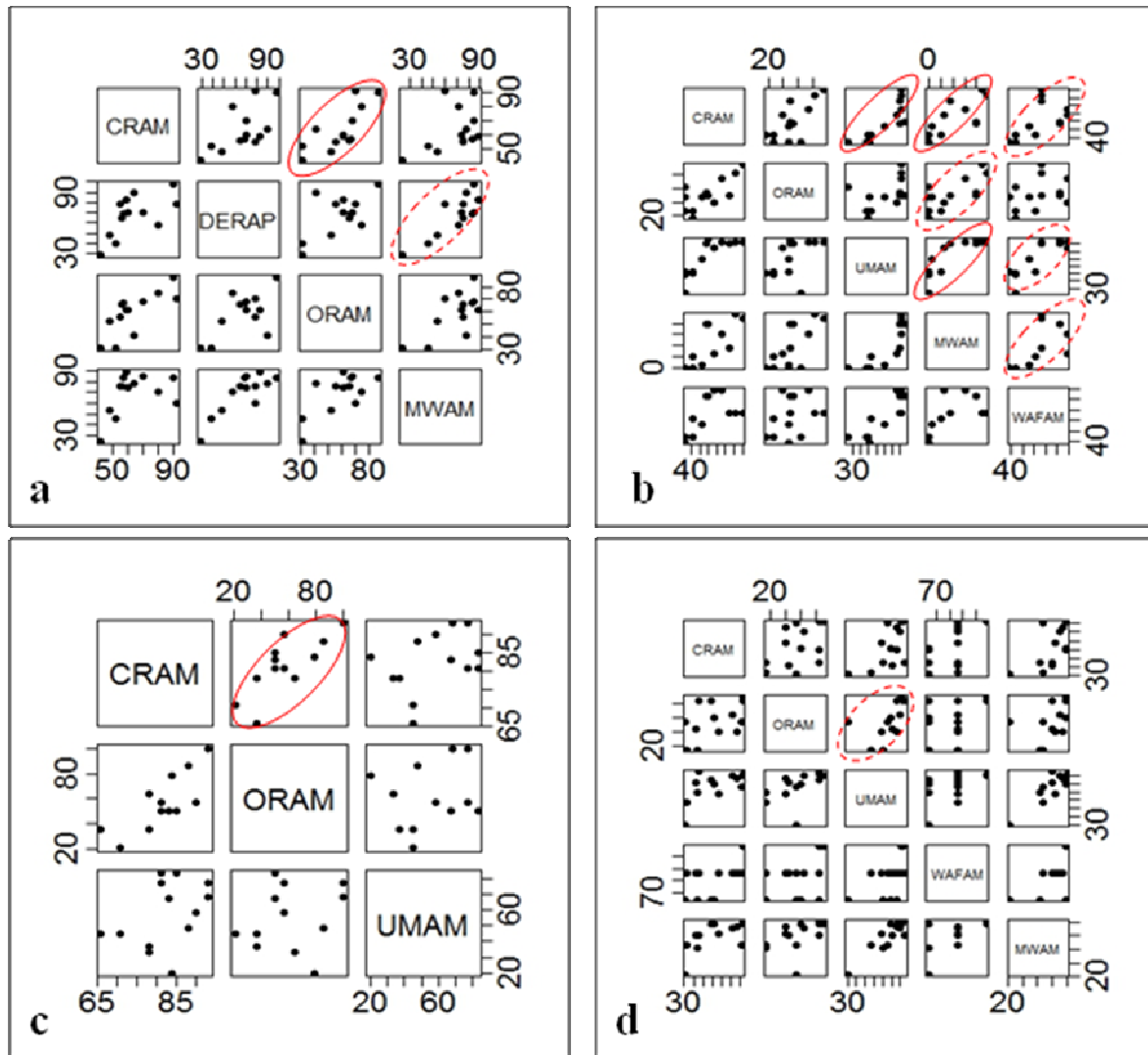
Annexe D. Analyse de variances



Résultats de l'analyse de variance des scores liés à l'hydrologie en fonction de la classification des sites sur un gradient de modification de l'hydrologie (3 niveaux, décrits au Tableau 2). Les méthodes CRAM, ORAM et UMAM affichent des scores significativement différents en fonction des 3 niveaux de modifications de l'hydrologie A, B et C.

ANOVA	F	<i>p</i>
CRAM	7.132	0.01189 *
ORAM	4.2321	0.0466 *
UMAM	7.3708	0.01079 *
MWAM	3.0421	0.0929 ns
WAFAM	2.7462	0.112 ns
DERAP	0.7908	0.4799 ns

Annexe E. Tests de corrélations multiples



Relation entre les méthodes pour les scores totaux (a), l'hydrologie (b), le paysage (c) et les habitats (d) avec $r > 0,7$. Toutes les variables ne permettent pas de mettre en évidence les mêmes associations entre méthodes et le même nombre d'association. C'est pour l'hydrologie que les corrélations sont les plus nombreuses (7). La liaison entre CRAM et ORAM pour les scores totaux est soutenue par une association forte entre ces méthodes pour l'hydrologie et le paysage. ($pvalue < 0.005$).

----- $pvalue < 0,005$, - - - - $pvalue < 0,05$, (ns) non significatif : p-valeurs avec corrélation de Holm

Annexe F. Test de sensibilité

CRAM – Biotic structure	Site 11	Site 1	Site 8	Site 2		
<i>Number of plant layers</i>	B	A	C	C	-	-
<i>Number of co-dominant species</i>	C	C	D	C	-	-
<i>Percent invasion</i>	A	D	A	D	-	-
Plant community metric (total)	9	7	7	5	5	5
<i>Horizontal interspersion and zonation</i>	A	A	C	D	A	A
<i>Vertical biotic structure</i>	A	D	D	D	A	D
TOTAL	91,6	61,1	44,5	30,5	80,5	55,5

ORAM – Metric 6 Vegetation, interspersion and microtopography	Site 11	Site 1	Site 8	Site 2	
Autres	12	7	10	2	2
Horizontal interspersion (max. 5)	5	5	1	1	5
TOTAL	17	12	11	3	7

Analyse de l'effet de l'indicateur du chevauchement horizontal pour les méthodes CRAM et ORAM. L'effet du chevauchement horizontal a été analysé pour le site 2 (Prairie à Montfort) en prenant le site 11 (Forêt alluviale du Buclet en rive gauche) comme référence positive. Les scores des sites 1 (Marais diversifié à Montfort) et 8 (Roselière de Loyes à Mandret) sont montrés à titre de référence.

Résumé

La réglementation française a récemment renforcé les exigences de compensation des impacts sur les zones humides or le cadre méthodologique nécessaire à sa mise en œuvre reste à construire. L'exemple des méthodes d'évaluation rapide (RAM) développées pour la compensation d'impacts sur les zones humides aux Etats-Unis montre qu'il est envisageable à terme de développer des outils largement applicables qui permettent toutefois de renforcer les bases scientifiques de la conception et du dimensionnement des mesures compensatoires. Nous avons testé 6 méthodes RAM sur une sélection de 13 sites des plaines alluviales du département de l'Isère afin d'en explorer l'applicabilité et l'adéquation dans un contexte écologique et culturel différent de celui des USA. Nos résultats montrent que le développement de méthodes de type RAM en France pourrait s'inspirer des méthodes américaines pour ce qui concerne le fonctionnement hydrologique mais nécessiterait de clarifier les objectifs et enjeux des méthodes concernant la prise en compte des interactions – dans les deux sens - entre les zones humides et le paysage écologique environnant et impliquerait de définir des références de bon état de la végétation qui soient cohérentes avec les enjeux de conservation de la nature en France plutôt que conçus autour du concept de *wilderness*.