Conseil général de l'Isère
Pôle départemental de Recherche sur la Biodiversité

Construction d'échelles d'équivalence écologique applicables aux mesures compensatoires aux impacts sur les zones humides des plaines alluviales du département de l'Isère

Bilan des actions menées en 2010-2011

Laboratoire d'Écologie Alpine,
Fabien Quétier & Sandra Lavorel

Rappel des objectifs du projet

Synthèse scientifique du projet

La question de l'équivalence écologique telle qu'elle se pose dans le contexte de l'obligation qu'ont les maîtres d'ouvrage de projets d'aménagement (1) d'éviter les impacts sur la biodiversité, (2) de réduire les impacts non évités et (3) de compenser les impacts résiduels reste mal résolue, tant au niveau théorique que pratique. Les quelques travaux menés sur cette question l'ont été dans des pays aux contextes écologique, géographique et réglementaire différents (USA, Australie, …). Le projet contribuera à avancer sur cette question en développant un cadre méthodologique multicritère permettant de définir des échelles d'équivalence écologique entre milieux naturels et milieux restaurés ou réhabilités après dégradation. Les zones humides des plaines alluviales de l'Isère serviront de site atelier pour tester les méthodes proposées.

Synthèse à destination des non scientifiques

Le droit français impose depuis 1976 aux maîtres d'ouvrage de projets d'aménagement (1) d'éviter les impacts sur la biodiversité, (2) de réduire les impacts non évités, (3) de compenser les impacts résiduels par des actions générant un gain de biodiversité au moins équivalent à la perte résiduelle. Les aménageurs, les bureaux d'études et les autorités sont donc amenés à définir des équivalences entre les pertes liées aux impacts et les gains attendus des mesures compensatoires alors même que la question de l'équivalence écologique reste mal résolue, tant au niveau théorique que pratique. Le principal objectif du projet est de construire une ou plusieurs échelles d'équivalence permettant d'anticiper les besoins des acteurs de la compensation pour la formulation et le dimensionnement de mesures compensatoires aux impacts sur les zones humides des plaines alluviales du département de l'Isère.

Introduction : la compensation et l'équivalence écologique

L'évolution récente du contexte réglementaire a renforcé l'obligation de compenser « en nature » les impacts sur la biodiversité qui n'ont pas pu être évités ou réduits. C'est la séquence dite "éviter > réduire > compenser" (ERC).

La séquence ERC, telle qu'elle est illustrée à la Figure 1, met en évidence que l'impact doit être considéré comme une perte de biodiversité (P) et que la compensation doit générer un gain (G). L'équivalence écologique sera satisfaite si G ≥ P.

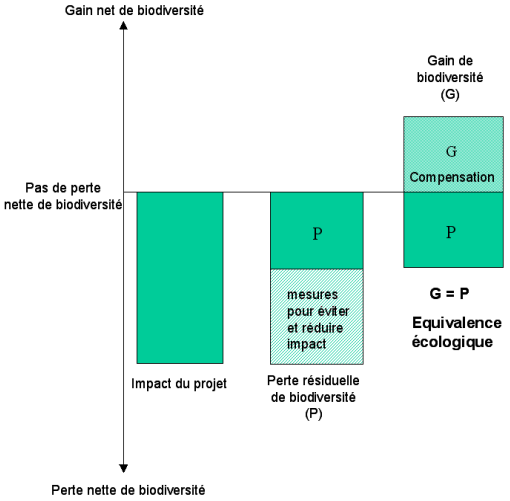

Figure 1 : Schéma conceptuel de la séquence ERC. P = pertes de biodiversité dues aux impacts résiduels d'un projet. G = gains de biodiversité obtenus par une action de compensation. L'équivalence écologique suppose que P ≤ G.

L'évaluation de l'équivalence requiert donc trois étapes : (1) l'évaluation des pertes, (2) l'évaluation du gain correspondant à chaque action de compensation (par exemple par hectare restauré) et (3) la division des pertes totales (évaluées en 1) par les gains par action (évaluée en 2) pour déterminer le nombre d'actions de compensation nécessaires à l'équivalence (par exemple le nombre total d'hectares à restaurer). La mise en œuvre de la séquence ERC nécessite donc des méthodes permettant de caractériser sur le terrain les « pertes » affectant les espèces et les habitats naturels protégés et les « gains » espérés des mesures visant à compenser ces pertes, afin de dimensionner les mesures compensatoires.

La séquence ERC appliquée aux zones humides

Depuis 2009, l'obligation d'éviter, réduire et compenser les impacts de projets d'aménagement sur les milieux aquatiques et humides a été incorporée aux nouveaux Schémas Directeurs d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE) issus de la transposition de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) de 2000. Elle suscite de nombreuses questions scientifiques et techniques liées à la difficulté d'évaluer à la fois des pertes de fonctionnalités induites par les impacts directs et indirects sur ces milieux complexes d'une part, et des gains espérés des opérations de restauration ou réhabilitation censées compenser ces impacts d'autre part. Il apparaît nécessaire de pouvoir faire appel à des méthodes d'évaluation qui soient fiables mais aussi rapides, peu coûteuses et qui offrent des résultats reproductibles.

De telles méthodes ont été développées aux États Unis dans le cadre de leur politique de compensation d'impacts sur les zones humides, connue sous le nom de *wetland mitigation*. En France, les récentes dispositions réglementaires en termes de compensation dessinent une tendance proche de celle suivie aux États-Unis. Il semble donc naturel d'envisager le développement de méthodes d'évaluation rapide adaptées au contexte français. Nous exposons ici le principe de ces méthodes, afin d'en explorer les atouts et les limites pour l'application de la séquence éviter – réduire – compenser sur les zones humides françaises.

Le contexte américain : *wetland mitigation* et *mitigation banking*

C'est dans le cadre de la section 404 du *Clean Water Act* américain de 1972 qu'est appliquée, depuis 1978, la séquence éviter – réduire – compenser sur les zones humides des États-Unis, sous le terme de *wetland mitigation.* Hough & Robertson (2009) en proposent une synthèse historique bien documentée dont on retiendra que depuis les années 1980, au moins 40 méthodes ont été développées (mais pas forcément largement appliquées) pour évaluer l'état des zones humides. La méthode du *Habitat Evaluation Procedure* (HEP) développée par le *US Fish and Wildlife Service* à partir de 1981, est ainsi encore largement utilisée aujourd'hui pour évaluer la qualité d'un site en tant qu'habitat pour la faune sauvage (reproduction, alimentation etc.). L'identification et la délimitation des zones humides a été standardisée par la méthode dite *hydrogeomorphic approach* (HGM) développée dans les années 1990 par plusieurs agences fédérales dont l'EPA et le *US Army Corps of Engineers* qui sont en charge de la mise en œuvre du *wetland mitigation*.

Pour faire face aux contraintes des acteurs de la compensation, ces méthodes ont progressivement évolué vers des méthodes d'évaluation rapides qui soient robustes, reproductibles, abordables et faciles d'utilisation. Les méthodes rapides sont donc le fruit de trente années de recherches et de développement scientifique et technique. Elles constituent un outil d'aide à la décision puissant et adapté à l'évaluation de dommages et à la réparation d'impacts sur les zones humides, notamment via la conception et le dimensionnement de mesures compensatoires.

La généralisation dans les années 1990 du *wetland mitigation* génère une opposition grandissante qui culmine en 2005 par la publication d'un rapport du Gouvernement Fédéral accusant le *US Army Corps of Engineers* de ne pas s'assurer du succès des opérations réalisées. Les textes régissant le *wetland mitigation* ont donc été réformés en 2008 et, afin de faciliter le suivi des opérations de compensation, le recours aux *mitigation banks* (où la restauration est réalisée à l'avance par un tiers, la *bank*) est maintenant explicitement recommandé (Hough & Roberston 2009).

Plusieurs méthodes ont donc été modifiées afin de permettre le calcul de « crédits » et de « débits » adaptés au *mitigation banking*. De façon générale, on retiendra que les méthodes d'évaluation rapide des zones humides continuent d'être actualisées grâce à la confrontation avec des évaluations approfondies et grâce à des mécanismes de retour d'expérience de la part des utilisateurs.

Le principe des méthodes d'évaluation rapide

Les méthodes d'évaluation rapide peuvent se définir comme un niveau intermédiaire entre des évaluations de tendances, à de larges échelles spatiales (via la télédétection par exemple), et des évaluations approfondies sur le terrain, qui mobilisent des moyens et une expertise considérable (Figure 1).

D'après Fennessy et al. (2007), les méthodes d'évaluation rapide doivent (1) être adaptées au contexte réglementaire, (2) être rapides avec par exemple moins d'une demi-journée de travail à 2 personnes, (3) inclure une visite de terrain et (4) générer des résultats reproductibles. L'objectif des méthodes d'évaluation rapide est donc d'estimer rapidement et de façon reproductible l'état d'un système écologique complexe, ou ses fonctionnalités écologiques, à l'aide d'indicateurs simples et prédéfinis évalués sur le terrain et à partir d'informations cartographiques accessibles publiquement. Ces indicateurs sont généralement combinés sous forme d'indices. Pour des raisons de simplicité, la combinaison se fait généralement de façon additive ou multiplicative mais certaines méthodes combinent les indicateurs de façon hiérarchique, sous la forme d'un arbre de décision conduisant à un indice ou une note finale.

La note obtenue permet de positionner la zone humide évaluée sur un gradient d'intégrité écologique, du plus dégradé au moins dégradé ou sur un gradient de fonctionnalité, décrivant la capacité d'une zone humide à réaliser telle ou telle fonction (par ex. l'épuration des eaux). Les gradients de dégradation sont généralement identifiés à partir de sites de références.

Explorer l'application des méthodes rapides américaines en Isère

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

Déroulement de l'étude

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

1. Sélection de 6 méthodes d'évaluation des pertes et des gains développés pour les zones humides aux États-Unis
2. Evaluation, avec ces méthodes, de l'état d'un jeu de zones humides contrastées
3. Analyse des résultats

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

Une quarantaine de méthodes rapides d'évaluation des zones humides 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'une 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 (*Massachussetts 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.

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'écrêtement 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.

Tableau 1. Tableau comparatif des 6 méthodes d'évaluation rapide des zones humides retenues

	Principe général	Site de référence	Notation	Expérience	Mise en œuvre / Expertise / MC*
Rapid Assessment Method Washington (Calculating Credits and Debits for Mitigation / western WA)	Evaluation fonctionnelle de la qualité de l'eau, de la capacité de stockage et d'écrêtage des crues et de l'habitat pour la faune. Prise en compte du paysage écologique et des bénéfices humains.	Calibrée sur 25 sites de chaque classe HGM.	par fonctions	15 ans d'expérienc e	0,5 jour / - / adaptée au dimensionnement de MC
Uniform Mitigation Assessment Method - UMAM (Florida)	Evaluation fonctionnelle du paysage en tant que soutien pour la faune sauvage et les poissons, l'hydrologie et la structure des communautés végétales.	Référence à la naturalité.	globale	2004	< 1jour / Expertise / adaptée au dimensionnement de MC
Montana Wetland Assessment Method - MWAM (Montana)	Evaluation des fonctions liées à l'habitat, à l'hydrologie, à la qualité de l'eau, à la dissipation des forces érosives et aux chaines trophiques ; de la valeur patrimoniale et récréative.	Référence à la naturalité.	par fonctions	1989	0,5 jour / Expertise / catégorisation
Ohio Rapid Assessment Method - ORAM (Ohio)	Evaluation de l'intégrité biologique basée sur la taille de la zone à évaluer, la présence et l'intensité d'activités anthropiques dans la zone adjacente, l'hydrologie, l'habitat, les communautés animales et la végétation.	Référence à la naturalité.	globale	2001	< 0,5 jour / Expertise / catégorisation
Delaware Rapid Assessment Procedure - DERAP (Delaware)	Mesure de l'intégrité biologique basée sur la présence et l'intensité d'agents perturbants affectant la végétation, l'hydrologie et une zone tampon.	Calibrée sur un modèle statistique.	globale	v.6.0	< 0,5 jour / - / catégorisation
California Rapid Assessment Method - CRAM (California)	Evaluation de l'intégrité biologique en function du paysage écologique, de l'hydrologie, des structures physique et biologique.	Référence à la naturalité.	par fonctions	v.5.0	< 0,5 jour / - / adaptée au dimensionnement de MC

*MC : Mesures Compensatoires. Ce tableau synthétise les points clés des 6 méthodes d'évaluation rapides étudiées. Sont résumés : le principe général avec les objectifs particuliers à chacune des méthodes, le type de référence qui se rapporte au concept de naturalité ou à des sites réels connus, le type de notation, l'expérience en terme de première année de publication ou de numéro de publication, la durée déclarée de l'évaluation, l'importance d'un niveau d'expertise et l'utilisation directe dans le cadre de la compensation (prise en compte du délai et du risque dans la mise en œuvre des mesures compensatoires –non discutée ici)

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 – Collins, et al. 2008) est un bon exemple de méthode déjà aboutie et mise en pratique dans le cadre du *wetland mitigation*. CRAM évalue l'état des zones humides à partir de quatre critères ou attributs (Figure 2). Des indicateurs narratifs sont ensuite convertis en scores numériques et le score total de la zone évaluée est ensuite donné par la somme des notes (rapportées à 100) de chaque critère. L'évaluation ainsi structurée permet de réaliser facilement des comparaisons inter-sites ou avant-après intervention. La méthode CRAM a été élaborée selon un protocole très strict décrit en détail dans Sutula et al. (2006). Une première phase de réflexion autour d'un modèle conceptuel de zone humide a permis d'identifier et de nommer les différents critères qui constituent le squelette de l'évaluation. Une seconde phase de calibration a servi à clarifier le choix des indicateurs et à les calibrer par niveau de priorité inhérent à chaque type de zones humide (riveraine, dépressionnaire….). Enfin, au cours d'une troisième et dernière phase, les résultats obtenus à l'aide de la méthode CRAM ont été comparés à ceux obtenus à l'aide d'évaluations biologiques approfondies (Stein et al. 2009). Ce processus d'élaboration qui a rassemblé à la fois des représentants d'agences fédérales, d'agences d'état, d'experts locaux et de scientifiques a conduit au développement de formulaires d'évaluation propres à chaque type de zones humide : *Riverine, Depressional, Vernal Pool, Estuarine*… Une fois la typologie définie à l'aide d'une séquence fléchée, l'évaluation est conçue pour ne pas dépasser 4 heures sur le terrain pour une équipe de deux personnes.

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

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 correspondant à ces trois variables (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.

Tableau 2. **Plan d'échantillonnage**

Paysage écologique peu dégradé (prairie, forêt jeune, ancien champ…)			
Aménagements des zones humides et conséquences sur l'alimentation en eau (connectivité hydrologique entre le cours principal et la plaine inondable)	*Alimentation de la ZH quasi naturelle : pas d'aménagements hydrauliques de type drains ou digues, dérivations, retenues. La zone humide est naturellement inondée par des écoulements d'eau de surface ou des affleurements de nappe (pour certains aménagements hydrauliques les saisons d'inondation sont déplacés ou retardés ou réduites avec des graves effets sur la végétation*	*Alimentation de la ZH modérée, affectée : petites aménagements de type drains, dérivations, retenues. La zones humide reste néanmoins inondées par des eaux de surface ou des affleurements de de nappe mais avec une moindre intensité ou régularité.*	*Alimentation de la ZH sensiblement affectées : aménagements hydrauliques de type drains, dérivations, retenues, réduisant drastiquement la connectivité hydraulogique entre la ZH et le cours d'eau ou la nappe.*
Roselière	N/A	N/A	N/A
Forêt	7; 11	12	N/A
Prairie	N/A	13	N/A
Paysage écologique modérément dégradé (résidence, parc, jachère, plantations…)			
Roselière	8	5	N/A
Forêt	3		4
Prairie	N/A		6
Paysage écologique fortement dégradé (industries, urbanisation, cultures intensives...)			
Roselière	9	1	N/A
Forêt	10		N/A
Prairie	N/A		2

Les trois enjeux qui constituent les variables du plan d'échantillonnage sont l'hydrologie (fond gris clair), le paysage (fond blanc) et la végétation (fond gris). Les numéros représentent les sites (se référer au **Tableau 3**) Les sites 1 et 5, d'une surface plus grande que les autres, ont permis de recouper les trois types d'habitat envisagées. N/A est mentionné lorsqu'aucun site n'a permis de répondre aux conditions exigés (l'objectif d'avoir suffisamment de site pour représenter au moins un gradient par variable est atteint)

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 réponse des zones humides dans un contexte changeant.

La troisième variable utilisé pour l'échantillonnage est celui du type de végétation. Il permet de tester la réponse des méthodes sur des milieux structuralement 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 communale 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).

	Zone humide évaluée	Latitude	Longitude
1	Marais diversifié à Monfort	2038647	879572
2	Prairie à Montfort	2038647	879670
3	Forêt alluviale de Chapareillan coté Isère	2057248	887221
4	Forêt alluviale de Chapareillan coté Chartreuse	2057258	886897
5	Marais diversifié de la Boucle des Moilles	2036430	848014
6	Prairie de la Boulcle des Moilles	2035999	847301
7	Forêt alluviale de Loyes à Mandret	2015907	831157
8	Roselière de Loyes à Mandret	2015907	831115
9	Roselière du Creux	2012742	830794
10	Forêt alluviale de Côte Chaude	2010879	830543
11	Forêt alluviale du Buclet en rive gauche	2010714	892847
12	Forêt alluviale du Buclet en rive droite	2010349	893283
13	Prairie de la plaine de Bourg d'Oisans	2017772	889733

Tableau 3 : Les 13 sites évalués au cours de l'étude. Latitude et longitude sont en coordonnées Lambert II étendu.

Les sites évalués sont essentiellement de sites gérés ou pour lesquels des inventaires faunistiques et floristiques existent et 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, et les résultats analysés afin d'explorer la capacité des méthodes à discriminer les sites en fonction de leur niveau de dégradation et de tester la cohérence des méthodes entre elles.

Résultats de l'étude

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 testée 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.

Pouvoir discriminant des méthodes

Analyse des scores totaux

Les scores totaux des méthodes CRAM, DERAP, MWAM et ORAM s'échelonnent relativement bien entre sites (Figure 2). 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). 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 praires drainées tandis que les forêts inondables et inondées recueillent les meilleurs scores. Ces premières constations sont vérifiées par le résultat de l'ACP 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.

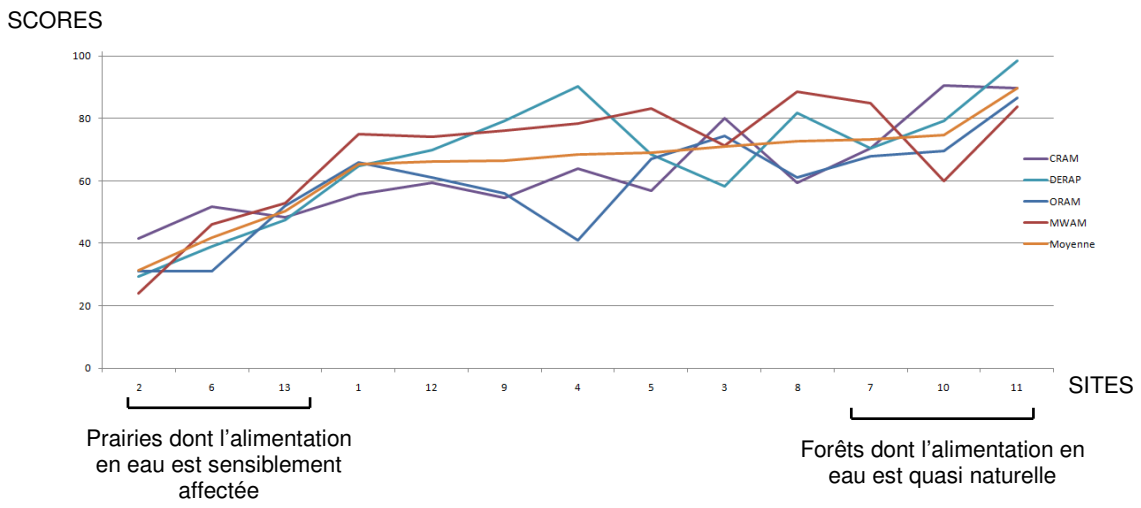

Figure 2 : Les lignes correspondent aux scores obtenus (ordonnée) par les différentes méthodes pour les sites évalués (abscisse). Les sites sont classés dans l'ordre croissant des scores moyens (ligne orange).

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.

Méthode	F	*p*
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}

Tableau 4 : Résultats de l'analyse de variance des scores liés à l'hydrologie en fonction de la classification des sites évalués sur un gradient de modification de l'hydrologie (voir Tableau 2). Les méthodes CRAM, ORAM et UMAM discriminent significativement les sites (*).

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 (Tableau 4) et par l'ACP

dont l'axe 1 (75% de la variance) sépare les sites les plus inondés des sites les moins connectés.

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.

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 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. Les forêts sont situées à l'opposé de l'axe 1 mais sont regroupées avec des sites herbacés dont les roselières.

Cohérence des évaluations

Analyse des 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 erreur-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 entrainant 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 du 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 (Figure 3a). 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).

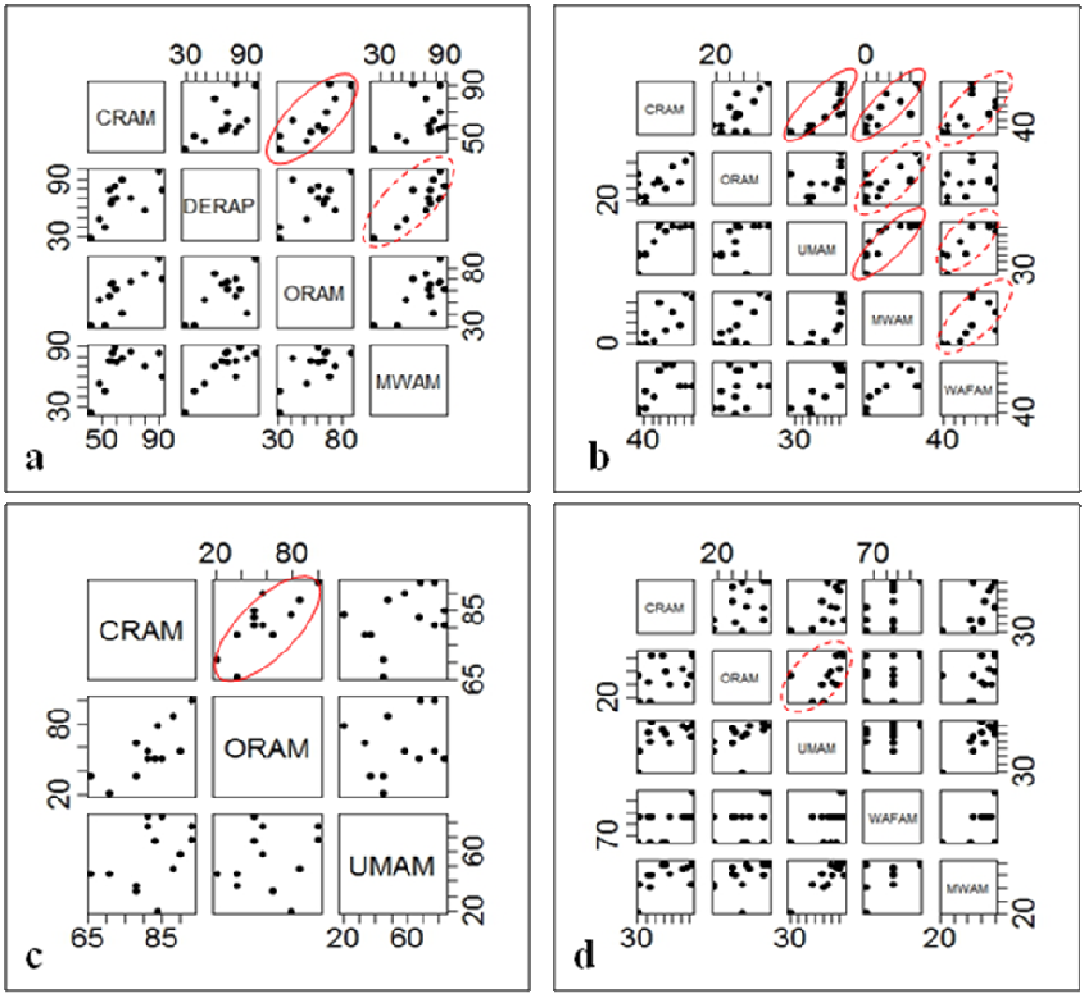

Figure 3 : Relation entre les méthodes pour les scores totaux (a), l'hydrologie (b), le paysage (c) et les habitats (d) avec r>0,7. Toutes les variables ne permettent pas de mettre en évidence les mêmes associations entre méthodes et le même nombre d'association. C'est pour l'hydrologie que les corrélations 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 (ligne continue : $p < 0.005$; ligne interrompue : $p < 0.05$).

Analyse des scores par enjeu

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 (Figure 3b) 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).

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 (Figure 3c) et de l'ACP 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 du au fait que la zone humide évaluée, située dans une ancienne boucle du cours d'eau, est bordée de champs cultivés sur deux cotés, en dehors de la boucle historique.

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) (Figure 3d) 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.

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.

Des méthodes discriminantes mais avec leurs spécificités propres

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 à 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.

Le poids des indicateurs, des indices et des valeurs de référence

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 fonctionnelles seraient loin d'un système « naturel ».

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 (résultats non montrés) 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).

Perspectives pour le développement d'échelles d'équivalence en France

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 18ème 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 pus 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.

Quelle place pour de telles méthodes en France ?

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*.

Plusieurs approches sont possibles pour développer une ou des méthodes « à la française ». Celle de CRAM, présentée par Sutula et al. (2006), est basée sur la consultation d'experts puis la confrontation au terrain. La démarche utilisée pour créer la méthode DERAP du Delaware offre une alternative intéressante. Elle est basée sur l'évaluation approfondie de 250 zones humides de l'état du Delaware puis le choix du modèle statistique le plus parcimonieux

possible permettant de prédire l'état de ces sites à partir de variables décrivant des « agents perturbants » faciles à caractériser sur le terrain.

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.

Des méthodes d'évaluation rapide adaptées aux zones humides françaises devront refléter des choix et des priorités spécifiques en termes de fonctionnalités. Elles devront par exemple être en adéquation avec les enjeux de conservation des zones humides définis dans le cadre des SDAGE ou des trames vertes et bleus (dans les Schémas Régionaux de Cohérence Ecologique - SRCE). Le choix des indicateurs et de leur pondération sera donc une étape déterminante dans le développement de méthodes rapides adaptées au contexte français.

Communication des résultats de l'étude

Les enjeux et les résultats de l'étude ont été diffusés par plusieurs canaux :

- Outre la participation d'AVENIR aux réunions préparatoires de l'étude, les résultats ont été présentés oralement au conseil scientifique du CREN Rhône Alpes (31/03/2011).
- Les enjeux de l'étude, les diverses méthodes utilisées, et l'analyse qui en a été faite, ont été mises en ligne sur un site web ad-hoc crée pour l'étude : http://zh38.pbworks.com. On y trouvera aussi le rapport de stage d'Eugénie Schwoertzig qui a été largement circulé auprès des scientifiques travaillant sur la question de l'équivalence écologique.
- Une note de synthèse sur les méthodes rapides d'évaluation des zones humides a été diffusée auprès des gestionnaires en Isère et en Rhône Alpes ainsi qu'auprès du Ministère en charge de l'Ecologie, dans le cadre de la formulation de la doctrine nationale sur la séquence éviter – réduire – compenser.
- Un article en français a été soumis à la revue Science, Eaux & Territoires du CEMAGREF.

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 methodes 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.

Hough, P. & Robertson, M. M. (2009). Mitigation under Section 404 of the Clean Water Act: where it comes from, what it means. Wetlands Ecology & Management 17: 15-33.

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.

Schwoertzig, E. (2011): Sélection d'indicateurs appropriés à la definition d'échelles d'équivalence écologique. Rapport de Stage M2 Plantes et Environnement, Université de Strasbourg, 37 pp + annexes.

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.

Construction d'échelles d'équivalence écologique applicables aux mesures compensatoires aux impacts sur les zones humides des plaines alluviales du département de l'Isère

Résumé : La règlementation 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. L'étude a montré que les méthodes permettent de discriminer des sites à la fois structurellement et hydrologiquement très différents. Néanmoins, les méthodes ne permettent pas toujours de distribuer les sites selon le même gradient d'état écologique : les sites évalués ne sont pas tous ordonnés de la même façon selon les méthodes...

Les différences entre méthodes dépendent notamment de la valeur accordée aux milieux boisés, qui sont privilégiés dans certaines méthodes du fait de leur caractère « sauvage » en comparaison de milieux maintenus ouverts par des interventions régulières (sans préjuger que celles-ci soient en faveur de telle ou telle espèce cible). Elles dépendent également des diverses manières dont est pris en compte le contexte paysager. Si certaines méthodes ne prennent en considération qu'une bande tampon de quelques mètres de large (méthode ORAM de l'Ohio) d'autres s'intéressent à un "paysage écologique" s'étendant sur plusieurs dizaines de Km2 (méthode UMAM de Floride). On notera aussi que certaines méthodes comme celle de l'état de Washington prennent en compte les bénéficiaires humains lors de l'évaluation de fonctions écologiques (telles que l'écrêtement des crues ou la dépollution des eaux).

Les résultats suggèrent donc qu'une transposition directe des méthodes américaines ne serait pas pertinente en France. Des méthodes d'évaluation rapide adaptées aux zones humides françaises devront refléter des choix et des priorités spécifiques en termes de fonctionnalités. Elles devront par exemple être en adéquation avec les enjeux de conservation des zones humides définis dans le cadre des SDAGE ou des trames vertes et bleus (dans les Schémas Régionaux de Cohérence Ecologique - SRCE).

Le choix des indicateurs et de leur pondération sera évidemment une étape déterminante dans le développement de méthodes rapides adaptées au contexte français. Plusieurs approches sont possibles pour développer une ou des méthodes « à la française ». La méthode Californienne est basée sur la consultation d'experts puis la confrontation au terrain. La démarche utilisée pour créer la méthode DERAP du Delaware offre une alternative intéressante. Elle est basée sur l'évaluation approfondie de 250 zones humides de l'état du Delaware puis le choix du modèle statistique le plus parcimonieux possible permettant de prédire l'état de ces sites à partir de variables décrivant des « agents perturbants » faciles à caractériser sur le terrain.