



LES INDICATEURS DE SUIVIS

BASSIN ARTOIS-PICARDIE

FICHES INDICATEURS



TABLE DES MATIERES

<u>Présentation de la boîte à outils.....</u>	<u>3</u>
<u>Partie 1 : Les indicateurs communs au national</u>	<u>5-72</u>
• Indicateur floristique d'engorgement – I02.....	5-18
• Dynamique hydrologique de la nappe – I03.....	19-29
• Indice floristique de fertilité du sol – I06.....	30-43
• Intégrité du peuplement d'odonates – I10.....	44-72
<u>Partie 2 : Les indicateurs spécifiques au bassin Artois-Picardie....</u>	<u>73-134</u>
• Indicateur Syrph The Net – SYR.....	74-86
• Indicateur Hétérocères – ISH.....	87-111
• Indicateur Coléoptères aquatiques – ICO.....	112-134

Présentation de la boîte à outils

La boîte à outils BIMH-BAP se compose en deux parties :

1. Les indicateurs communs au national (MhéO) : il s'agit d'indicateurs développés nationalement dans le cadre du **programme MhéO** coordonné par la fédération des conservatoires d'espaces naturels. Ce programme vise le **partage et l'harmonisation des suivis et de l'évaluation des fonctions des milieux humides**. Il constitue l'une des actions du plan national en faveur des milieux humides (PNMH). Repris sous la codification « IO », on retrouve ces indicateurs dans d'autres boîtes à outils telles que LigéO (pour le bassin Loire - Bretagne) ou RhoméO (pour le bassin Rhône - Méditerranée).

2. Les indicateurs spécifiques à BIMH-BAP : il s'agit d'indicateurs déployés sur le bassin Artois-Picardie qui font aussi l'objet de déploiements dans d'autres régions mais qui ne sont pas repris dans la boîte à outil MhéO. Testés et validés scientifiquement par le Conservatoire d'espaces naturels des Hauts-de-France, ces indicateurs permettent d'élargir le choix des suivis à disposition des gestionnaires et des maîtres d'ouvrages. Ils contribuent par ailleurs à la réflexion globale pour le déploiement de nouveaux indicateurs à l'échelle nationale.

BIMH-BAP, une action de l'ARB :

BIMH-BAP est identifiée comme une action de l'Agence Régionale de la Biodiversité Hauts-de-France. Elle fait partie de la brique « Connaissance ».

Les enjeux sont :

- sensibiliser à l'importance d'indicateurs partagés pour mieux coordonner les financements des partenaires.
- faciliter la transversalité entre les différentes thématiques de cette brique connaissance (notamment sur le volet SINP).
- communiquer largement auprès des maîtres d'ouvrages sur la nécessité de mettre en place des suivis.
- élaborer un programme de formations à destination des porteurs de projets pour les accompagner sur la prise en main de l'outil et des différents protocoles et indicateurs.



PARTIE 1 : LES INDICATEURS COMMUNS AU NATIONAL (Mhé0)

- Indice floristique d'engorgement 102
- Dynamique hydrologique de la nappe 103
- Indice floristique de fertilité du sol 106
- Intégrité du peuplement d'odonates 110

Travaux basés sur le Collectif RhoMéo (2014)

©Hermant T.

Domaine d'application	Fonction	Compétences / Connaissances
Cet indicateur est applicable à quasiment tous les types de milieux humides .	Hydrologique 	De bonnes compétences en botanique sont nécessaires, au moins sur la flore des zones humides. Quelques compétences dans l'utilisation des logiciels SIG et de la pratique d'analyses statistiques sont nécessaires.

Description rapide de l'indicateur

Les espèces végétales sont plus ou moins adaptées ou tolérantes au niveau moyen de la nappe dans le sol.

*L'optimum de chaque espèce vis-à-vis de ce niveau de la nappe (appelé **valeur indicatrice**) peut être déterminé, comme cela a été fait par Ellenberg et al. (1992) ou encore Landolt et al. (2010).*

La moyenne des valeurs indicatrices des espèces d'un relevé permet d'obtenir le niveau d'engorgement du sol à l'échelle de la placette.

L'indice floristique d'engorgement peut ensuite être calculé à l'échelle du milieu humide comme la moyenne des valeurs obtenues sur les placettes ou à l'échelle de la zone de travaux en considérant uniquement les placettes situées dans cette zone (Collectif RhoMéo, 2014 ; Forum des Marais Atlantiques, 2015).

Échelles d'application

L'indice floristique d'engorgement du sol peut être calculé à l'échelle des placettes, à l'échelle d'une zone de travaux et à l'échelle du milieu humide dans son ensemble. L'idéal étant d'emboîter ces trois échelles spatiales.

Périodicité

Les relevés permettant le calcul de cet indicateur doivent être réalisés à l'optimum de végétation des habitats présents, c'est-à-dire généralement un passage entre mai et juin.

Fréquence

Un relevé tous les 5 à 10 ans est envisagé. Pour un suivi de travaux, un passage tous les 2 ans est préconisé au départ.

Coûts et Moyens nécessaires

La phase de terrain ne demande pas de matériel spécifique hormis les **GPS** (100-150€) et un **décamètre** (10€) ainsi que quelques **piquets** permettant de délimiter les quadrats. Une **flore** (par exemple Flora Gallica 89€) permet l'identification des plantes inconnues sur le terrain. Une **loupe botanique** (20€) est utile pour la détermination de quelques espèces.

Bibliographie

- Forum des Marais Atlantiques, 2015. Malette d'indicateurs de travaux et de suivis en zones humides. Agence de l'eau Loire-Bretagne et Conseil régional des Pays de la Loire, 189 p.
- Collectif RhoMéo, Février 2014, La boîte à outils de suivi des zones humides du bassin Rhône-Méditerranée, Conservatoire d'espaces naturels de Savoie, 147 p. + annexes, version 1.
- GILLET, 2010, Guide d'utilisation de Phytobase 8, base de données phytosociologiques.
- ELLENBERG H., WEBER H., DULL R., WIRTH H., WERNER W. & PAULISSEN D.; 1992. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Ed 3. Scripta Geobotanica
- LANDOLT E. et al., 2010. Flora indicativa. CJB Geneve, Haupt, Berne, 376 p.

Travaux basés sur le Collectif RhoMéo (2014)

©Hermant T.

Description et principes de l'indicateur

Les espèces végétales sont plus ou moins adaptées ou tolérantes au niveau moyen de la nappe dans le sol. L'optimum de chaque espèce vis-à-vis de ce niveau de la nappe (appelé **valeur indicatrice**) peut être déterminé, comme cela a été fait par Ellenberg et al. (1992) ou encore Landolt et al. (2010). **La moyenne des valeurs indicatrices des espèces d'un relevé permet d'obtenir le niveau d'engorgement du sol à l'échelle de la placette.** L'indice floristique d'engorgement peut ensuite être calculé à l'échelle du milieu humide.

comme la moyenne des valeurs obtenues sur les placettes ou à l'échelle de la zone de travaux en considérant uniquement les placettes situées dans cette zone (Collectif RhoMÉO, 2014 ; Forum des Marais Atlantiques, 2015).

Fondements scientifiques de l'indicateur

Pour de nombreuses espèces végétales, la courbe de croissance varie en fonction du niveau moyen (annuel ou estival) de la nappe. Sur cette courbe, un optimum du niveau d'eau peut généralement être observé, il correspond à la valeur indicatrice de l'espèce pour le niveau d'engorgement du sol. Des valeurs indicatrices sont disponibles pour différentes régions géographiques : Ellenberg pour l'Europe centrale (indice variant de 1 à 12), Landolt pour la Suisse (1 à 5 avec des sous-niveaux), Hill pour la Grande-Bretagne.

En Artois-Picardie, la gamme de valeurs utilisée s'étend de 1 à 5. Elle est adaptée de Landolt et al. et a été établie par le CBN de Bailleul (CBNBI, 2018).

Sur une placette, l'indice floristique d'engorgement du sol (**He**) est calculé comme la moyenne des valeurs indicatrices des espèces végétales présentes, pondérées par le taux de recouvrement de l'espèce sur la placette :

$$He = \frac{\sum(r_{ij} * x_i)}{\sum(r_{ij})}$$

Avec r_{ij} le taux de recouvrement de l'espèce i dans la placette j et x_i la valeur indicatrice de l'espèce i .

Il n'est pas obligatoire d'utiliser le taux de recouvrement des espèces. Dans ce cas, l'indice est simplement calculé comme la moyenne des valeurs indicatrices des espèces présentes.

Dans ce cas, les valeurs obtenues sont alors plus ou moins différentes mais utilisables comme indicateurs de suivi. La corrélation entre les valeurs indicatrices moyennes et le niveau moyen de la nappe est très bien démontré (PAUTOU, 1970 ; SHAFFERS & SIKORA, 2000; WITTE & VON ASMUTH, 2003; DIEKMANN, 2003). Les effets du drainage (TER BRAAK & WIERTZ, 1994) ou de la ré-hydratation (OOMES et al., 1996) ont été suivis par ce type d'indicateur.

Domaine d'application

Cet indicateur est applicable à quasiment **tous les types de milieux humides**, hormis certains milieux où l'engorgement des sols est trop fugace (mares temporaires, mouillères) ou vraiment trop profond (milieux alluviaux fortement perturbés du point de vue des hauteurs de la nappe).

Limites

Les principales limites de l'analyse des données sont liées à **la taille des échantillons**. En effet, afin d'obtenir des résultats statistiquement robustes, il faudrait disposer d'un jeu de données conséquent (plusieurs centaines de relevés) ce qui, en pratique, se révèle souvent difficile à mettre en œuvre en raison du temps nécessaire à la récolte des données, et du temps imparti pour la mise en œuvre des protocoles. De ce fait, les résultats obtenus sont rarement significatifs statistiquement, mais ils permettent quand même de **décrire les observations réalisées et de rendre compte des grandes tendances observées**.

Travaux basés sur le Collectif RhoMéo (2014)

©Hermant T.

Protocole de mise en place

Description et principe du protocole

La flore d'un site est évaluée grâce à la réalisation d'inventaires sur des placettes réparties de façon à être le plus représentatif du milieu humide ou du site concerné. Les placettes sont disposées à intervalles réguliers le long de transects. Sur chaque placette, l'ensemble des espèces présentes est noté et leur recouvrement estimé (Collectif RhoMéo, 2014). La localisation des placettes et des transects est mesurée à l'aide d'un GPS et reporté ensuite sur un système d'information géographique (SIG).

Etape 1 : Localisation du ou des transects

Une **étude préalable** des données cartographiques disponibles sur la zone humide considérée (cartes de végétations, les cartes topographiques, photographies aériennes) doit orienter le **positionnement des transects** en fonction du périmètre de la zone de travaux et des espaces adjacents potentiellement impactés pendant et après les travaux. Pour les zones de travaux concernant un fort gradient hydrique, il est parfois plus simple de positionner ces transects perpendiculairement à ce gradient (exemple : transect perpendiculaire au cours d'eau). Pour cet indicateur, les relevés doivent être réalisés au stade de l'optimum d'expression de la végétation, période durant laquelle un maximum d'espèces peuvent être détectées et déterminées (entre mi-mai et fin août dans le nord de la France). Les coordonnées GPS des points de départ et d'arrivée des transects sont enregistrées et notées.

Etape 2 : Taille et positionnement des placettes le long du ou des transects



Le nombre et l'espacement des placettes disposées sur le ou les transects sont en fonction des caractéristiques du site, de la zone impactée, des objectifs de suivi et des travaux menés. Les placettes sont régulièrement disposées sur les transects, espacées d'une **distance fixe comprise entre 20 et 50 m**. Les coordonnées GPS de chacune des placettes sont enregistrées et notées. La taille des placettes varie en fonction du type de végétation ciblé par la restauration. Pour les **milieux ouverts** (prairies, mégaphorbiaies), l'aire des relevés est de 25 m². Pour les **roselières, cariçaies et fourrés**, on choisira une aire minimale de 100 m². Enfin pour les **boisements**, l'aire des relevés est de 400 m².

On choisira de préférence des placettes carrées (5x5, 10x10 ou 20x20m), mais il est possible d'en modifier la forme, tout en conservant la même aire de relevé, afin de réaliser les relevés dans une végétation homogène. Ces modifications doivent être mentionnées sur la feuille de terrain. Pour étudier l'effet de la restauration sur la zone humide, il est primordial de positionner des transects « témoins », hors zone d'impact des travaux. Des placettes complémentaires peuvent éventuellement être ajoutées en dehors des transects pour mieux couvrir une zone de travaux (voir carte ci-dessus).

Travaux basés sur le Collectif RhoMéo (2014)

©Hermant T.

Etape 3 : Informations à relever sur le terrain à l'échelle des placettes

Les informations suivantes sont à noter : **la date du relevé, le nom du site d'étude, le nom de la commune, l'identifiant de la placette et celui du transect, les coordonnées GPS de la placette et l'altitude, et enfin la superficie du relevé.** Sur chaque placette, il faut noter les espèces observées. Pour chaque espèce observée, il faut également noter le coefficient d'abondance-dominance adapté de Braun-Blanquet ainsi que la strate de végétation au sein de laquelle l'espèce a été observée : muscinale, herbacée, sous-arbustive, arbustive et arborée. Chaque placette donne lieu au remplissage d'une fiche terrain qui contient les informations listées ci-dessus. Une fiche terrain type issue de la boîte à outils RhoMÉO est disponible en fin de document.

Etape 4 : Saisie des données

Les données récoltées sur le terrain sont reprises dans des fichiers informatiques qui faciliteront ensuite les calculs des indices et leur bon partage dans le cadre du SINP. Les données peuvent aussi être saisies dans une base de données naturalistes.

Etape 5 : Calcul des indices à diverses échelles

A l'aide de la méthode expliquée par la suite, les calculs des valeurs de l'indice à l'échelle de la placette puis du site sont obtenus.

Etape 6 : Report des résultats sur SIG

Pour apprécier visuellement la répartition des valeurs de l'indice obtenues sur les différentes placettes au sein de la zone humide étudiée et pour aider à leur analyse, la valeur calculée pour chaque placette est renseignée dans une table attributaire dans un système d'information géographique (SIG). Des cartes peuvent alors être élaborées illustrant les résultats obtenus.

Etape 7 : Analyses statistiques

Cette analyse est effectuée lorsque deux relevés espacés de 5 ans par exemple ont été réalisés sur le même site et sur les mêmes transects et placettes. Les calculs à mener sont explicités dans une rubrique suivante.

Représentativité des données

Précision et représentativité de l'information collectée

D'après le collectif RhoMÉO (2014), la variabilité spatiale est faible à l'échelle de la placette et très faible à nulle à l'échelle du site

La principale source d'erreurs de ce protocole est la **détermination des espèces**. De bonnes compétences en botanique (*a minima* sur la flore des milieux humides) sont nécessaires. Il faut également essayer de limiter au maximum le nombre d'opérateurs différents effectuant les relevés afin de minimiser la part de subjectivité et l'hétérogénéité liées à l'attribution des coefficients d'abondance-dominance.

La définition du plan d'échantillonnage est une étape capitale pour s'assurer d'une bonne représentativité de l'information collectée vis-à-vis des objectifs du suivi.

Dans le cas où les effets des travaux sont évalués à l'échelle globale (site, zone d'influence), il convient de ne pas privilégier certains habitats au détriment d'autres, plus largement représentés, et indicateurs des caractéristiques écologiques du site (exemple, végétations arbustives et forestières si les travaux visent à restaurer des conditions hydrologiques particulières). Dans le cas où la zone d'impact des travaux concerne un type de milieu en particulier, l'échantillonnage peut être réduit à la végétation-cible (se limiter aux milieux ouverts par ex. si les travaux les visent).

Travaux basés sur le Collectif RhoMéo (2014)

©Hermant T.

Opérationnalité de la collecte

Compétences requises

De bonnes compétences en botaniques sont nécessaires, au moins sur la flore des milieux humides. Quelques compétences dans l'utilisation des logiciels SIG et de la pratique d'analyses statistiques sont nécessaires.

Impact du niveau de compétences

L'effet des erreurs de détermination ou des omissions d'espèces peut être évalué par des données bibliographiques : ainsi l'omission de 80% des espèces les moins abondantes affecte très peu les valeurs diagnostiques. Par contre, les erreurs de détermination sur les espèces abondantes peuvent avoir un impact assez fort (Collectif RhoMéo, 2014).

Temps moyen de collecte des données sur le terrain

Selon la superficie du territoire prospecté et du nombre et de la taille des transects, le temps moyen de collecte (relevé de végétation) varie. Dans une situation optimale (30 placettes minimum par site), il faut compter **3 à 4 jours selon l'éloignement, la complexité et la taille du site.**

Temps de validation et de saisie de données

La saisie des données dans un fichier informatique dépend du nombre de données récoltées et du nombre de placettes effectuées. Dans une situation optimale (30 placettes minimum par site) il faut compter **1 à 1,5 jour par site.**

Coûts et Moyens nécessaires

La phase de terrain ne demande pas de matériel spécifique hormis les **GPS (100-150 €)** et un **décamètre (10 €)** ainsi que quelques piquets permettant de délimiter les quadras. Une **flore (Flora Gallica 89 €)** permettent l'identification des plantes inconnues sur le terrain. Une **loupe botanique (20 €)** est utile pour la détermination de quelques espèces.



Travaux basés sur le Collectif RhoMéo (2014)

©Hermant T.

Analyses et interprétations des résultats

Le principe de cet indicateur est d'évaluer le niveau d'engorgement du sol grâce aux espèces végétales observées. Cet indicateur est calculé à l'échelle de la placette et à l'échelle de la zone humide étudié. Les valeurs et graphiques permettant de résumer l'information de cet indicateur sont la valeur indicatrice par placette et la note moyenne de l'ensemble de la zone étudiée, l'histogramme de répartition des placettes selon leur valeur indicatrice, et l'histogramme des occurrences des espèces selon leur valeur indicatrice.

Méthode de calcul

Calcul de l'indice

Pour chacune des espèces présentes sur un relevé, correspond une valeur indicatrice d'engorgement du sol (**valeur de Landolt**). Dans le bassin Artois-Picardie, la valeur à utiliser est celle adaptée de Landolt et établie par le CBN de Bailleul. Lorsqu'il est attribué plusieurs valeurs à une espèce, la valeur retenue pour le calcul est la moyenne des valeurs. Par exemple une espèce dont les valeurs d'engorgement sont 1-2, la valeur retenue est 1,5. Le calcul de la moyenne de ces valeurs indicatrices par relevé, en prenant en compte (ou non) le recouvrement de chaque espèce, permet d'obtenir la valeur de l'indicateur floristique d'engorgement « He » par relevé. $He = \sum(r_{ij} * x_i) / \sum(r_{ij})$ Avec r_{ij} le taux de recouvrement de l'espèce i dans la placette j et x_i la valeur indicatrice de l'espèce i .

Dans le cas d'une espèce présente sur plusieurs strates, seul le recouvrement maximal sera retenu dans le calcul de l'indicateur. Pour calculer cet indice à l'échelle du site, on prendra la moyenne (Forum de Marais Atlantiques, 2015) des indices floristiques d'engorgement du sol des relevés réalisés sur ce site. Il est conseillé d'évaluer séparément, lorsqu'ils existent sur le site, les compartiments aquatiques des compartiments terrestres ou amphibies.

Présentation des résultats

Pour chacune des placettes, un tableau doit présenter les noms des espèces relevées, leur indice de recouvrement selon Braun-Blanquet, et leur valeur indicatrice d'engorgement de Landolt et al. adaptée et établie par le CBN de Bailleul. L'indice floristique d'engorgement du sol sera aussi présenté pour chaque placette, ainsi que pour chaque zone étudiée.

Analyse des tendances d'évolution

Le calcul de la moyenne des valeurs diagnostiques des relevés permet d'évaluer la tendance globale à l'échelle de la zone d'étude. La variabilité peut également être calculée et représentée par le biais d'histogrammes. On représentera le nombre de placettes par valeur de l'indice floristique d'engorgement : pour cela, des classes de valeurs diagnostiques sont définies et le nombre de placettes dans chaque classe est figuré. La variabilité peut également être figurée par un histogramme des occurrences pour chaque valeur indicatrice, à l'échelle de la parcelle. L'analyse de ces histogrammes et leur comparaison entre deux relevés temporels (5 ans par exemple) permet de voir si les distributions sont symétriques ou unimodales. Si c'est le cas, un test statistique d'évolution de la tendance centrale (médiane, moyenne ou mode) peut être mis en place. Sinon l'évolution sera basée sur le calcul d'un indice semi-statistique d'évolution et sur la comparaison de l'écart observé entre les deux relevés (par exemple s'il y a une répartition bimodale à un des deux relevés) (Collectif RhoMÉO, Février 2014).

Travaux basés sur le Collectif RhoMéo (2014)

©Hermant T.

Clés d'interprétation de la note indicatrice

Interprétation des résultats lors du premier relevé

La valeur de l'indice calculé a une corrélation positive avec le niveau d'engorgement du sol. Les valeurs de l'indice varient de 1 à 5 et plus la valeur de l'indice est élevée, plus le sol est engorgé et plus la végétation sera caractéristique de sols souvent ennoyés. Cet indicateur permet d'estimer le niveau d'eau du sol selon les relevés du couvert végétal. Cependant le niveau d'eau du sol peut être naturel ou anthropique. Il sera donc important de croiser les résultats obtenus par cet indicateur avec les niveaux d'eau relevés sur le site si des sondes limnimétriques ou piézométriques ont été installées ou si des travaux hydrauliques ont été entrepris sur ou à proximité de la zone étudiée.

Analyse de la significativité de l'écart observé entre deux relevés espacés dans le temps

Pour un suivi dans le temps, il faudra s'assurer que les calculs sont effectués sur les mêmes couples de placettes. Trois méthodes permettent d'analyser la significativité de l'écart observé entre deux dates :

1. **La comparaison de l'écart observé avec l'erreur moyenne à l'échelle d'un site**, estimé à 0.3 en présence/absence et 0.4 avec prise en compte du recouvrement des espèces. Pour être significatif, l'écart observé doit être supérieur à l'erreur moyenne.
2. **Le calcul de l'écart global entre les occurrences observées et les occurrences attendues (calcul du coefficient V de Cramer)** (Collectif RhoMÉO, Février 2014). Pour être significatif, ce coefficient, qui varie de 0 à 1, doit être supérieur à 0.1.
3. **La comparaison statistique des valeurs des placettes avec le test non paramétrique des rangs de Wilcoxon** : afin d'évaluer si les différences ou similitudes constatées sont effectivement significatives.

L'évolution d'un site est considérée probante lorsqu'au moins deux de ces trois méthodes donnent des résultats significatifs.

Liens possibles avec d'autres indicateurs de la BIMH BAP

- **Indicateur floristique de fertilité** : Lors de l'analyse les valeurs calculées pour les deux indices floristiques sur les mêmes placettes peuvent être croisées pour apprécier la répartition des placettes selon ces deux valeurs.
- **Indicateur pédologique** : Lien possible
- **Indicateur piézométrique** : Des liens peuvent être réalisés avec les résultats obtenus avec l'indicateur piézométrique dans la compréhension de possibles variations constatées dans le temps.

Structuration des données et bancarisation

Le jeu de données

Les relevés effectués sont consignés dans un tableur comprenant les relevés en colonnes et les espèces en lignes. Les données sont rentrées en coefficients de Braun-Blanquet. La conversion en recouvrement se fait selon un tableau de correspondance. Les recouvrements bruts sont ensuite convertis en recouvrements relatifs de façon à ce que la somme des recouvrements sur un relevé soit égale à 100% (voir table de correspondance en annexe).

Les données sous SIG

Pour la cartographie, il est possible de créer une couche de points présentant les placettes de relevés et d'y associer, dans la table attributaire, les valeurs des indices floristiques d'engorgement du sol.

Travaux basés sur le Collectif RhoMéo (2014)

©Hermant T.

Opérationnalité de l'analyse et de l'interprétation

Temps de calcul des valeurs de l'indice et des analyses statistiques

En l'absence d'outil de calcul automatique, le temps moyen de calcul des indices à différentes échelles est de 1 jour (année n). Le **temps d'analyse statistique et d'interprétation des données entre deux relevés est estimé entre 1 à 2 jours** en complément du jour de calcul des indices à différentes échelles à l'année n+5. Au total, nous estimons le temps de calcul de l'indice pour deux relevés espacés dans le temps (5 ans par exemple) à 3 jours environ.

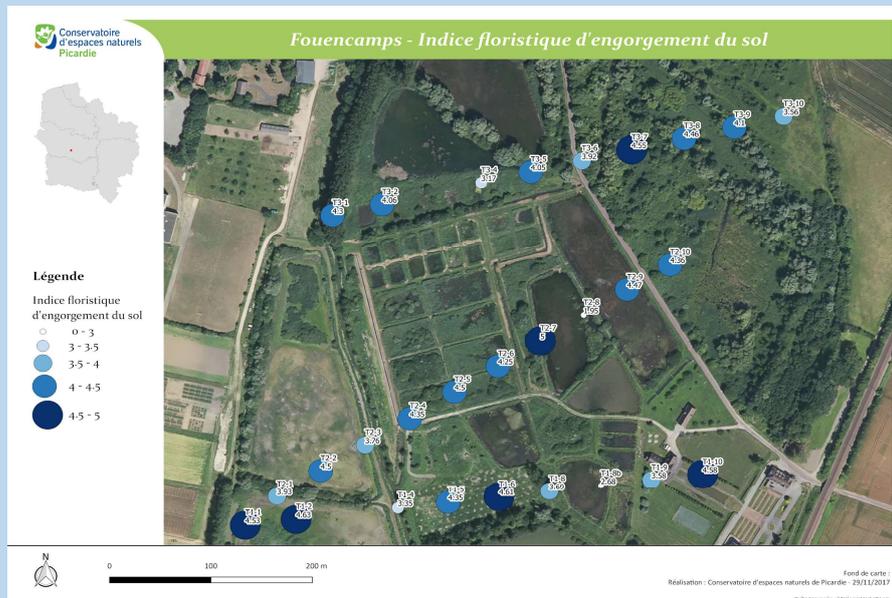
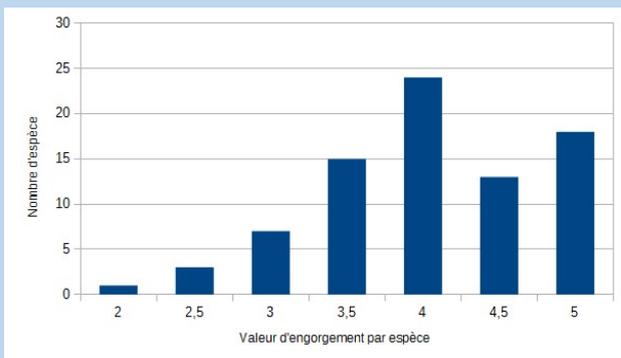
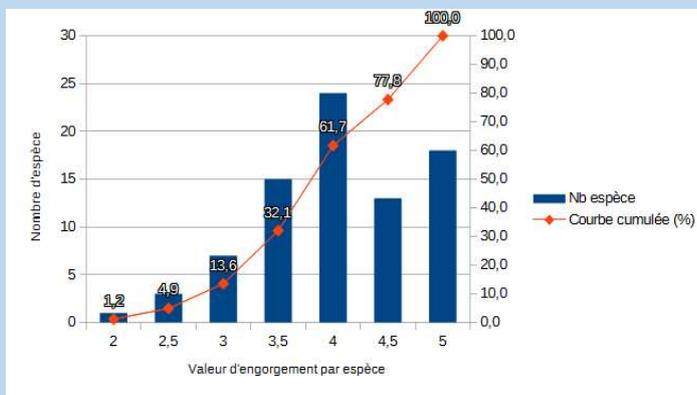
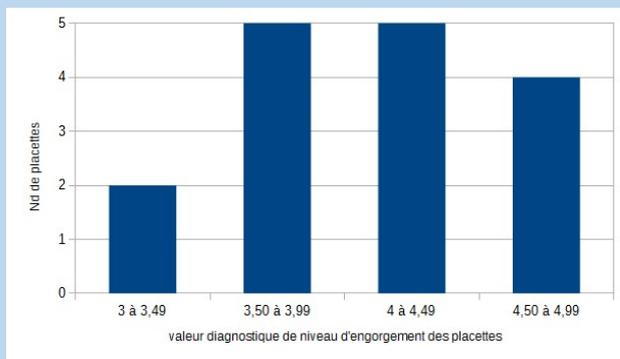
Temps de réalisation des cartes sous SIG

Le **temps moyen d'élaboration de cartes sous SIG est de 0,5 jour** pour une année de relevé sur un site (année n) soit un jour au total pour deux années de relevés (n et n+5).

Estimation du temps global pour l'analyse et l'interprétation

Au total le temps moyen estimé pour un site serait de 4 jours pour un site bénéficiant de deux séries de relevés (années n et n+5).

Exemples de représentations graphiques et cartographiques





©Hermant T.

Bibliographie

- Collectif RhoMéo, Février 2014, La boîte à outils de suivi des zones humides du bassin Rhône-Méditerranée, Conservatoire d'espaces naturels de Savoie, 147 p. + annexes.
- Conservatoire botanique national de Bailleul, 2018 - Spectre écologique des plantes vasculaires (Ptéridophytes et Spermatophytes) pour la Haute-Normandie, le Nord - Pas de Calais et la Picardie. Référentiel écologique des plantes vasculaires de DIGITALE. DIGITALE (Système d'information floristique et phytosociologique) [Serveur]. Bailleul : Conservatoire botanique national de Bailleul, 1994-2017 (extraction: 2018)
- ELLENBERG H., 1988, Vegetation ecology of Central Europe. Cambridge: Cambridge University Press.
- ELLENBERG H., WEBER H., DULL R., WIRTH H., WERNER W. & PAULISSEN D., 1992. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropas. Ed 3. Scripta Geobotanica 18 : 1-258.
- Forum des Marais Atlantiques, 2015, Malette d'indicateurs de travaux et de suivis en zones humides. Agence de l'eau Loire-Bretagne et Conseil régional des Pays de la Loire, 189 p.
- FRANCEZ A-J., BOCK B., FARIBAULT C., HAMON D., TOULLEC H., 1999, Tourbières et marais tourbeux de Picardie : inventaire, typologie, élaboration de stratégies de gestion, fiches sites, 96p.
- FRANCEZ A-J., BOCK B., FARIBAULT C., HAMON D., TOULLEC H., 1999, Tourbières et marais tourbeux de Picardie : inventaire, typologie, élaboration de stratégies de gestion, fiches sites, 96p.
- JULVE P., 1998, Baseflor, index botanique, écologique et chronologique de la flore de France, <<http://philippe.julve.pagesperso-orange.fr/catminat.htm>>
- GILLET, 2010, Guide d'utilisation de Phytobase 8, base de données phytosociologiques.
- LANDOLT E. et al., 2010. Flora indicativa. CJB Genève, Haupt, Berne, 376p.



©Hermant T.

Annexes

Pression d'échantillonnage

Source : Collectif RhoMÉO, Février 2014

Taille du site en hectare	Nombre d'habitats	Nombre minimum de relevés	Densité minimale de relevés à l'hectare
1 ha		3	3
Entre 1 et 10 ha	<5	5	0,5
	≥5	10	1
Entre 10 et 50 ha	<5	10	0,2
	≥5	20	0,4
Entre 50 et 200 ha	<10	20	0,1
	≥10	40	0,2
Plus de 200 ha	<10	50	≈0,06
	≥10	60	≈0,07

Calcul du coefficient V de Cramer

Source : Collectif RhoMÉO, Février 2014

La question posée: Les occurrences des valeurs d'indice suivent-elles une distribution identique entre l'année 1 et l'année n du suivi ? Autrement dit, y-a-t-il un lien (ou dépendance) entre les valeurs des indices et les années ?

Pour cela, on doit comparer nos données à un jeu de données simple à calculer et qui représente le nombre d'occurrences d'espèces ayant une valeur indicatrice en cas de distribution identique entre les deux années : c'est le jeu de données attendu s'il n'y avait aucune différence de distribution. Dans le cas attendu, les occurrences ne dépendent que de la fréquence relative de la valeur indicatrice et du nombre d'observations de l'année concernée (pour la méthode précise de calcul, voir les exemples ci-dessous).

On calcule ensuite l'écart global (appelé Khi^2) entre les occurrences observées et les occurrences attendues comme :

$$Khi^2 = \left(\sum \frac{(\text{occurrences observées})^2}{\text{occurrences attendues}} \right) - \text{effectif total}$$

Plus la valeur est élevée, plus l'écart entre valeurs attendues et observées est fort, et donc, plus les occurrences des valeurs indicatrices sont différentes entre les années. En théorie, cette valeur suit une loi du Khi^2 et on peut tester statistiquement si la valeur observée est compatible avec l'hypothèse d'indépendance entre les valeurs et les années.



Annexes

Calcul du coefficient V de Cramer (suite)

Mais, comme les placettes sont appariées et que les individus statistiques ne sont pas clairement définis, le test statistique n'est pas applicable. Un coefficient normalisé (qui ne dépend pas du nombre de catégories ni de l'effectif total) dérivé de la valeur du Khi^2 , **appelé coefficient V de Cramer**, est donc calculé pour évaluer le niveau d'association entre les occurrences des valeurs indicatrices et les années. Il vaut 0 si les effectifs sont égaux (ou proportionnels) et tend d'autant vers 1 que les occurrences sont dissemblables entre les années. Empiriquement, on qualifie le niveau d'association entre années et occurrences de :

- association forte si $V > 0.5$
- association modérée si V compris entre 0.3 et 0.5
- association faible si V compris entre 0.1 et 0.3
- pas d'association si $V < 0.1$

Attention, les valeurs fortes indiquent une association, c'est-à-dire une dépendance, entre années et valeurs indicatrices, et non pas entre années. Autrement dit, plus l'association est forte, moins la « corrélation » entre années est bonne, c'est-à-dire que la répartition relative des occurrences de valeurs indicatrices est très différente et l'évolution du site significative.

Application au niveau d'engorgement

Exemple : site des Mièges (74) ; les données disponibles pour 2010 sont les données réelles, celles pour 2015 ont été obtenues en simulant une augmentation globale de 1%. Pour calculer le nombre d'occurrences attendues en 2010 pour la valeur indicatrice 5, on procède ainsi :

- on a 41 occurrences de la valeur 5 toutes années confondues et 293 observations en 2010, pour un effectif total cumulé sur les deux années de 564 observations ;
- le nombre d'occurrences attendu en cas d'indépendance est donc de $41 \cdot 293 / 564 = 21.3$

Lorsque les effectifs attendus d'une valeur indicatrice sont inférieurs à 5, il est préférable de regrouper des valeurs indicatrices en sommant les effectifs.

Valeur indicatrice	Occurrences 2010 observées	Occurrences 2015 observées	Totaux occurrences observées	Occurrences 2010 attendues	Occurrences 2015 attendues
3 et 4	14	20	34	17,66	16,34
5	16	25	41	21,30	19,70
6	41	55	96	49,87	46,13
7	107	85	192	99,74	92,26
8	82	71	153	79,48	73,52
9	33	15	48	24,94	23,06
Total	293	271	564	293	271

On calcule ensuite l'écart global (appelé Khi^2) entre les occurrences observées et les occurrences attendues comme :

$$K_{hi^2} = \left(\left(\frac{14^2}{17,66} \right) + \left(\frac{16^2}{21,3} \right) + \dots + \left(\frac{33^2}{24,94} \right) + \left(\frac{20^2}{16,34} \right) + \dots + \left(\frac{15^2}{23,06} \right) \right) - 564 = 14,30$$

On calcule le V de Cramer comme :

$$V = \sqrt{[K_{hi^2} / ((\text{effectif total}) * (\text{minimum}(\text{ligne} - 1; \text{colonnes} - 1)))]}$$

Soit avec 6 lignes et 2 colonnes (minimum = 2 donc, minimum-1 = 1)

$$V = \sqrt{14,3/564} = 0,159$$

Il existe une liaison entre les occurrences des valeurs indicatrices et les années, c'est-à-dire que les occurrences ne sont pas réparties de manière identique entre les deux années, mais cette liaison est faible.



Annexes

Test des rangs signés Wilcoxon

Source : Collectif RhoMÉO, Février 2014

La question posée : Existe-t-il une différence de distribution des valeurs de fertilité entre les deux dates de suivi ? Autrement dit, observe-t-on des valeurs inférieures ou supérieures de fertilité (on parle de test bilatéral car il ne préjuge ni de l'un ni de l'autre) à une date donnée par rapport à l'autre ou, au contraire, ces valeurs sont-elles homogènes ?

Pour cela, on utilise le test des rangs signés de WILCOXON. Il est fondé non sur les valeurs mais sur leurs rangs, ce qui permet de s'affranchir des problèmes de non normalité et de non symétrie et est surtout peu sensible aux données extrêmes, tout en étant suffisamment puissant (efficacité d'environ 95 % par rapport au test t de Student et supérieure à 100 % pour des distributions non normales, asymétriques ou assez fortement étalées). Ce test suppose que les placettes sont suffisamment bien pour pouvoir considérer les couples de placettes comme appariées (non indépendantes). relocalisées

Soit n le nombre de placettes pour lesquelles on a des relevés pour les deux années. On calcule l'écart observé entre la première date et la seconde, puis on classe ces écarts de la plus petite valeur vers la plus grande, sans tenir compte du signe, et on leur attribue le rang correspondant. Si deux placettes ont la même valeur, elles sont exclues du calcul et on réduit l'effectif de 1.

Pour les écarts, si on a des *ex-aequo*, on leur attribue le rang moyen. On calcule ensuite la somme des rangs des écarts positifs d'une part, et celle de la somme des rangs des écarts négatifs d'autre part. Si les deux distributions sont identiques ou voisines, ces sommes sont proches de $n(n+1)/4$, soit 105 dans les exemples ci-dessous (où $n = 20$), et plus l'une ou l'autre des sommes est différente de cette valeur attendue, plus l'écart observé sera significatif.

Des valeurs critiques sont disponibles sur : <http://www.cons-dev.org/elearning/stat/Tables/Tab5.html>.

Lorsque les effectifs sont suffisants (au moins 25 placettes par date), une approximation normale est applicable.

Application à l'indice de niveau d'engorgement

Placette	Valeur 2010	Valeur 2015	Écart	Écart absolu	Rang « + »	Rang « - »
1	7,038	6,622	0,416	0,416	7	
2	7,179	6,530	0,649	0,649	11	
3	7,038	7,131	-0,093	0,093		4
4	7,125	6,444	0,681	0,681	12	
5	7,154	6,541	0,613	0,613	9	
6	8,333	7,279	1,054	1,054	16	
7	5,821	5,331	0,490	0,490	8	
8	7,273	6,235	1,038	1,038	15	
9	7,750	7,456	0,295	0,295	5	
10	7,333	7,355	-0,022	0,022		1,5
11	7,348	7,350	-0,002	0,002		1,5
12	7,550	7,521	0,029	0,029	3	
13	7,154	6,540	0,614	0,614	10	
14	7,125	6,333	0,792	0,792	14	
15	7,750	7,022	0,728	0,728	13	
16	7,778	6,555	1,223	1,223	19	
17	7,800	6,702	1,098	1,098	17	
18	7,857	6,666	1,191	1,191	18	
19	7,867	6,542	1,325	1,325	20	
20	6,258	5,855	0,403	0,403	6	

Dans notre cas, les sommes des rangs positifs et négatifs sont égales à 203,0 et 7,0 respectivement.

Pour un test bilatéral et avec un effectif de 20, les valeurs limites sont de 52 et 37 pour un risque de 5 % et 1 % respectivement. Comme la plus petite des sommes (7 pour les rangs négatifs) est inférieure aux valeurs critiques, on rejette l'hypothèse d'égalité des distributions tant au niveau de 5 % qu'à celui de 1 %.



©Hermant T.

Annexes

Table de correspondance Recouvrement / Valeur d'Abondance

Seuil de recouvrement de Braun-Blanquet	Signification	Taux de recouvrement médian retenu pour le calcul de l'indicateur
5	Recouvrement supérieur aux $\frac{3}{4}$ (75 %) de la surface, abondance quelconque	87.5
4	Recouvrement de $\frac{1}{2}$ (50 %) à $\frac{3}{4}$ (75 %) de la surface, abondance quelconque	62.5
3	Recouvrement de $\frac{1}{4}$ (25 %) à $\frac{1}{2}$ (50 %) de la surface, abondance quelconque	37.5
2	Individus très nombreux (> 100 individus) mais recouvrement < 5 %, ou nombre d'individus quelconque mais recouvrement de 5 à 25 %	15
1	Individus nombreux (de 20 à 100 individus) mais recouvrement < 1 %, ou nombre d'individus quelconque mais recouvrement de 1 à 5 %	2.5
+	Peu abondant, recouvrement très faible	1
r	Très peu abondant, recouvrement très faible	1
i	individu unique	1

Exemple de fiche terrain pour la flore

Source : Collectif RhoMéO, Février 2014

SITE

Id. _____ Nom _____

Date ____/____/____ Observateur _____

POINT D'OBSERVATION

Altitude _____ m

Coordonnées X= _____ Y= _____

RELEVÉ FLORISTIQUE

N° de relevé _____

Surface du relevé (m²) _____

Relevé emboîté
N° du relevé de taille supérieure _____

Durée d'observation _____

- 1 - situation terrain plat en pente faible moyenne forte
- 2 - Exposition N NW W SW S SE NE E

Structure de la végétation		Recouvrement (%)	Hauteur (m)
Strate arborée (A)			
arborescente (a)			
sous-arborescente (sa)			
herbacée (h)			
muscinale (m)			

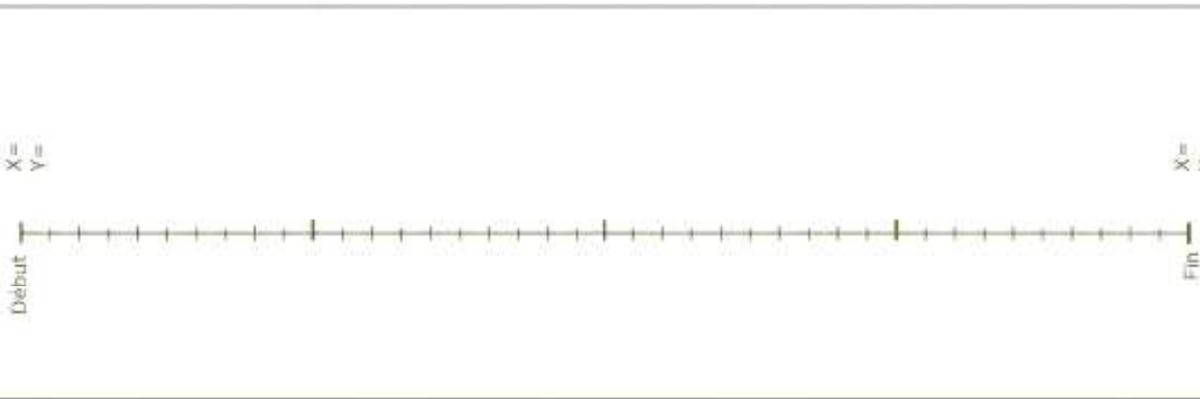
Physionomie (cocher)	
<input type="checkbox"/> AL	<input type="checkbox"/> BM
<input type="checkbox"/> AQ	<input type="checkbox"/> HM
<input type="checkbox"/> EC	<input type="checkbox"/> GH
<input type="checkbox"/> EX	<input type="checkbox"/> MC
<input type="checkbox"/> FO	<input type="checkbox"/> PH
<input type="checkbox"/> RB	<input type="checkbox"/> MG
<input type="checkbox"/> CN	
placette (2 x 2)	(4 x 4)
surface 4	16
	49
	225
	225

Description du milieu (en français)

Remarques diverses

N° de transect _____

Inscrire les relevés et sondages pédoécologiques
noter la distance entre les
différents habitats et les codes CB



Espace et sous-espèce		Strate Abond (A, a, sa, h, m)	Espace et sous-espèce		Strate Abond (A, a, sa, h, m)
01		<input type="checkbox"/>			
02		<input type="checkbox"/>			
03		<input type="checkbox"/>			
04		<input type="checkbox"/>			
05		<input type="checkbox"/>			
06		<input type="checkbox"/>			
07		<input type="checkbox"/>			
08		<input type="checkbox"/>			
09		<input type="checkbox"/>			
10		<input type="checkbox"/>			
11		<input type="checkbox"/>			
12		<input type="checkbox"/>			
13		<input type="checkbox"/>			
14		<input type="checkbox"/>			
15		<input type="checkbox"/>			
16		<input type="checkbox"/>			
17		<input type="checkbox"/>			
18		<input type="checkbox"/>			
19		<input type="checkbox"/>			
20		<input type="checkbox"/>			
21		<input type="checkbox"/>			
22		<input type="checkbox"/>			
23		<input type="checkbox"/>			
24		<input type="checkbox"/>			
25		<input type="checkbox"/>			
26		<input type="checkbox"/>			
27		<input type="checkbox"/>			
28		<input type="checkbox"/>			
29		<input type="checkbox"/>			
30		<input type="checkbox"/>			
31		<input type="checkbox"/>			
32		<input type="checkbox"/>			
33		<input type="checkbox"/>			
34		<input type="checkbox"/>			
35		<input type="checkbox"/>			
36		<input type="checkbox"/>			
37		<input type="checkbox"/>			
38		<input type="checkbox"/>			
39		<input type="checkbox"/>			
40		<input type="checkbox"/>			
41		<input type="checkbox"/>			
42		<input type="checkbox"/>			
43		<input type="checkbox"/>			
44		<input type="checkbox"/>			
45		<input type="checkbox"/>			
46		<input type="checkbox"/>			
47		<input type="checkbox"/>			
48		<input type="checkbox"/>			
49		<input type="checkbox"/>			
50		<input type="checkbox"/>			

X= _____
Y= _____
échelle : _____



© Hermant T.

Domaine d'application

Applicable tant pour les sites à nappe superficielle que pour les sites à submersion temporaire, voire permanente.

Fonction

Hydrologique



Compétences / Connaissances

Des compétences en hydrologie et en informatique qui peuvent être acquises par les opérateurs.

Description rapide de l'indicateur

Le fonctionnement hydrologique des milieux humides peut être approché par la connaissance de la dynamique de la nappe d'eau dans le sol. C'est le résultat de la différence entre les entrées et les sorties d'eau par rapport au site. Cette dynamique détermine la présence d'espèces hygrophiles. L'indicateur caractérise la distribution des valeurs annuelles de la nappe pour un suivi à moyen et long terme.

Échelles d'application

Les profondeurs de la nappe varient à l'échelle du site, en relation avec la microtopographie, mais également en fonction du gradient hydraulique. Toutefois, pour peu que le piézomètre ait été posé à un endroit représentatif, le suivi piézométrique montre un bon niveau de corrélation avec les niveaux piézométriques à l'échelle du milieu humide. Ainsi, en ne suivant qu'un seul point du milieu humide, une image fidèle du fonctionnement de la dynamique, c'est-à-dire des rythmes et de l'amplitude des variations, peut être obtenue (PORTERET 2008).

Périodicité

Selon le modèle de sonde piézométrique (avec envoi de données automatique ou non), les relevés sont effectués toutes les semaines ou annuellement, de même que le calcul de l'indicateur. L'interprétation de l'évolution de la valeur indicatrice est généralement réalisée tous les 5 ans, lors du renouvellement du plan de gestion du site.

Fréquence

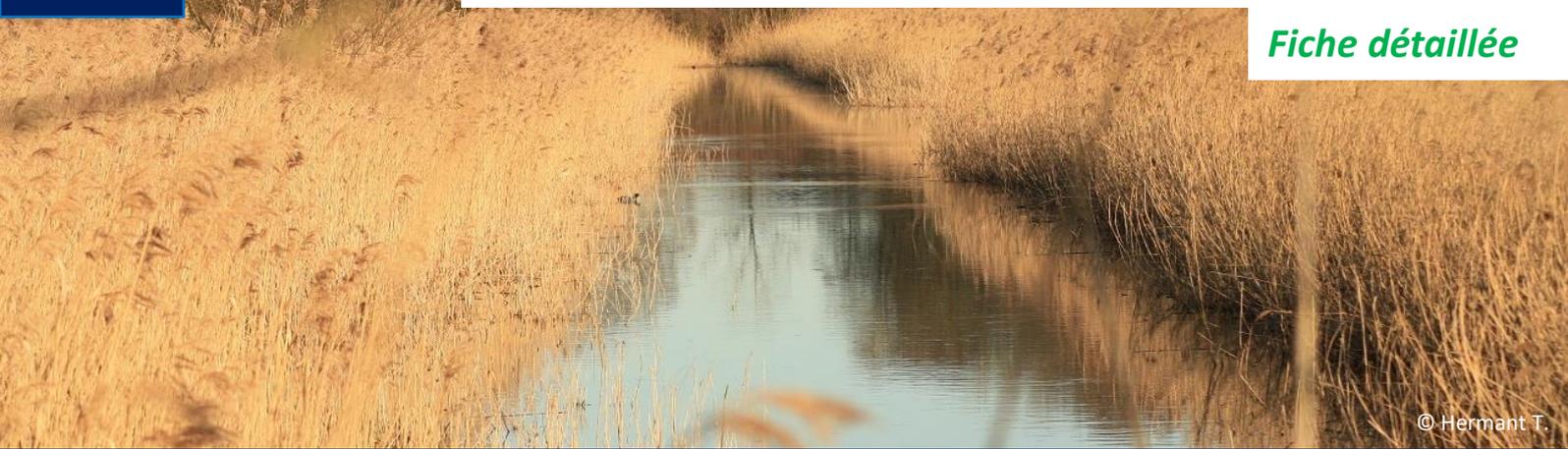
La sonde piézométrique prend une mesure du niveau de la nappe toutes les 6 heures. Une moyenne sur 24 heures est faite pour l'exploitation des données.

Coûts et Moyens nécessaires

Installation du piézomètre [\approx 2 000 €], achat de la sonde [\approx 1 100 €], nivellement [de 400 à 1 200 €] selon l'emplacement de la sonde (géographique et sur le site) et les difficultés d'accès, abonnement GPS [6 € TTC/mois], ou sonde manuelle [\approx 300 €], logiciel de traitement [\approx 250 €].

Bibliographie

- Collectif RhoMéo, Février 2014, La boîte à outils de suivi des zones humides du bassin Rhône-Méditerranée, Conservatoire d'espaces naturels de Savoie, 147 p. + annexes, Forum des Marais Atlantiques, 2015, Malette d'indicateurs de travaux et de suivis en zones humides.
- GENTIL S., KOSMELJ K., LACHET B., LAPORTE P. & PAUTOU G., 1983. Classification statistique et modélisation des niveaux de la nappe phréatique près de Brégnier-Cordon, en relation avec les apports en eau et la température. Revue de géographie alpine. Tome 71 N°4
- GILVEAR D.J. & BRADLEY C., 2000. Hydrological monitoring and surveillance for wetland conservation and management; a UK perspective, Physics and Chemistry of the Earth, Part B: Hydrology, Oceans and Atmosphere, Volume 25, Issues 7-8 :571-588.
- PAUTOU G., et al., 1996. Les changements de végétation dans les hydrosystèmes fluviaux.



© Hermant T.

Description et principes de l'indicateur

Le fonctionnement hydrologique des milieux humides peut être approché par la connaissance de la dynamique de la nappe d'eau dans le sol (GILVEAR et BRADLEY 2000), qui est la résultante de la différence entre les entrées et les sorties d'eau (bilan hydrique) à l'échelle du site. Cette dynamique détermine la présence des espèces hygrophiles et des sols hydromorphes. L'indicateur caractérise la distribution des valeurs annuelles de la nappe pour un suivi à moyen et long terme de la dynamique hydrologique.

Fondements scientifiques de l'indicateur

Le niveau piézométrique caractérise la pression de la nappe en un point donné, c'est donc le niveau libre de l'eau dans un puits d'observation rapporté à un niveau de référence. Ce niveau fluctue en fonction des dynamiques de transport d'eau. Il correspond à une part du terme S et DS de l'équation du bilan hydrique :

$$P+S = R+E+(S+DS)$$

avec P = précipitations [mm], S = stocks de la période précédente (eaux souterraines, humidité du sol, neige, glace) [mm], R = ruissellement de surface et écoulements souterrains [mm], E = Evaporation (y compris l'évapotranspiration) [mm], $S+DS$ = stocks accumulés à la fin de la période [mm]

Les niveaux d'eau sont mesurés relativement à la surface du sol et indiquent la profondeur de la nappe d'eau dans le sol.

On s'intéresse avec cet indicateur, à la relation eau/sol/végétation, puisque c'est dans les horizons superficiels du sol que se joue la disponibilité de l'eau pour la végétation. Dans la littérature, des tests de corrélation montrent les liens des niveaux de nappe avec la biomasse ou la composition floristique (PAUTOU et al., 1996). La mesure des niveaux dans la partie superficielle du sol, inférieure à 1,5 m de profondeur, vise à réaliser des mesures dans des dépôts au comportement hydraulique le plus homogène possible où se situe la nappe libre. La nappe d'eau du sol étant continue dans l'espace, les piézomètres sont dépendants les uns des autres (GENTIL et al., 1983). En conséquence, enregistrer la dynamique de la nappe en un point d'une zone humide peut nous renseigner sur son fonctionnement général pour autant que l'on s'assure que le piézomètre permette de mesurer le niveau d'une nappe libre et non captive.

Domaine d'application

L'indicateur étant calculé relativement à la surface du sol au niveau du piézomètre, il est applicable tant pour les sites à nappe superficielle que pour les sites à submersion temporaire, voire permanente. Toutefois, la représentativité du point de mesure vis-à-vis du fonctionnement général du site, notamment sur les sites de grande taille, doit être validée par le respect des prescriptions d'installation du protocole.

Limites

Un seul piézomètre équipé peut être installé par site. Bien évidemment, la localisation du piézomètre doit être réfléchie afin de se situer dans un contexte hydrologique et topographique moyen à l'échelle du site. Cela est d'autant plus vrai que le site est vaste. Cela n'est toutefois pas toujours possible, au vu de la faible portance du sol sur certains sites : le matériel de forage et d'installation du piézomètre n'a pas toujours accès à la zone idéale (notamment dans les milieux tourbeux). Dans ce cas, la sonde est placée au meilleur endroit possible accessible, ce qui permet tout de même de se faire une idée relativement précise du fonctionnement hydrique à l'échelle du site.

Protocole de mise en place

Description et principe du protocole

On veut suivre les variations de la nappe d'eau dans le sol et en déduire l'évolution hydrologique du milieu humide. Pour cela, un piézomètre, servant de puits d'observation, est installé et équipé d'une sonde de pression permettant l'enregistrement automatique des valeurs de nappe. Comme il s'agit de mesurer les variations de la nappe à proximité de la surface et non dans les formations superficielles profondes, les piézomètres n'excèdent pas en général cinq mètres de longueur. Les données sont mesurées toutes les 6 heures. Les valeurs seront positives si la nappe se trouve dans le sol et négatives si elles inondent le sol et dépasse la surface. En effet les sondes mesurent la profondeur par rapport à la surface du sol. Ce protocole nécessite d'envisager une maintenance du matériel à moyen et long terme (TAYLOR et ALLEY, 2001). Les sondes ont en effet besoin d'un suivi au minimum annuel pour vérifier leur bon fonctionnement, ainsi qu'un remplacement des piles et pour certains modèles, des capsules de dessiccation.

Etape 1 : Localisation du lieu de sondage

Préférer l'installation du piézomètre dans une partie centrale, correspondant à un habitat ou du moins à un milieu très représenté à l'échelle du site. En s'appuyant sur l'observation de la microtopographie de surface, on évitera de positionner le piézomètre dans un creux ou sur une butte qui constituerait une situation singulière à l'échelle du site. Toutefois, quelle que soit la position de l'appareil, il est possible d'obtenir une réponse représentative de la dynamique de fonctionnement hydrologique du site.

Etape 2 : Creusement et installation du piézomètre

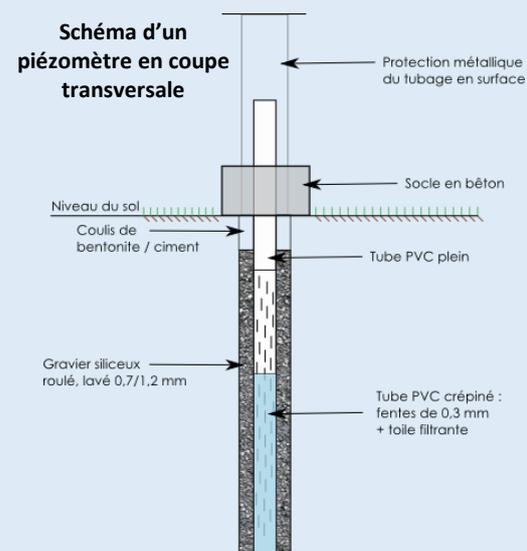
Un piézomètre est un tube installé dans un forage qui permet d'observer le niveau piézométrique, en accédant directement à l'eau de la nappe. Ils sont fabriqués à partir de PVC ou de tubes métalliques. Une partie du tubage est « aveugle » (tubage plein, de 30 cm à 1 m de hauteur) et une partie est "crépinée" (tubage perforé pour laisser passer les fluides, les fentes mesurant généralement de 0,3 à 1 mm de largeur). On peut recouvrir la partie crépinée d'une toile filtrante, pour empêcher le matériel du sol de rentrer dans le tube. Si cela est recommandé dans les sol minéraux friables ou argileux, cela n'est généralement pas nécessaire dans la tourbe, dans la mesure où les perforations sont de petite taille (inférieure à 10 mm).

- Les piézomètres peuvent être de simples tubes de PVC enfoncés dans le sol ou présenter des compléments de mises en place garantissant la collecte sur le long terme. Nous présentons plus en détails ci-dessous ces compléments.

- "L'espace annulaire" (espace entre le tubage et le trou de forage) est cimenté sur une certaine hauteur (par exemple entre 0 et 0,8 m de profondeur) pour éviter que des produits indésirables ne puissent s'écouler par cet espace et polluer gravement la nappe.

- La "tête" du piézomètre (dépassant du sol) est également protégée par un tube métallique de plus grande section, afin d'éviter les accidents et les risques d'introduction de produits polluants directement dans le piézomètre. Le tubage de protection dépasse du sol d'au moins 50 cm et est peint en jaune, afin d'être repérable rapidement au travers de la végétation.

Il est scellé dans un bloc de béton plus ou moins gros, afin d'éviter tout déplacement (particulièrement dans un site à sol meuble), et fermé par un cadenas afin d'éviter tout acte de vandalisme, ou vol du matériel de mesure automatique.



Photographie d'un capot de piézomètre et de son socle in-situ.

Etape 2 : Creusement et installation du piézomètre (suite)

Les piézomètres posés pour le CEN Hauts-de-France (anciennement Nord-Pas-de-Calais) l'ont été pour la plupart par Pontignac SARL. Il s'agissait de tubages de 43/50 mm de diamètre (diamètre intérieur/diamètre extérieur), plus rarement 52/60 mm.

La localisation du point d'installation du piézomètre doit respecter les préconisations suivantes :

- s'assurer de la compatibilité du dispositif avec la gestion du milieu. S'il y a pâturage, prévoir un enclos de protection. En cas de fauche, rendre le tube visible pour un conducteur de tracteur (tubage de protection peint dans une couleur voyante, et dépassant du sol d'au moins 50 cm);
- préférer l'installation du piézomètre dans une partie centrale, correspondant à un habitat ou du moins à un milieu très représenté à l'échelle du site. En s'appuyant sur l'observation de la microtopographie de surface, on évitera de positionner le piézomètre dans un creux ou sur une butte qui constituerait une situation singulière à l'échelle du site. Toutefois, quelle que soit la position de l'appareil, il est possible d'obtenir une réponse représentative de la dynamique de fonctionnement hydrologique du site.

Etape 3 : Choix du matériel : la sonde piézométrique

Les tubes sont équipés de sondes à capteur de pression permettant l'enregistrement automatique des valeurs à un pas de temps défini. Différents fabricants proposent aujourd'hui des enregistreurs de niveau de nappes basés sur une sonde de pression. Ceux qui ont été posés sur les sites gérés par le CEN Hauts-de-France proviennent d'Iris Instruments pour les plus anciennes, et d'OTT pour les plus récentes. Si les propositions techniques diffèrent quelque peu, le principe général consiste à mesurer la pression absolue en profondeur, correspondant à la somme de la pression atmosphérique et de la pression due à la colonne d'eau, pour la convertir en hauteur. Aujourd'hui les capacités de stockage des données ne sont plus un facteur limitant, les sondes pouvant stocker plusieurs centaines de milliers de valeurs. C'est pourquoi le niveau piézométrique est mesuré toutes les 6 heures. Ces valeurs sont conservées en tant que données brutes en cas de besoin, et sont également lissées à la journée pour une exploitation plus facile des données à l'année. **2 types de sondes sont recommandés :**

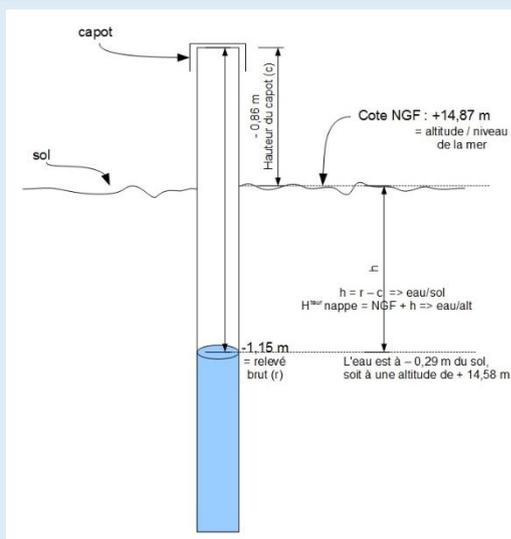
- OTT propose notamment les sondes Orpheus mini, fiables et présentant un faible encombrement, mais nécessitent de collecter les données en se raccordant à la sonde in situ ;
- les Ecolog 500 d'OTT sont plus volumineuses, mais envoient les données via satellite. Un peu plus chères, elles nécessitent également l'achat d'une carte SIM, d'un abonnement « Machine to machine » auprès d'un opérateur de téléphonie et d'un capot spécial non métallique, pour laisser passer les ondes. Les Ecolog500 sont privilégiés, afin de gagner du temps de route vers les sites, mais également pour améliorer la réactivité en cas de panne du matériel.

Etape 4: Paramétrage et installation de la sonde piézométrique

L'installation d'une sonde nécessite de la placer dans le piézomètre, suspendue à un matériel fourni par le constructeur. Il faut au préalable la configurer, au moyen d'un logiciel également fourni.

Un certain nombre de paramètres ont pu être déterminés au bureau : nom de la sonde et des ses capteurs, réglage de l'horloge interne de la sonde, pas de temps de mesure, éventuellement paramétrage de la liaison satellite.

Ci-contre, le schéma des repères servant à calculer la distance verticale entre la nappe d'eau et le sol au niveau du piézomètre.





© Hermant T.

Etape 4: Paramétrage et installation de la sonde piézométrique (suite)

Le seul paramètre à renseigner sur le terrain est le niveau d'eau par rapport à la tête de puits (voir schéma précédent). Celui-ci se mesure de préférence avec une sonde manuelle (câble déroulant gradué, qui émet un son ou s'allume au contact de l'eau), vendue par OTT.

Si l'on n'a pas de sonde manuelle, on peut également utiliser un objet lourd au bout d'une corde. Au « plouf », on met un repère sur la corde au niveau de la tête de puits. Il n'y a plus qu'à mesurer la profondeur de l'eau par rapport à la tête de puits sur la corde (en n'oubliant pas d'inclure l'objet dans la mesure). Cette méthode étant toutefois beaucoup moins précise, l'achat d'une sonde manuelle est préconisé.

Une fois la sonde automatique posée, on saisit ce niveau d'eau dans le logiciel, afin d'associer une pression à une profondeur d'eau (par rapport à la tête de puits).

Connaissant la hauteur de la tête de puits par rapport au sol ("c"), on en déduira la profondeur de l'eau par rapport à ce même niveau ("h" = r - c).

Le prestataire qui installe le piézomètre propose souvent de niveler la tête de puits et le niveau du sol, c'est à dire déterminer leur côte NGF (altitude par rapport au niveau de la mer). S'il ne peut pas le faire, il faut recourir aux services d'un géomètre, qui le fera au théodolite par rapport à un point d'altitude connue dans la zone de pose du piézomètre (il est également possible de déterminer la côte NGF au GPS, mais le résultat est moins précis).

Cette étape indispensable permettra d'inclure le piézomètre dans un réseau de mesures à une échelle plus grande que le site, en lui donnant un référentiel commun avec d'autres piézomètres, également nivelés par rapport au « 0 » NGF.

Etape 5 : Mesure et récupération des données, entretien de la sonde piézométrique

Un passage par an minimum est préconisé, surtout pour les sondes qui n'envoient pas leurs données par satellite : une panne peut arriver rapidement après l'installation ou la dernière visite, sans que l'on s'en aperçoive.

La récupération des données se fait généralement sur le terrain avec un ordinateur portable sur lequel est installé un logiciel « métier » (Hydras3 pour les sondes OTT et Madosoft pro pour les sondes Iris instruments), et un câble adapté fourni par le constructeur de la sonde.

Selon le modèle (par exemple l'Ecolog 500 de chez OTT), la récupération pourra également se faire directement au bureau, la sonde ayant envoyé les données sur internet via une connexion GPRS « machine2machine ».

Techniquement, cela nécessite un abonnement spécifique « data / Machine2machine » chez un opérateur de téléphonie. La livraison d'une carte SIM est prévue dans l'abonnement. Celle-ci doit être installée dans la sonde.

Il faut également configurer la sonde, afin qu'elle puisse dialoguer avec le satellite requis, et envoyer les données sur internet.

On aura auparavant loué les services d'un hébergeur web, afin de pouvoir stocker les données sur un espace dédié.

Un logiciel spécifique (Hydras3RX pour une sonde OTT) permet enfin de récupérer les mesures depuis le site internet, et de les mettre en forme pour le logiciel de traitement (Hydras3).

Côté entretien, les opérations de maintenance les plus courantes sont :

- le réglage de l'horloge interne de la sonde.
- le changement des piles (qui sera moins fréquent si l'on a installé des piles au lithium plutôt que des alcalines),
- le remplacement des capsules de dessiccation pour la centrale d'enregistrement (sondes OTT)
- le remplacement du filtre protégeant la membrane de mesure de la pression.

L'opérateur doit également s'assurer de la justesse du calage entre le niveau réel de la nappe et celui mesuré par la sonde. Hors vandalisme ou « casse » (faucheuse, bétail, animaux sauvages), le colmatage du tube est le principal problème provoquant des erreurs de mesure. Il est donc nécessaire de veiller au bon fonctionnement du dispositif pour éviter les lacunes dans les séries de données qui empêcheraient le calcul de l'indicateur.

La compatibilité du lecteur d'écran est activée.

Etape 6 : Analyses statistiques

L'ensemble des données journalières est traité statistiquement, afin de produire des boîtes à moustaches, qui sont la représentation graphique de l'indicateur.

Représentativité des données

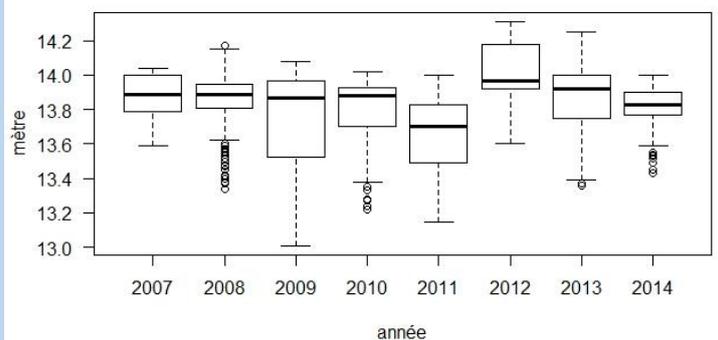
Précision de l'information

Si les profondeurs de la nappe varient à l'échelle du site, en relation avec la microtopographie, mais également en fonction du gradient hydraulique, le suivi piézométrique montre un bon niveau de corrélation avec les niveaux piézométriques à l'échelle de la zone humide. Ainsi, en ne suivant qu'un seul point du milieu humide, une image fidèle du fonctionnement de la dynamique, c'est-à-dire des rythmes et de l'amplitude des variations, peut être obtenue (PORTERET 2008).

L'impact des modifications des apports d'eau (drainage, prélèvement) d'une zone humide se traduit directement sur les niveaux de la nappe dans le fonctionnement hydrologique du milieu (suivant l'équation du bilan de l'eau). Toutefois, c'est l'ampleur des volumes d'eau soustraits à la zone humide qui détermine l'impact sur la baisse de la nappe. Si cet impact peut être masqué à court terme par les fluctuations des apports atmosphériques (précipitations), cela n'est plus le cas lorsque l'on considère la tendance à moyen terme (5 ans).

Dans le cas de la RNR du Moulin Madame, que nous étudions, les analyses ont été faites sur 7 ans. Depuis 2011 on observe des variations du niveau de la nappe, qui augmente ou diminue d'une année sur l'autre.

Variation de la nappe sur la RNR des prés du Moulin Madame entre 2007 et 2014



Opérationnalité de la collecte

Compétences requises

La mise en place, le paramétrage et le suivi des sondes demandent des compétences en hydrologie et en informatique qui peuvent être acquises par les opérateurs. Les différentes notes d'installation et manuels d'utilisation permettent une prise en main relativement rapide des outils (matériel et logiciel). Par ailleurs, certains fabricants de matériels proposent des formations pour leur utilisation. A noter un niveau de complexité un peu accrue pour l'utilisation d'une sonde envoyant des données par satellite.

Temps moyen de collecte des données sur le terrain

Au delà de la phase initiale d'installation (1/2 journée) et de vérification du bon fonctionnement du dispositif (2 à 3 passages dans les mois suivant l'installation), le relevé des données ne demande qu'une dizaine de minutes. Si, avec l'utilisation de piles au lithium, l'autonomie (batterie et mémoire) atteint plusieurs années (jusqu'à 4 ans), il est conseillé d'effectuer, au minimum, les relevés annuellement. Cela permet en outre de vérifier l'absence de lacunes dans les séries de mesures.

A noter que les sondes Ecolog 500 de chez OTT transmettent les données collectées par le biais d'une liaison GPRS satellite via une carte SIM. Les visites de terrain ne sont plus dédiées qu'aux opérations de maintenance (remplacement des piles, des capsules de dessiccation...). Afin de récupérer les données, il suffit de lancer le logiciel Hydras3RX, qui va les chercher sur le site internet où elles sont entreposées et les met automatiquement à disposition d'Hydras 3.



© Hermant T.

Temps de validation et de saisie des données

Les données journalières relevées sur le terrain peuvent être exportées directement du logiciel d'exploitation de la sonde (Hydras3 pour OTT et Madosoft pro pour Iris Instruments) vers un tableur ou une base de données. Comme pour tout dispositif d'enregistrement automatique de mesures, il est toutefois nécessaire de prévoir une vérification de la cohérence globale des données.

Coûts matériel/données/prestation/analyse

Coût matériel et logiciel à prévoir :

- Installation du piézomètre : entre 1 700 et 2 000 € TTC entre 2009 et 2013 (dernières poses)
- Achat de la sonde :
 - Iris Instrument Madofil (ne sont plus vendues. Prix indicatif 1 100 € TTC en 2003)
 - OTT Orpheus mini + capot de fermeture du piézomètre 1 200 + 75 € TTC (dernier achat en 2012)
 - OTT Ecolog 500 + capot de fermeture spécial « liaison satellite » : 1 176 € TTC + 158,40 € TTC en 2017
 - Nivellement : de 400 à 1 200 € selon l'emplacement de la sonde (géographique et sur le site) et les difficultés d'accès.
 - Pour une Ecolog 500, abonnement GPRS et site web :
 - ❖ Abonnement GPRS « Machine2machine » pour liaison entre la sonde piézométrique et le satellite : 6 € TTC / mois pour un transfert de 5 Mo (ce qui est plus que suffisant pour un pas de temps de mesure de 6 heures)
 - ❖ Espace de stockage web : 47,88 € / an chez <http://host-ed.net/>

A acheter une seule fois :

- Pour une Orpheus mini ou une Ecolog 500, câble infrarouge de transfert de données : 280 € TTC
- Sonde manuelle, pour mesurer la distance de l'eau à la tête de puits avant d'installer la sonde automatique : 325 € en 2006
- Logiciels pour les sondes OTT :
 - Hydra3Rx (récupération de données sur internet) : 283,2 € TTC en 2012
 - Hydras 3 (affichage, traitement et export des données) : 200 € TTC en 2003
- Logiciel pour les sondes Iris Instruments :
 - Madosoft pro. N'est plus vendu.

La seule prestation est la pose du piézomètre. Il n'y a pas de coûts supplémentaires pour l'analyse des données.

Fiches de relevés et référentiels standards

Les données sont directement reversées de la sonde dans le logiciel de récupération, puis exportées sous Excel, sans besoin de fiches de relevés. L'utilisation du référentiel topographique NGF n'intervient pas dans la réalisation de l'indicateur (puisque l'on mesure une altitude par rapport au niveau du sol à l'endroit de pose du piézomètre).

L'altitude de la sonde est toutefois étalonnée par rapport à ce référentiel, afin de comparer éventuellement les mesures de la sonde piézométrique avec ceux d'une sonde limnimétrique sur le même site, ou de deux sondes piézométriques situées sur des sites proches, ou enfin de diffuser les données auprès des partenaires selon un référentiel topographique commun. (BRGM, Agence de l'eau...).



© Hermant T.

Analyses et interprétations des résultats

L'ensemble des données journalières enregistrées pour l'année sont utilisés pour calculer les valeurs statistiques descriptives de la distribution des niveaux de la nappe : la médiane, le 1er et 3ème quartile, le minimum et le maximum. Ces valeurs servent ensuite pour la boîte à moustache qui est la représentation graphique de l'indicateur.

Méthode de calcul

Calcul de l'indice

A partir des relevés piézométriques (journaliers, mensuels ou annuels), analyse comparative des mouvements de la nappe d'eau sur le site, au cours de l'année ou bien entre les années.

Outil : logiciel R Studio® pour une analyse statistique des données piézométriques

Méthode : toutes les données piézométriques journalières enregistrées pour l'année sont utilisées pour calculer les valeurs statistiques descriptives de la distribution des niveaux de la nappe. Ces valeurs statistiques sont la médiane, le 1er et 3ème quartile, le minimum et le maximum.

Un premier travail consiste à mettre en forme les données pour les présenter au logiciel de statistiques R. Ce travail est présenté en fin de fiche. On obtient un tableau à 2 colonnes : niveau de la nappe par rapport au "0" NGF et date (ramenée au mois ou à l'année selon l'analyse que l'on veut effectuer). Le tableau est enregistré en CSV afin d'être importé dans R Studio®.

Un script R prêt à l'emploi a déjà été constitué. Il est explicité en fin de fiche. Il utilise les données du fichier CSV qui vient d'être constitué afin de produire des graphiques en "boîtes à moustaches".

Présentation des résultats

Sous forme graphique (boîtes à moustache) : représentation de valeurs statistiques issues des données : médiane, 1er et 3ème quartile, minimum et maximum.

2 graphiques de type "boîtes à moustaches" peuvent être créés, selon le pas de temps que l'on désire étudier : un graphique intra-annuel, pour lequel chaque unité de temps en abscisse est le mois, et un graphique pluriannuel, pour lequel chaque unité en abscisse représente une année.

Pour chaque unité de temps en abscisse (mois ou année) :

- la ligne noire centrale représente la médiane (valeur en deçà de laquelle on trouve la moitié des données) ;
- la "boîte" en tant que telle est entourée par les premier et troisième quartiles (= valeurs au-delà desquelles on trouve respectivement 75 / 25 % des données) ;
- les limites inférieures et supérieures des lignes en pointillés représentent les valeurs minimale et maximale que l'on trouve dans le mois ou l'année ;
- les petits cercles indiquent les valeurs aberrantes, dont le logiciel R n'a pas tenu compte.

Analyse des tendances d'évolution

Une analyse d'évolution des tendances peut être faite à l'échelle pluriannuelle, grâce à l'analyse des graphiques pluriannuels.

Clés d'interprétation de la note indicatrice

Interprétation des résultats lors du premier relevé

La donnée n'est pas récoltée tous les 5 ou 10 ans, mais est journalière. L'analyse se fait temporellement. Le premier relevé n'a donc pas d'intérêt à être analysé seul.

Analyse de la significativité de l'écart observé entre deux relevés espacés dans le temps (5, 10 ans)

L'analyse de la médiane au cours du temps donne une idée de l'évolution du niveau d'eau dans le sol de façon lissée (en gommant l'effet d'événements non ordinaires).

Les quartiles renseignent sur la variabilité du niveau de la nappe sur le mois ou l'année en question. Couplées à un jeu de données de pluviométrie, ces indicateurs donnent une idée de la réponse de la nappe aux conditions météorologiques.

Enfin, les minimum et maximum renseignent sur le battement possible de la nappe.

Liens possibles avec d'autres indicateurs de la boîte à outils

Il serait intéressant de relier les données de niveaux d'eau à l'évolution du cortège floristique sur le site.

Opérationnalité de l'analyse et de l'interprétation

Temps de calcul des valeurs de l'indice et des analyses statistiques

4h30 de la récupération du jeu de données à l'obtention du graphique.

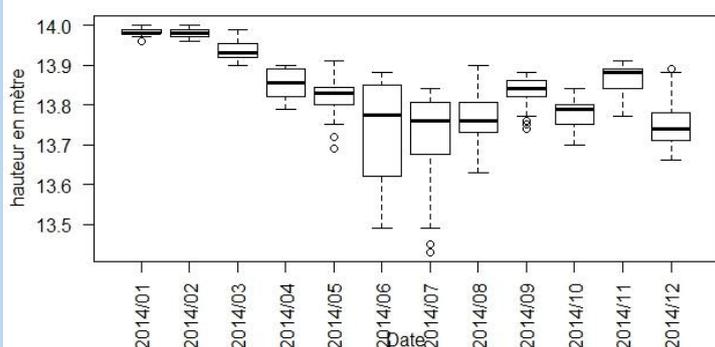
Estimation du temps global pour l'analyse et l'interprétation

Le temps moyen estimé est de 6h30 de la récupération du jeu de données à l'analyse des graphiques et la production d'un texte.

Exemples de représentations graphiques et cartographiques

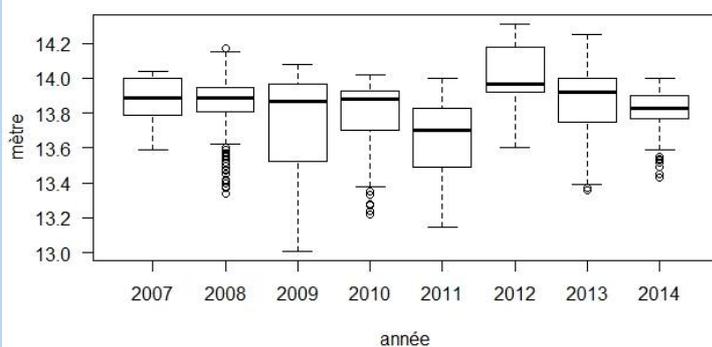
Variations intra-annuelles :

RNR des prés du Moulin Madame année 2014



Variations pluriannuelles :

Variation de la nappe sur la RNR des prés du Moulin Madame entre 2007 et 2014



Traitement de données sous Excel

	A	B	C	D	E	F	G	H
1	Tableau de traitement des données issues de la sonde piézométrique, afin de les rendre compatibles avec le logiciel R							
2	date	relevé brut	capot sol (m)	niv eau/sol	Cote NGF (m)		niv eau/alt NGF	
3			-0,86		14,87			
4	13/09/2006	-1,15		-0,29		2006/09	14,58	2006
5	14/09/2006	-1,18		-0,32		2006/09	14,55	2006
6	15/09/2006	-1,2		-0,34		2006/09	14,53	2006
7	16/09/2006	-1,23		-0,37		2006/09	14,5	2006
8	17/09/2006	-1,25		-0,39		2006/09	14,48	2006

Calcul de l'altitude du niveau d'eau du piézomètre par rapport au niveau 0 du référentiel NGF

Colonne A : date au format *jj/mm/aaaa*, provenant du fichier de relevés bruts de la sonde (038_20060912_20171012sg_donnees_sondes_exploitables.xls)

Colonne B : niveau piézométrique en mètre, provenant du fichier de relevés bruts de la sonde (038_20060912_20171012sg_donnees_sondes_exploitables.xls)

Cellule C3 : distance verticale entre la tête du capot du piézomètre et le sol, en mètres. Cette valeur est propre à chaque piézomètre.

Colonne D : niveau d'eau par rapport au sol en mètres. Ce calcul se fait par une formule (**=B4-~~5~~C3**) que l'on décline jusqu'en bas.

Cellule B4 : valeur de la sonde qui varie et **~~5~~C3** : hauteur du capot définie dans la cellule C3 (ici -0,86 m). On obtient la distance verticale entre le niveau d'eau et le sol.

Cellule E3 : cote NGF en mètre. Elle correspond à l'altitude par rapport à la mer dans le réseau français (Nivellement Général de la France). Elle est mesurée par le prestataire lors de la pose du piézomètre, ou par un géomètre.

Mise en forme des données pour exploitation dans R Studio®

Colonne F : date mensuelle Formule : **=TEXTE(A4;"AAAA/MM")**, ce qui nous permet d'obtenir "2006/09", utilisé pour les variations sur un mois. Dans un souci de lisibilité sur le graphique avec R Studio®, on ne garde pas les jours. En effet, le logiciel calculera la médiane et les écarts-types sur toutes les valeurs qui ont comme date "2006/09" ; "2006/10" ; ...

Colonne G : niveau d'eau en altitude NGF. Formule : **=~~5~~E3+D4**. On ajoute à la cote NGF du piézomètre le niveau d'eau mesuré dans le piézomètre (qui est souvent négatif).

Cette valeur a été placée entre les deux colonnes "date" (F et H) pour faciliter la copie des deux colonnes que l'on veut représenter dans R Studio® (date et hauteur d'eau). C'est un gain de temps pour les coller dans un nouveau tableur. Soit colonne F et G pour une analyse des variations mensuelles d'une année ; soit la colonne G et H pour les comparaisons annuelles.

Colonne H : date annuelle. Formule : **=TEXTE(A4;"AAAA")**, ce qui nous permet d'obtenir "2006", "2007"... qui permettra de comparer les années entre elles.

Analyse sous R

Exemple de script R

- `Data=read.csv("Z:/038_Pres_du_Moulin_Madame/Inventaires_Suivis_Etudes/Suivis_abiotiques/Suivis_sondes_automatiques/038_20180515_LD_PO03_indicateur_zone_humide/038_20180515_IZH_piezo_tableau_a_utiliser_sur_R/038_20180607_TAB_PO03_piezo_2006_2017_test_ET.csv", sep=";")`
- `attach(Data)`
- `boxplot(niveaupiezo~Date, data=Data,las=2,cex.axis=0.8,ylim=c(13.9,15.3),main="RNR des prés du Moulin Madame de 2006 à 2017",xlab="Date", ylab="hauteur en m", font.main=3, col.main="blue",medcol="blue")`
- `summary(Data)`

Analyse sous R (suite)

Explication ligne par ligne

`Data=read.csv("Z:/038_Pres_du_Moulin_Madame/Inventaires_Suivis_Etudes/Suivis_abiotiques/Suivis_sondes_automatiques/038_20180515_LD_PO03_indicateur_zone_humide/038_20180515_IZH_piezo_tableau_a_utiliser_sur_R/038_20180607_TAB_PO03_piezo_2006_2017_test_ET.csv", sep=";")` = Nom du lot de données : Data. On peut mettre ce que l'on veut. Il faut toutefois faire attention à réutiliser ce nom dans tout le script. On applique au nom "Data" la commande "lire au format csv" ("chemin d'accès vers le fichier.csv", où le séparateur est ";")

`attach(Data)`

On assigne dans R le nom "Data" à l'objet "texte contenu dans le CSV". Ainsi, on peut manipuler les données par ce nom.

Pour la ligne : `boxplot(niveaupiezo~Date, data=Data, las=2, cex.axis=0.8, ylim=c(13.9,15.3), main="RNR des prés du Moulin Madame de 2006 à 2017", xlab="Date", ylab="hauteur en m", font.main=3, col.main="blue", medcol="blue")`

- `boxplot` => le graphique en sortie sera une boîte à moustache
- `(niveaupiezo~Date,` => les valeurs statistiques vont être calculées sur la variable de la colonne "niveaupiezo" par rapport au paramètre de la colonne "Date 3"
- `data=Data,` => le jeu de données s'appelle "Data "
- `las=2,` => les étiquettes des axes seront perpendiculaires aux axes [0 = parallèle ; 1 = horizontal ; 2 = perpendiculaire]
- `cex.axis=0.8,` => la taille des étiquettes des axes est de 0.8
- `ylim=c(13.9,15.3),` => limites min et max de l'axe des y [à définir en fonction des valeurs piézo]. Attention au point et à la virgule...
- `main="RNR des prés du Moulin Madame de 2006 à 2017", font.main=3, col.main="blue",` => le titre sera "ce qui est entre guillemets comme ça il sait que c'est du texte" dont la police sera en italique [car = 3 !] et de couleur bleue
- `xlab="Date", ylab="hauteur en m",` => l'étiquette [label] de l'axe des x est "Date" ; l'étiquette [label] de l'axe des y est "hauteur en m"
- `medcol="blue")` => la médiane sera en bleu

`summary(Data)` => fait un résumé des chiffres-clés des valeurs statistiques, sous forme de mini-tableau dans la fenêtre Console. (cf. l'impression d'écran ci-dessus).

Bibliographie

Bibliographie

- Collectif RhoMéo, Février 2014, La boîte à outils de suivi des zones humides du bassin Rhône-Méditerranée, Conservatoire d'espaces naturels de Savoie, 147 p. + annexes, Forum des Marais Atlantiques, 2015, Malette d'indicateurs de travaux et de suivis en zones humides.
- GENTIL S., KOSMELJ K., LACHET B., LAPORTE P. & PAUTOU G., 1983. Classification statistique et modélisation des niveaux de la nappe phréatique près de Brégnier-Cordon, en relation avec les apports en eau et la température. Revue de géographie alpine. Tome 71 N°4
- GILVEAR D.J. & BRADLEY C., 2000. Hydrological monitoring and surveillance for wetland conservation and management; a UK perspective, Physics and Chemistry of the Earth, Part B: Hydrology, Oceans and Atmosphere, Volume 25, Issues 7-8 :571-588.
- PAUTOU G., et al., 1996. Les changements de végétation dans les hydrosystèmes fluviaux.

Outils d'aide aux analyses :

- http://rug.mnhn.fr/semin-r/PDF/semin-R_boxplot_AEvin_120208.pdf
- http://www.biostat.envt.fr/wp-content/uploads/Faouzi/Enseignement/Une_introduction_au_langage_R.pdf
- <https://pro.arcgis.com/fr/pro-app/help/analysis/geoprocessing/charts/box-plot.htm>

Travaux basés sur le Collectif RhoMéo (2014)

©Coulombel R.

Domaine d'application	Fonction	Compétences / Connaissances
Cet indicateur est applicable à quasiment tous les types de milieux humides .	Physico-chimique 	De bonnes compétences en botanique sont nécessaires, au moins sur la flore des milieux humides. Quelques compétences dans l'utilisation des logiciels SIG et de la pratique d'analyses statistiques est nécessaire.

Description rapide de l'indicateur

La quantité des nutriments (principalement azote et phosphore) disponibles dans le sol est un facteur important auquel les espèces sont plus ou moins tolérantes ou adaptées. Il est donc possible d'évaluer de manière simplifiée, sur une échelle ordinale, l'optimum de chaque espèce en fonction de la disponibilité des nutriments : c'est sa valeur indicatrice d'humidité du milieu.

La richesse "moyenne" en nutriments d'une zone humide, que nous appellerons indice floristique de fertilité du sol, peut être calculée à l'échelle de la placette comme la moyenne des valeurs indicatrices des espèces présentes, puis à l'échelle d'une zone de restauration ou de la zone humide comme la médiane des valeurs des placettes.

Échelles d'application

L'indice floristique de fertilité du sol peut être calculé à l'échelle des placettes, à l'échelle d'une zone de travaux et à l'échelle du milieu humide dans son ensemble. L'idéal étant d'emboîter ces trois échelles spatiales.

Périodicité

Les relevés permettant le calcul de cet indicateur doivent être réalisés à l'optimum de végétation des habitats présents, c'est-à-dire généralement un passage entre mai et juin.

Fréquence

Un relevé tous les 5 à 10 ans est envisagé. Pour un suivi de travaux, un passage tous les 2 ans est préconisé au départ.

Coûts et Moyens nécessaires

La phase de terrain ne demande pas de matériel spécifique hormis les **GPS** [100-150 €] et un **décamètre** [10 €] ainsi que quelques **piquets** permettant de délimiter les quadras. Une **flore** [Flora Gallica 89 €] permettent l'identification des plantes inconnues sur le terrain. Une **loupe botanique** [20 €] est utile pour la détermination de quelques espèces.

Bibliographie

- Forum des Marais Atlantiques, 2015. Malette d'indicateurs de travaux et de suivis en zones humides. Agence de l'eau Loire-Bretagne et Conseil régional des Pays de la Loire, 189 p.
- Collectif RhoMéo, Février 2014, La boîte à outils de suivi des zones humides du bassin Rhône-Méditerranée, Conservatoire d'espaces naturels de Savoie, 147 p. + annexes, version 1.
- GILLET, 2010, Guide d'utilisation de Phytobase 8, base de données phytosociologiques.
- ELLENBERG H., WEBER H., DULL R., WIRTH H., WERNER W. & PAULISSEN D.; 1992. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Ed 3. Scripta Geobotanica
- LANDOLT E. et al., 2010. Flora indicativa. CJB Geneve, Haupt, Berne, 376 p.

Travaux basés sur le Collectif RhoMéo (2014)

©Coulombel R.

Description et principes de l'indicateur

Les espèces végétales sont plus ou moins adaptées ou tolérantes aux nutriments (azote principalement, mais aussi phosphore) disponibles dans le sol.

L'optimum de chaque espèce vis-à-vis de cette disponibilité en nutriments (appelé valeur indicatrice) peut être déterminé, comme cela a été fait par Ellenberg et al. (1992) ou encore Landolt et al. (2010). La moyenne des valeurs indicatrices des espèces d'un relevé permet d'obtenir l'indice floristique de fertilité de la placette. L'indice floristique de fertilité du sol peut ensuite être calculé à l'échelle du milieu humide comme la moyenne des valeurs obtenues sur les placettes ou à l'échelle de la zone de travaux en considérant uniquement les placettes situées dans cette zone (Collectif RhoMéo, 2014 ; Forum des Marais Atlantiques, 2015).

Fondements scientifiques de l'indicateur

Pour de nombreuses espèces végétales, la courbe de croissance varie en fonction de la disponibilité en nutriments dans le sol (azote et phosphore principalement). Sur cette courbe, un optimum de disponibilité en nutriments peut généralement être observé, il correspond à la valeur indicatrice de l'espèce pour le niveau de disponibilité en nutriments. Des valeurs indicatrices sont disponibles pour différentes régions géographiques : Ellenberg et al. pour l'Europe centrale (indice variant de 1 à 12), Landolt et al. pour la Suisse (1 à 5 avec des sous-niveaux), Hill pour la Grande-Bretagne. **En Artois-Picardie, la gamme de valeurs utilisée s'étend de 1 à 5. Elle est adaptée de Landolt et al. et a été établie par le CBN de Bailleul (CBNBI, 2018).** Sur une placette, l'indice floristique de fertilité du sol (Ht) est calculé comme la moyenne des valeurs indicatrices des espèces végétales présentes, pondérées par le taux de recouvrement de l'espèce sur la placette :

$$Ht = \frac{\sum(r_{ij} * x_i)}{\sum(r_{ij})}$$

Avec r_{ij} le taux de recouvrement de l'espèce i dans la placette j et x_i la valeur indicatrice de l'espèce i .

Il n'est pas obligatoire d'utiliser le taux de recouvrement des espèces. Dans ce cas l'indice est simplement calculé comme la moyenne des valeurs indicatrices des espèces présentes. Dans ce cas, les valeurs obtenues sont alors plus ou moins différentes mais utilisables comme indicateurs de suivi. L'indicateur a été utilisé notamment pour le suivi de l'eutrophisation des zones humides (RUTHSATZ, 1998). La corrélation entre ces valeurs diagnostiques et le fonctionnement du cycle de l'azote ou du phosphore a été étudié notamment par DIEKMANN & FALKENGREN-GRERUP (1998), ERSTEN et al. (1998), SCHAFFERS & SIKORA (2000).

Domaine d'application

Cet indicateur est applicable à l'ensemble des milieux humides. Cependant, il existe une corrélation entre la disponibilité en nutriments (azote) et le pH du sol. L'interprétation des résultats doit donc tenir compte du type de milieu humide et du type de sol. Il faut être vigilant lors de comparaisons de valeurs de différents sites et s'assurer que ces sites font partie du même type de milieu (Collectif RhoMéo, 2014). Par exemple, dans le cas de la vallée de la Somme, le pH est relativement homogène avec une moyenne de 6,5. Les comparaisons entre sites sont possibles, et permettront d'étudier le niveau de fertilité du sol, sans que les résultats soient biaisés par des variations de pH (Francez et al., 1999).

Limites

Les principales limites de l'analyse des données sont liées à la taille des échantillons. En effet, afin d'obtenir des résultats statistiquement robustes, il faudrait disposer d'un jeu de données très conséquent (plusieurs centaines de relevés) ce qui, en pratique, se révèle souvent difficile à mettre en œuvre en raison du temps nécessaire à la récolte des données, et du temps imparti pour la mise en œuvre des protocoles.

De ce fait, les résultats obtenus sont rarement significatifs statistiquement, mais ils permettent quand même de décrire les observations réalisées et de rendre compte des grandes tendances observées.

Travaux basés sur le Collectif RhoMéo (2014)

©Coulombel R.

Protocole de mise en place

Description et principe du protocole

La flore d'un site est évaluée grâce à la réalisation d'inventaires sur des placettes réparties de façon à être le plus représentatif du milieu humide ou du site concerné. Les placettes sont disposées à intervalles réguliers le long de transects. Sur chaque placette, l'ensemble des espèces présentes est noté et leur recouvrement estimé (Collectif RhoMéo, 2014). La localisation des placettes et des transects est mesurée à l'aide d'un GPS et reportée ensuite sur un système d'information géographique (SIG).

Etape 1 : Localisation du ou des transects

Une **étude préalable** des données cartographiques disponibles sur la zone humide considérée (cartes de végétations, cartes topographiques, photographies aériennes) doit orienter le **positionnement des transects** en fonction du périmètre de la zone de travaux et des espaces adjacents potentiellement impactés pendant et après les travaux. Pour les zones de travaux concernant un fort gradient hydrique, il est parfois plus simple de positionner ces transects perpendiculairement à ce gradient (exemple : transect perpendiculaire au cours d'eau). Pour cet indicateur, les relevés doivent être réalisés au stade de l'optimum d'expression de la végétation, période durant laquelle un maximum d'espèces peuvent être détectées et déterminées (entre mi-mai et fin août dans le nord de la France). Les coordonnées GPS des points de départ et d'arrivée des transects sont enregistrées et notées.

Etape 2 : Taille et positionnement des placettes le long du ou des transects



Le nombre et l'espacement des placettes disposées sur le ou les transects sont en fonction des caractéristiques du site, de la zone impactée, des objectifs de suivi et des travaux menés. Les placettes sont régulièrement disposées sur les transects, espacées d'une **distance fixe comprise entre 20 et 50m**. Les coordonnées GPS de chacune des placettes sont enregistrées et notées. La taille des placettes varie en fonction du type de végétation ciblé par la restauration. Pour les **milieux ouverts** (prairies, mégaphorbiaies), l'aire des relevés est de 25m². Pour les **roselières, cariçaies et fourrés**, on choisira une aire minimale de 100m². Enfin pour les **boisements**, l'aire des relevés est de 400m².

On choisira de préférence des placettes carrées (5x5, 10x10 ou 20x20m), mais il est possible d'en modifier la forme, tout en conservant la même aire de relevé, afin de réaliser les relevés dans une végétation homogène. Ces modifications doivent être mentionnées sur la feuille de terrain. Pour étudier l'effet de la restauration sur la zone humide, il est primordial de positionner des transects « témoins », hors zone d'impact des travaux. Des placettes complémentaires peuvent éventuellement être ajoutées en dehors des transects pour mieux couvrir une zone de travaux (voir carte ci-dessus).

Travaux basés sur le Collectif RhoMéo (2014)

©Coulombel R.

Etape 3 : Informations à relever sur le terrain à l'échelle des placettes

Les informations suivantes sont à noter : **la date du relevé, le nom du site d'étude, le nom de la commune, l'identifiant de la placette et celui du transect, les coordonnées GPS de la placette et l'altitude, et enfin la superficie du relevé.** Sur chaque placette, il faut noter les espèces observées. Pour chaque espèce observée, il faut également noter le coefficient d'abondance-dominance adapté de Braun-Blanquet ainsi que la strate de végétation au sein de laquelle l'espèce a été observée : muscinale, herbacée, sous-arbustive, arbustive et arborée. Chaque placette donne lieu au remplissage d'une fiche terrain qui contient les informations listées ci-dessus. Une fiche terrain type issue de la RhoMÉO est disponible en fin de document.

Etape 4 : Saisie des données

Les données récoltées sur le terrain sont reprises dans des fichiers informatiques qui faciliteront ensuite les calculs des indices. Les données peuvent aussi être saisies dans une base de données naturalistes.

Etape 5 : Calcul des indices à diverses échelles

A l'aide de la méthode expliquée par la suite, les calculs des valeurs de l'indice à l'échelle de la placette puis du site sont obtenus.

Etape 6 : Report des résultats sur SIG

Pour apprécier visuellement la répartition des valeurs de l'indice obtenues sur les différentes placettes au sein de la zone humide étudiée et pour aider à leur analyse, la valeur calculée pour chaque placette est renseignée dans une table attributaire dans un système d'information géographique (SIG). Des cartes peuvent alors être élaborées illustrant les résultats obtenus.

Etape 7 : Analyses statistiques

Cette analyse est effectuée lorsque deux relevés espacés de 5 ans par exemple ont été réalisés sur le même site et sur les mêmes transects et placettes. Les calculs à mener sont explicités dans une rubrique suivante.

Représentativité des données

Précision et représentativité de l'information collectée

D'après le collectif RhoMÉO (2014), la variabilité spatiale est faible à l'échelle de la placette et très faible à nulle à l'échelle du site

La principale source d'erreurs de ce protocole est la **détermination des espèces**. De bonnes compétences en botanique (*a minima* sur la flore des milieux humides) sont nécessaires. Il faut également essayer de limiter au maximum le nombre d'opérateurs différents effectuant les relevés afin de minimiser la part de subjectivité et l'hétérogénéité liées à l'attribution des coefficients d'abondance-dominance.

La définition du plan d'échantillonnage est une étape capitale pour s'assurer d'une bonne représentativité de l'information collectée vis-à-vis des objectifs du suivi.

Dans le cas où les effets des travaux sont évalués à l'échelle globale (site, zone d'influence), il convient de ne pas privilégier certains habitats au détriment d'autres, plus largement représentés et indicateurs des caractéristiques écologiques du site (exemple, végétations arbustives et forestières si les travaux visent à restaurer des conditions hydrologiques particulières). Dans le cas où la zone d'impact des travaux concerne un type de milieu en particulier, l'échantillonnage peut être réduit à la végétation-cible (se limiter aux milieux ouverts par ex. si les travaux les visent). ³²

Travaux basés sur le Collectif RhoMéo (2014)

©Coulombel R.

Opérationnalité de la collecte

Compétences requises

De bonnes compétences en botanique sont nécessaires, au moins sur la flore des milieux humides. Quelques compétences dans l'utilisation des logiciels SIG et de la pratique d'analyses statistiques sont nécessaires.

Impact du niveau de compétences

L'effet des erreurs de détermination ou des omissions d'espèces peut être évalué par des données bibliographiques : ainsi l'omission de 80% des espèces les moins abondantes affecte très peu les valeurs diagnostiques. Par contre, les erreurs de détermination sur les espèces abondantes peuvent avoir un impact assez fort (Collectif RhoMÉO, 2014).

Temps moyen de collecte des données sur le terrain

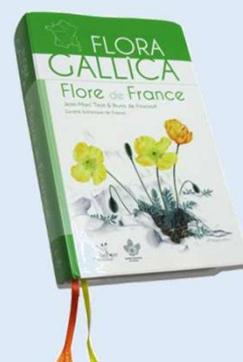
Selon la superficie du territoire prospecté et du nombre et de la taille des transects, le temps moyen de collecte (relevé de végétation) varie. Dans une situation optimale (30 placettes minimum par site), il faut compter **3 à 4 jours selon l'éloignement, la complexité et la taille du site.**

Temps de validation et de saisie de données

La saisie des données dans un fichier informatique dépend du nombre de données récoltées et du nombre de placettes effectuées. Dans une situation optimale (30 placettes minimum par site) il faut compter **1 à 1,5 jour par site.**

Coûts et Moyens nécessaires

La phase de terrain ne demande pas de matériel spécifique hormis les **GPS (100-150 €)** et un **décamètre (10 €)** ainsi que quelques piquets permettant de délimiter les quadrats. Une **flore (Flora Gallica 89 €)** permettent l'identification des plantes inconnues sur le terrain. Une **loupe botanique (20 €)** est utile pour la détermination de quelques espèces.



Travaux basés sur le Collectif RhoMéo (2014)

©Coulombel R.

Analyses et interprétations des résultats

Le principe de cet indicateur est d'évaluer le niveau de fertilité du sol grâce aux espèces végétales observées. Cet indicateur est calculé à l'échelle de la placette et à l'échelle de la zone humide étudiée. Les valeurs et graphiques permettant de résumer l'information de cet indicateur sont la valeur indicatrice par placette et la note moyenne de l'ensemble de la zone étudiée, l'histogramme de répartition des placettes selon leur valeur de l'indicateur, et l'histogramme des occurrences des espèces selon leur valeur indicatrice.

Méthode de calcul

Calcul de l'indice

Pour chacune des espèces présentes sur un relevé, correspond une valeur indicatrice de fertilité du sol (**valeur de Landolt**). Dans le bassin Artois-Picardie, la valeur à utiliser est celle adaptée de Landolt et établie par le CBN de Bailleul. Lorsqu'il est attribué plusieurs valeurs à une espèce, la valeur retenue pour le calcul est la moyenne des valeurs. Par exemple une espèce dont les valeurs de fertilité sont 1-2, la valeur retenue est 1,5. Le calcul de la moyenne de ces valeurs indicatrices par relevé, en prenant en compte (ou non) le recouvrement de chaque espèce, permet d'obtenir la valeur de l'indicateur floristique de fertilité « Ht » par relevé. $Ht = \sum(r_{ij} * x_i) / \sum(r_{ij})$ Avec r_{ij} le taux de recouvrement de l'espèce i dans la placette j et x_i la valeur indicatrice de l'espèce i .

Dans le cas d'une espèce présente sur plusieurs strates, seul le recouvrement maximal sera retenu dans le calcul de l'indicateur. Pour calculer cet indice à l'échelle du site, on prendra la moyenne (Forum des Marais Atlantiques, 2015) des indices floristiques de fertilité du sol des relevés réalisés sur ce site. Il est conseillé d'évaluer séparément, lorsqu'ils existent sur le site, les compartiments aquatiques des compartiments terrestres ou amphibies.

Présentation des résultats

Pour chacune des placettes, un tableau doit présenter les noms des espèces relevées, leur indice de recouvrement selon Braun-Blanquet, et leur valeur indicatrice de fertilité de Landolt adaptée et établie par le CBN de Bailleul. L'indice floristique de fertilité du sol sera aussi présenté pour chaque placette, ainsi que pour chaque zone étudiée.

Analyse des tendances d'évolution

Le calcul de la moyenne des valeurs diagnostiques des relevés permet d'évaluer la tendance globale à l'échelle de la zone d'étude. La variabilité peut également être calculée et représentée par le biais d'histogrammes. On représentera le nombre de placettes par valeur de l'indice floristique de fertilité : pour cela, des classes de valeurs diagnostiques sont définies et le nombre de placettes dans chaque classe est figuré. La variabilité peut également être figurée par un histogramme des occurrences pour chaque valeur indicatrice, à l'échelle de la parcelle. L'analyse de ces histogrammes et leur comparaison entre deux relevés (à 5 ans par exemple) permet de voir si les distributions sont symétriques ou unimodales. Si c'est le cas, un test statistique d'évolution de la tendance centrale (médiane) peut être mis en place. Sinon, l'évolution sera basée sur le calcul d'un indice semi-statistique d'évolution et sur la comparaison de l'écart observé entre les deux relevés (par exemple s'il y a une répartition bimodale à un des deux relevés) (Collectif RhoMéo, Février 2014).

Travaux basés sur le Collectif RhoMéo (2014)

©Coulombel R.

Clés d'interprétation de la note indicatrice

Interprétation des résultats lors du premier relevé

La valeur de l'indice calculé a une corrélation positive avec le niveau de fertilité du sol. Les valeurs de l'indice varient de 1 à 5 et plus la valeur de l'indice est élevée, plus la disponibilité en nutriments est importante dans le sol et plus la végétation sera caractéristique des milieux eutrophes. Cet indicateur permet d'estimer le niveau de trophie du sol selon les relevés du couvert végétal.

Analyse de la significativité de l'écart observé entre deux relevés espacés dans le temps

Pour un suivi dans le temps, il faudra s'assurer que les calculs sont effectués sur les mêmes couples de placettes. Trois méthodes permettent d'analyser la significativité de l'écart observé entre deux dates :

1. **La comparaison de l'écart observé avec l'erreur moyenne à l'échelle d'un site**, estimé à 0.3 en présence/absence et 0.4 avec prise en compte du recouvrement des espèces. Pour être significatif, l'écart observé doit être supérieur à l'erreur moyenne.
2. **Le calcul de l'écart global entre les occurrences observées et les occurrences attendues (calcul du coefficient V de Cramer)** (Collectif RhoMÉO, Février 2014). Pour être significatif, ce coefficient, qui varie de 0 à 1, doit être supérieur à 0.1.
3. **La comparaison statistique des valeurs des placettes avec le test non paramétrique des rangs de Wilcoxon** : pour être significatif, la statistique du test doit être inférieure à des valeurs seuils données dans des tables.

L'évolution d'un site est considérée probante lorsqu'au moins deux de ces trois méthodes donnent des résultats significatifs.

Liens possibles avec d'autres indicateurs de la BIMH BAP

- **Indicateur floristique d'engorgement** : Lors de l'analyse les valeurs calculées pour les deux indices floristiques sur les mêmes placettes peuvent être croisés pour apprécier la répartition des placettes selon ces deux valeurs.
- **Indicateur pédologique** : Lien possible

Structuration des données et bancarisation

Le jeu de données

Les relevés effectués sont consignés dans un tableur comprenant les relevés en colonnes et les espèces en lignes. Les données sont rentrées en coefficients de Braun-Blanquet. La conversion en recouvrement se fait selon un tableau de correspondance. Les recouvrements bruts sont ensuite convertis en recouvrements relatifs de façon à ce que la somme des recouvrements sur un relevé soit égale à 100 % (voir table de correspondance en annexe).

Les données sous SIG

Pour la cartographie, il est possible de créer une couche de points présentant les placettes de relevés et d'y associer, dans la table attributaire, les valeurs des indices floristiques de fertilité du sol.

Travaux basés sur le Collectif RhoMéo (2014)

©Coulombel R.

Opérationnalité de l'analyse et de l'interprétation

Temps de calcul des valeurs de l'indice et des analyses statistiques

En l'absence d'outil de calcul automatique, le temps moyen de calcul des indices à différentes échelles est de 1 jour (année n). Le **temps d'analyse statistique et d'interprétation des données entre deux relevés est estimé entre 1 et 2 jours** en compléments du jour de calcul des indices à différentes échelles à l'année n+5. Au total, nous estimons le temps de calcul de l'indice pour deux relevés espacés dans le temps (5 ans par exemple) à 3 jours environ.

Temps de réalisation des cartes sous SIG

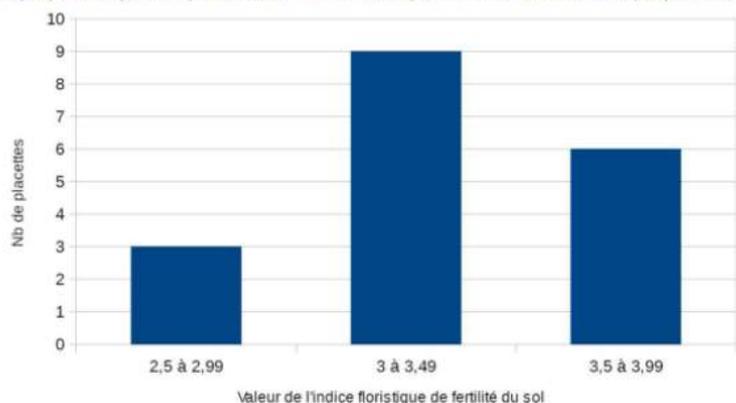
Le **temps moyen d'élaboration de cartes sous SIG est de 0,5 jour** pour une année de relevé sur un site (année n) soit un jour au total pour deux années de relevés (n et n+5).

Estimation du temps global pour l'analyse et l'interprétation

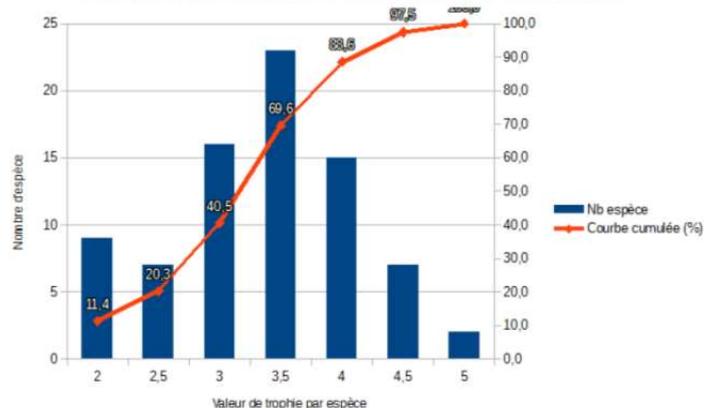
Au total le temps moyen estimé pour un site serait de 4 jours pour un site bénéficiant de deux séries de relevés (années n et n+5).

Exemples de représentations graphiques et cartographiques

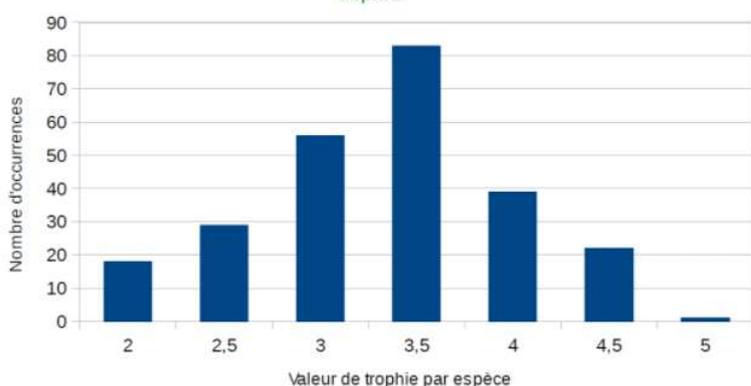
Graphique 4: Répartition par classe de l'indice floristique de fertilité du sol calculé par placettes.



Graphique 5: Nombre d'espèces observées en 2017 par valeur de trophie.



Graphique 6: Nombre d'occurrences obtenu sur l'ensemble des placettes par valeur de trophie.





Bibliographie

- Collectif RhoMéo, Février 2014, La boîte à outils de suivi des zones humides du bassin Rhône-Méditerranée, Conservatoire d'espaces naturels de Savoie, 147 p. + annexes.
- Conservatoire botanique national de Bailleul, 2018 - Spectre écologique des plantes vasculaires (Ptéridophytes et Spermatophytes) pour la Haute-Normandie, le Nord - Pas de Calais et la Picardie. Référentiel écologique des plantes vasculaires de DIGITALE. DIGITALE (Système d'information floristique et phytosociologique) [Serveur]. Bailleul : Conservatoire botanique national de Bailleul, 1994-2017 (extraction: 2018)
- DIEKMANN M. & FALKENGREN-GRERUP U., 1998. A new species index for forest vascular plants : development of functional indices based on mineralization rates of various forms of soil nitrogen. *Journal of Ecology* 86 : 269-283.
- ELLENBERG H., 1988, *Vegetation ecology of Central Europe*. Cambridge: Cambridge University Press.
- ELLENBERG H., WEBE H., DULL R., WIRTH H., WERNER W., PAULISSEN D., 1992, *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa*. Ed 3. *Scripta Geobotanica* 18 : p.1-258, 258p.
- ERTSEN A. C. D., ALKEMADE J. R. M., & WASSEN M J., 1998. Calibrating Ellenberg indicator values for moisture, acidity, nutrient availability and salinity in the Netherlands. *Plant Ecology* 135 : 113-124.
- Forum des Marais Atlantiques, 2015, *Malette d'indicateurs de travaux et de suivis en zones humides*. Agence de l'eau Loire-Bretagne et Conseil régional des Pays de la Loire, 189 p.
- FRANCEZ A-J., BOCK B., FARIBAULT C., HAMON D., TOULLEC H., 1999, *Tourbières et marais tourbeux de Picardie : inventaire, typologie, élaboration de stratégies de gestion, fiches sites*, 96p.
- FRANCEZ A-J., BOCK B., FARIBAULT C., HAMON D., TOULLEC H., 1999, *Tourbières et marais tourbeux de Picardie : inventaire, typologie, élaboration de stratégies de gestion, fiches sites*, 96p.
- Gillet, 2010, *Guide d'utilisation de Phytobase 8, base de données phytosociologiques*.
- JULVE P., 1998, *Baseflor, index botanique, écologique et chronologique de la flore de France*, <http://philippe.julve.pagesperso-orange.fr/catminat.htm>
- RUTHSATZ B., 1998. Sukzessionsveränderungen in Seggen-reidgürtel um ein vermoortes Maar des Vulmanefel (NSG Mürmes) und ihre möglichen ursachen. *Tuxenia* 18 : 237-259.
- SCHAFFERS A. P. & SYKORA K. V., 2000. Reliability of Ellenberg indicator values for moisture, nitrogen and soil reaction : a comparison with field measurements. *Journal of Vegetation Science* 11 : 225-244.



©Coulombel R.

Annexes

Pression d'échantillonnage

Source : Collectif RhoMÉO, Février 2014

Taille du site en hectare	Nombre d'habitats	Nombre minimum de relevés	Densité minimale de relevés à l'hectare
1 ha		3	3
Entre 1 et 10 ha	<5	5	0,5
	≥5	10	1
Entre 10 et 50 ha	<5	10	0,2
	≥5	20	0,4
Entre 50 et 200 ha	<10	20	0,1
	≥10	40	0,2
Plus de 200 ha	<10	50	≈0,06
	≥10	60	≈0,07

Calcul du coefficient V de Cramer

Source : Collectif RhoMÉO, Février 2014

La question posée : Les occurrences des valeurs d'indice suivent-elles une distribution identique entre l'année 1 et l'année n du suivi ? Autrement dit, y-a-t-il un lien (ou dépendance) entre les valeurs des indices et les années ?

Pour cela, on doit comparer nos données à un jeu de données simple à calculer et qui représente le nombre d'occurrences d'espèces ayant une valeur indicatrice en cas de distribution identique entre les deux années : c'est le jeu de données attendu s'il n'y avait aucune différence de distribution. Dans le cas attendu, les occurrences ne dépendent que de la fréquence relative de la valeur indicatrice et du nombre d'observations de l'année concernée (pour la méthode précise de calcul, voir les exemples ci-dessous).

On calcule ensuite l'écart global (appelé Khi^2) entre les occurrences observées et les occurrences attendues comme :

$$Khi^2 = \left(\sum \frac{(\text{occurrences observées})^2}{\text{occurrences attendues}} \right) - \text{effectif total}$$

Plus la valeur est élevée, plus l'écart entre valeurs attendues et observées est fort, et donc, plus les occurrences des valeurs indicatrices sont différentes entre les années. En théorie, cette valeur suit une loi du Khi^2 et on peut tester statistiquement si la valeur observée est compatible avec l'hypothèse d'indépendance entre les valeurs et les années.



©Coulombel R.

Annexes

Calcul du coefficient V de Cramer (suite)

Mais, comme les placettes sont appariées et que les individus statistiques ne sont pas clairement définis, le test statistique n'est pas applicable. Un coefficient normalisé (qui ne dépend pas du nombre de catégories ni de l'effectif total) dérivé de la valeur du Khi^2 , appelé **coefficient V de Cramer**, est donc calculé pour évaluer le niveau d'association entre les occurrences des valeurs indicatrices et les années. Il vaut 0 si les effectifs sont égaux (ou proportionnels) et tend d'autant vers 1 que les occurrences sont dissemblables entre les années. Empiriquement, on qualifie le niveau d'association entre années et occurrences de :

- association forte si $V > 0.5$
- association modérée si V compris entre 0.3 et 0.5
- association faible si V compris entre 0.1 et 0.3
- pas d'association si $V < 0.1$

Attention, les valeurs fortes indiquent une association, c'est-à-dire une dépendance, entre années et valeurs indicatrices, et non pas entre années. Autrement dit, plus l'association est forte, moins la « corrélation » entre années est bonne, c'est-à-dire que la répartition relative des occurrences de valeurs indicatrices est très différente et l'évolution du site significative.

Application au niveau de fertilité

Exemple : site des Mièges (74) ; les données disponibles pour 2010 sont les données réelles, celles pour 2015 ont été obtenues en simulant une augmentation globale de 1%. Pour calculer le nombre d'occurrences attendues en 2010 pour la valeur indicatrice 2, on procède ainsi :

- on a 194 occurrences de la valeur 2 toutes années confondues et 293 observations en 2010, pour un effectif total cumulé sur les deux années de 581 observations ;
- le nombre d'occurrences attendu en cas d'indépendance est donc de $194 \cdot 293 / 581 = 97.8$

Lorsque les effectifs attendus d'une valeur indicatrice sont inférieurs à 5, il est préférable de regrouper des valeurs indicatrices en sommant les effectifs.

Fertilité	Occurrences 2010 observées	Occurrences 2015 observées	Totaux observés	Occurrences 2010 attendues	Occurrences 2015 attendues
2	104	90	194	97,8	96,2
3	124	115	239	120,5	118,5
4	65	83	148	74,6	73,4
Total	293	288	581	293	288

On calcule ensuite l'écart global (appelé Khi^2) entre les occurrences observées et les occurrences attendues comme :

$$K_{hi^2} = \left(\frac{104^2}{97,8} + \frac{124^2}{120,5} + \dots + \frac{90^2}{96,2} + \dots + \frac{83^2}{73,4} \right) - 581 = 3,49$$

On calcule le V de Cramer comme :

$$V = \sqrt{[K_{hi^2} / ((\text{effectif total}) * (\text{minimum}(\text{ligne} - 1; \text{colonnes} - 1)))]}$$

Soit avec 3 lignes et 2 colonnes (minimum = 2 donc, minimum-1 = 1)

$$V = \sqrt{3,49/581} = 0,006$$

Il existe une liaison entre les occurrences des valeurs indicatrices et les années, c'est-à-dire que les occurrences ne sont pas réparties de manière identique entre les deux années, mais cette liaison est faible.



©Coulombel R.

Annexes

Test des rangs signés Wilcoxon

Source : Collectif RhoMÉO, Février 2014

La question posée : Existe-t-il une différence de distribution des valeurs de fertilité entre les deux dates de suivi ? Autrement dit, observe-t-on des valeurs inférieures ou supérieures de fertilité (on parle de test bilatéral car il ne préjuge ni de l'un ni de l'autre) à une date donnée par rapport à l'autre ou, au contraire, ces valeurs sont-elles homogènes ? Il s'agit donc surtout d'un test de tendance centrale.

Pour cela, on utilise le test des rangs signés de WILCOXON. Il est fondé non sur les valeurs mais sur leurs rangs, ce qui permet de s'affranchir des problèmes de non normalité et de non symétrie et est surtout peu sensible aux données extrêmes, tout en étant suffisamment puissant (efficacité d'environ 95 % par rapport au test *t* de Student et supérieure à 100% pour des distributions non normales, asymétriques ou assez fortement étalées). Ce test suppose que les placettes sont suffisamment bien relocalisées pour pouvoir considérer les couples de placettes comme appariées (non indépendantes).

Soit *n* le nombre de placettes pour lesquelles on a des relevés pour les deux années. On calcule l'écart observé entre la première date et la seconde, puis on classe ces écarts de la plus petite valeur vers la plus grande, sans tenir compte du signe, et on leur attribue le rang correspondant. Si deux placettes ont la même valeur, elles sont exclues du calcul et on réduit l'effectif de 1.

Pour les écarts, si on a des ex-aequo, on leur attribue le rang moyen. On calcule ensuite la somme des rangs des écarts positifs d'une part, et celle de la somme des rangs des écarts négatifs d'autre part. Si les deux distributions sont identiques ou voisines, ces sommes sont proches de $n(n+1)/4$, soit 105 dans les exemples ci-dessous (où $n = 20$), et plus l'une ou l'autre des sommes est différente de cette valeur attendue, plus l'écart observé sera significatif.

Des valeurs critiques sont disponibles sur : <http://www.cons-dev.org/elearning/stat/Tables/Tab5.html>.

Lorsque les effectifs sont suffisants (au moins 25 placettes par date), une approximation normale est applicable.

Application au niveau de fertilité

Placette	Valeur 2010	Valeur 2015	Écart	Écart absolu	Rang « + »	Rang « - »
1	3,625	3,658	-0,033	0,033		5,5
2	3,143	3,356	0,213	0,213		17,0
3	2,577	2,601	-0,024	0,024		3,0
4	3,000	2,981	0,019	0,019	1,0	
5	2,643	2,401	0,242	0,242	19,0	
6	2,750	2,980	-0,230	0,23		18,0
7	2,500	2,780	-0,280	0,28		20,0
8	2,727	2,760	-0,033	0,033		5,5
9	2,923	3,020	-0,097	0,097		12,0
10	3,129	3,150	-0,021	0,021		2,0
11	3,750	3,780	-0,030	0,03		4,0
12	3,001	3,050	-0,051	0,051		8,0
13	3,333	3,500	-0,167	0,167		16,0
14	3,455	3,561	-0,106	0,106		14,0
15	2,913	3,801	0,112	0,112	15,0	
16	2,429	3,351	0,078	0,078	11,0	
17	3,000	2,950	0,050	0,05	7,0	
18	3,143	3,080	0,063	0,063	10,0	
19	2,800	2,700	0,100	0,1	13,0	
20	2,667	2,605	0,062	0,062	9,0	

Dans notre cas, les sommes des rangs positifs et négatifs sont égales à 85.0 et 86.0 respectivement.

Pour un test bilatéral et avec un effectif de 20, les valeurs limites sont de 52 et 37 pour un risque de 5% et 1% respectivement. Comme la plus petite des sommes (85 pour les rangs négatifs) est supérieure aux valeurs critiques, on accepte l'hypothèse d'égalité des distributions tant au niveau de 5% qu'à celui de 1%.



©Coulombel R.

Annexes

Table de correspondance Recouvrement / Valeur d'Abondance

Seuil de recouvrement de Braun-Blanquet	Signification	Taux de recouvrement médian retenu pour le calcul de l'indicateur
5	Recouvrement supérieur aux $\frac{3}{4}$ (75 %) de la surface, abondance quelconque	87.5
4	Recouvrement de $\frac{1}{2}$ (50 %) à $\frac{3}{4}$ (75 %) de la surface, abondance quelconque	62.5
3	Recouvrement de $\frac{1}{4}$ (25 %) à $\frac{1}{2}$ (50 %) de la surface, abondance quelconque	37.5
2	Individus très nombreux (> 100 individus) mais recouvrement < 5 %, ou nombre d'individus quelconque mais recouvrement de 5 à 25 %	15
1	Individus nombreux (de 20 à 100 individus) mais recouvrement < 1 %, ou nombre d'individus quelconque mais recouvrement de 1 à 5 %	2.5
+	Peu abondant, recouvrement très faible	1
r	Très peu abondant, recouvrement très faible	1
i	individu unique	1

Exemple de fiche terrain pour la flore

Source : Collectif RhoMéO, Février 2014

SITE

Id. _____ Nom _____

Date ____/____/____ Observateur _____

POINT D'OBSERVATION

Altitude _____ m
 Coordonnées X= _____ Y= _____

RELEVÉ FLORISTIQUE

N° de relevé _____
 Surface du relevé (m²) _____
 Relevé emboîté
 N° du relevé de taille supérieure _____
 Durée d'observation _____

1 - situation terrain plat en pente faible moyenne forte
 2 - Exposition N NW W SW S SE NE E

Structure de la végétation		Recouvrement (%)	Hauteur (m)
Strate arborée (A)			
arborescente (a)			
sous-arborescente (sa)			
herbacée (h)			
muscinale (m)			

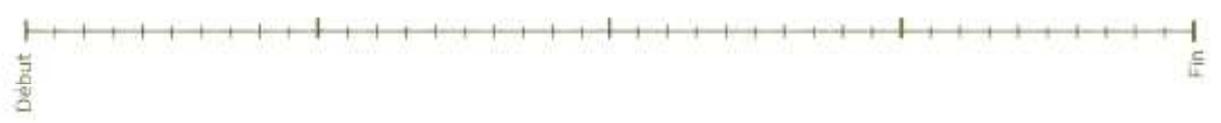
Physionomie (cocher)	
<input type="checkbox"/> AL	<input type="checkbox"/> BM
<input type="checkbox"/> AQ	<input type="checkbox"/> HM
<input type="checkbox"/> EC	<input type="checkbox"/> GH
<input type="checkbox"/> EX	<input type="checkbox"/> MC
<input type="checkbox"/> FO	<input type="checkbox"/> PH
<input type="checkbox"/> RB	<input type="checkbox"/> MG
<input type="checkbox"/> CN	
placette (2 x 2)	(4 x 4)
surface 4	16
	49
	225

Description du milieu (en français)

Espèce et sous-espèce	Strate (A, a, sa, h, m)	Abondance (0-5)	Espèce et sous-espèce	Strate (A, a, sa, h, m)	Abondance (0-5)
01		<input type="checkbox"/>	26		<input type="checkbox"/>
02		<input type="checkbox"/>	27		<input type="checkbox"/>
03		<input type="checkbox"/>	28		<input type="checkbox"/>
04		<input type="checkbox"/>	29		<input type="checkbox"/>
05		<input type="checkbox"/>	30		<input type="checkbox"/>
06		<input type="checkbox"/>	31		<input type="checkbox"/>
07		<input type="checkbox"/>	32		<input type="checkbox"/>
08		<input type="checkbox"/>	33		<input type="checkbox"/>
09		<input type="checkbox"/>	34		<input type="checkbox"/>
10		<input type="checkbox"/>	35		<input type="checkbox"/>
11		<input type="checkbox"/>	36		<input type="checkbox"/>
12		<input type="checkbox"/>	37		<input type="checkbox"/>
13		<input type="checkbox"/>	38		<input type="checkbox"/>
14		<input type="checkbox"/>	39		<input type="checkbox"/>
15		<input type="checkbox"/>	40		<input type="checkbox"/>
16		<input type="checkbox"/>	41		<input type="checkbox"/>
17		<input type="checkbox"/>	42		<input type="checkbox"/>
18		<input type="checkbox"/>	43		<input type="checkbox"/>
19		<input type="checkbox"/>	44		<input type="checkbox"/>
20		<input type="checkbox"/>	45		<input type="checkbox"/>
21		<input type="checkbox"/>	46		<input type="checkbox"/>
22		<input type="checkbox"/>	47		<input type="checkbox"/>
23		<input type="checkbox"/>	48		<input type="checkbox"/>
24		<input type="checkbox"/>	49		<input type="checkbox"/>
25		<input type="checkbox"/>	50		<input type="checkbox"/>

N° de transect

Inventarier les relevés et sondages pédoécologiques
 noter la distance entre les différents habitats et les codes CB



échelle : _____



©Vanappelghem C.

Domaine d'application

Cet indicateur est applicable dans la plupart *des milieux humides*

Fonction**Biodiversité****Compétences / Connaissances**

Le protocole nécessite une assez bonne connaissance des odonates puisque la détermination à l'espèce est requise.

Description rapide de l'indicateur

Source RhoMéo : L'évaluation proposée s'appuie sur la comparaison, à l'échelle d'une zone humide, du peuplement d'odonates observé avec le peuplement attendu. Seules les espèces présentant une exigence écologique forte avec les habitats aquatiques présents (dites sténoèces) sont intégrées dans la construction de l'indicateur.

L'écart entre les états observés et les états attendus du peuplement d'odonates constitue une estimation du degré d'intégrité du peuplement. L'analyse de l'écologie des taxons manquants ou inattendus permet de formuler des hypothèses quant aux facteurs expliquant cette altération.

Échelles d'application

L'indicateur d'intégrité du peuplement d'odonates est calculé à l'échelle de la zone où les travaux ont été menés voire à l'échelle du site où l'échantillonnage a été pratiqué.

Périodicité et Fréquence : Le pas de temps recommandé entre deux campagnes, dans le cadre du suivi de l'état écologique global du site, est quinquennal à décennal, en fonction des objectifs du programme associé. Il peut être annuel dans le cas de milieux humides à statut particulier, bénéficiant de moyens de gestion suffisants. Dans ce dernier cas, la détection de modifications significatives sera facilitée. Dans le cadre du suivi de la zone restaurée, la périodicité du suivi (en considérant l'année de réalisation des travaux comme l'année N) sera la suivante: évaluation pré travaux en N-1 ou printemps/été de l'année N si les travaux ont lieu à l'automne/hiver. Puis à minima N+1; N+3 et N+5 comme précisé dans la notice introductive..

Coûts et Moyens nécessaires

Il faut compter un GPS [100-150 €], une loupe à main [20-30 €] voire une loupe binoculaire [300 €] pour les exuvies, un filet à papillons [50 €], des jumelles [150 €] et des guides d'identification [20-30 € / guide].

Bibliographie

- CHOVANEK A & WARINGER J., 2001. Ecological integrity of river-floodplains systems- assesment by dragonfly survey. Regul. Riv. Res. Mgmt.17:493-507.
- CHOVANEK A, WARINGER J, STRAIF,M., GRAF W., RECKENDORFER W., WARINGER-LÖSCHENKOHL A., WAIDBACHER H., & SCHULTZ H., 2005. The Floodplain Index - a new approach for assessing the ecological status of river/floodplain-systems according to the EU Water Framework Directive. Large Rivers 15, 169-185.
- INDERMUEHLE N., ANGÉLIBERT S. & OERTLI B., 2008. IBEM: Indice de Biodiversité des Etangs et Mares. Manuel d'utilisation. Ecole d'Ingénieurs HES de Lullier, Genève. 33p
- MASSELOT G., NEL A., 2003. Les odonates sont-ils des taxons bio-indicateurs ? . Martinia 19(1):5-38.
- OERTLI B., AUDERSET JOYE D. A., CASTELLA E., JUGE R., LEHMANN A. & LACHAVANNE J.-B., 2005. PLOCH : A Standardized Method for Sampling and Assessing the Biodiversity in Ponds. In: Conservation and monitoring of pond biodiversity. Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosystems. Special issue Vol 15 (6): 665-680.
- PONT, B., 2014. Boîte à outils zones humides RhoMéo. Indicateur I10 « Intégrité du peuplement d'odonates ». Protocole PO 06 Odonates. 15P + annexes
- VANAPPELGHEM C., 2007. Protocole du nouvel atlas des Odonates de la région Nord – Pas-de-Calais. Le Héron, 40 (1) : 43-52



©Vanappelghem C.

Description et principes de l'indicateur

Source RhoMéo : « L'évaluation proposée s'appuie sur la comparaison, à l'échelle d'une zone humide, du peuplement d'odonates observé avec le peuplement attendu. Seules les espèces présentant une exigence écologique forte (dites stenoèces) sont intégrées dans la construction de l'indicateur. L'écart entre les états observés et attendus constitue une estimation du degré d'intégrité du peuplement. L'analyse de l'écologie des taxons manquants ou inattendus permet de formuler des hypothèses quant aux facteurs expliquant cette altération. »

Fondements scientifiques de l'indicateur

Source RhoMéo (modifiée) :

« L'intérêt des odonates en tant qu'indicateur suscite des débats dans la communauté scientifique. Ainsi, MASSELOT et NEL (2003) contestent le caractère bio-indicateur des espèces prises individuellement. Parallèlement, d'autres auteurs mettent en avant l'intérêt de la prise en compte du peuplement de ce groupe taxonomique dans l'évaluation des zones humides (CHOVANNEC et al 2001, 2004 et 2005 ; SCHMIDT 1985 ; OERTLI et al. 2005 ; INDERMUHELE et al. 2008). La synthèse proposée par OERTLI (2008) met en avant les points suivants :

- les odonates constituent un groupe parapluie et porte-étendard ;
- ils sont représentatifs des milieux humides ;
- ils sont raisonnablement diversifiés et sont généralement le groupe d'invertébrés le mieux connu (taxonomie, écologie...) ;
- bien qu'utilisant des habitats variés en fonction de leur stade de développement, ils sont fonctionnellement peu diversifiés car tous sont prédateurs ;
- plusieurs espèces sont stenoèces et nécessitent des conditions d'habitat spécialisées ;
- ils sont largement répandus, mais manquent aux altitudes élevées ;
- ils constituent un matériel aisément accessible pour un échantillonnage quantitatif.

La question de l'autochtonie des individus imagos observés sur un site est également régulièrement posée. Ainsi certains auteurs choisissent de travailler sur le stade larvaire (prélèvement dans le milieu aquatique ou récolte d'exuvies) pour s'en affranchir.

Toutefois ce matériel présente des inconvénients : difficulté de détermination des zygoptères au stade larvaire ou exuvie et de tous les taxons dans les premiers stades larvaires (DOUCET, 2010), temps de détermination au laboratoire important. L'expérience des observateurs montre que l'on peut observer certaines espèces n'importe où, du fait de l'erratisme de certains individus ou dans la période de maturation succédant à l'émergence, lorsque les individus s'éloignent de l'habitat aquatique.

Toutefois, la fréquence d'observation de ces individus erratiques sur les habitats de reproduction peut être très faible. Le recours à des temps d'observation calibrés et courts permettrait de limiter le risque de détection d'espèces non autochtones et seule la collecte d'informations qualitatives permet de préciser le degré d'autochtonie de chaque taxon.

En conclusion, on retiendra que les odonates correspondent au groupe d'invertébrés aquatiques le plus facilement accessible en terme de détermination et de méthodes d'échantillonnage. Il conviendra cependant d'accorder une attention particulière à l'autochtonie des individus lorsque l'on travaille sur les imagos. »



©Vanappelghem C.

Domaine d'application

Source RhoMéo : « Des odonates se reproduisent dans la plupart des milieux aquatiques : doux ou saumâtres, permanents ou temporaires, stagnants ou courants, végétalisés ou non. Ainsi, seules les zones humides suivantes ne permettent pas l'utilisation de cet indicateur :

- lagune salée alimentée uniquement par de l'eau de mer ;
- prairie et boisement humide à inondation de courte durée (moins d'un mois) sans aucune trace d'eau de surface semi-permanente. La présence de mares, fossés ou suintement à mise en eau de quelques mois suffit par contre à permettre l'utilisation de l'indicateur (reproduction possible).
- tourbière haute en phase ultime ne présentant plus aucune gouille ;
- zone humide de très haute altitude (étage alpin et nival). »

Limites

La principale limite de cet indicateur tient dans le fait qu'il est impossible d'analyser les dysfonctionnements en se basant uniquement sur celui-ci. Cette donnée numérique doit impérativement être accompagnée d'une interprétation des espèces manquantes mais pour lesquelles aucun outil standard n'existe (base de traits), il faut compter sur une expertise individuelle.

Protocole de mise en place

Description et principe du protocole

Source RhoMéo (modifié) : « L'objectif du protocole est de réaliser un inventaire du peuplement d'odonates de la zone humide le plus complet possible dans un minimum de temps en appliquant une pression d'observation calibrée et reproductible au niveau de tous les habitats odonatologiques répertoriés sur le site d'étude (cas de l'évaluation écologique globale du site) ou des habitats impactés par les travaux. Les données collectées sont des informations de présence/absence des espèces, complétées d'informations qualitatives sur un réseau de points d'observation. L'échantillonnage est stratifié pour répartir la pression d'observation sur les différents habitats odonatologiques. »

Étape 1 : Définir l'univers d'échantillonnage

La définition des contours de la zone humide étudiée est l'étape préalable à tout travail de terrain. Il est sensiblement délicat de définir une zone cohérente surtout dans des contextes anthropiques où les morphologies et les fonctionnements ont été fortement modelés. Il s'agira d'être intégratif : par exemple dans un contexte de vallée alluviale, intégrer au sein d'une même zone toutes les petites zones humides issues d'une plus grande zone humide historique actuellement fragmentée mais qui présentent le même contexte hydrologique. La définition d'un contour cohérent reste toutefois soumise à interprétation et à la connaissance que l'opérateur a du territoire et de son histoire. D'autre part, en contexte de vallée alluviale, la surface cohérente peut vite atteindre des valeurs incompatibles avec la mise en place du protocole de collecte sur une journée. Le point de vigilance majeur devra donc être que le maximum voire la totalité des habitats odonatologiques soient représentés au sein du périmètre choisi (d'après RhoMéo).

Au sein du périmètre de la zone humide étudiée on définit le contour de la zone restaurée. Elle sera quant à elle caractérisée à minima par la zone impactée par les travaux. Ainsi cette dernière pourra être plus ou moins grande et plus ou moins complexe en fonction des types de travaux envisagés.

Étape 2 : Définir les habitats odonatologiques

L'étape n°2 du protocole est à réaliser conjointement à l'étape n°1. Elle consiste à déterminer, au sein de la zone humide définie, les habitats odonatologiques sur la base du travail de la SFO, modifié par Dussaix (Programme RhoMéo), (Dommanget, 2002). Pour ce faire, une cartographie du réseau hydraulique de la zone d'étude doit être réalisée sur la base de photo d'interprétation et des connaissances que l'opérateur a de la zone.



©Vanappelghem C.

Un travail de terrain peut être nécessaire afin de préciser toutes les masses d'eau présentes, les connexions existantes et les caractéristiques de chaque élément hydraulique. Une bonne connaissance globale de la zone humide est donc nécessaire. (Voir en annexe, **la liste des habitats odonatologiques et leur description**)

Étape 3 : Définir le plan d'échantillonnage

Source RhoMéO : « Le plan d'échantillonnage s'appuie sur la liste des habitats odonatologiques identifiés comme impactés par les travaux (cas de l'évaluation de la zone restaurée) soit comme appartenant à la zone humide dans son ensemble (cas de l'évaluation globale de la zone humide). Au sein de chaque habitat, au moins 3 points d'observation seront mis en place et idéalement 6. Dans le cas d'habitats odonatologiques présentant des nuances significatives (cas des cours d'eau et annexes hydrauliques fluviales courantes), notamment avec les différents faciès du chenal, «radier» et «mouille», on s'attachera à répartir les points de suivi de manière à échantillonner ces différentes nuances. Pour les habitats fragmentés, on veillera à échantillonner les différents «patches» présents. Certains habitats faiblement représentés dans la zone humide ne permettent pas l'installation de 3 points d'observation. Ils seront néanmoins échantillonnés au mieux afin de décrire le plus complètement possible le peuplement de la zone humide. L'observateur choisit la surface d'observation, en fonction de la configuration du site et des conditions de déplacement. Il peut s'agir :

- de transects de 25 m de long et 5 m de large (2,5 m de part et d'autre de l'interface terre/eau). Cette option est à retenir dans tous les cas où l'interface terre/eau est bien marquée et où le déplacement à pied le long du transect est aisé (sol portant, eau peu profonde). Deux transects peuvent être contigus ou proches de quelques dizaines de mètres de manière à optimiser le travail de terrain (par exemple 2 transects proches pour échantillonner un radier et une mouille adjacente sur un cours d'eau) ;
- de points d'un rayon de 5-10 mètres, permettant la détermination à vue (à l'aide de jumelles) des libellules (anisoptères principalement, les zygoptères moins farouches étant le plus souvent déterminables sans jumelles ou facilement capturables). Les points doivent être distants de 25 m au moins, pour éviter le chevauchement. Il est important que l'habitat soit homogène au sein de chaque point de suivi. Les points de suivis seront localisés géographiquement avec précision (coordonnées du début et de fin du transect) afin de réaliser les relevés au même endroit au cours d'une saison ainsi que les années suivantes (si le milieu est stable) »

Il est vraisemblablement possible de cumuler les deux méthodes de suivis sur un même site et une même année (B. Pont commentaire personnel)

De récents échanges dans le cadre du programme MhéO pourrait ouvrir à la possibilité de créer des polygones plutôt que des transects ou des points pour augmenter la détectabilité des espèces, mais cette perspective n'est pas encore aboutie (Pont & Vanappelghem, commentaire personnel).

Étape 4: La récolte de données

Conditions de réalisation d'un relevé :

Source RhoMéO : « Pour les transects, les relevés s'effectueront à marche lente. Au cours de la première visite, une durée de référence sera mesurée et restera relativement constante pour les visites ultérieures afin de conserver la même pression d'observation. Pour les points, le relevé dure au moins 6 minutes et l'inventaire des espèces nouvelles se fait par tranche de 2 minutes. Si la dernière tranche de 2 minutes a permis de détecter au moins une espèce nouvelle, une tranche supplémentaire de 2 minutes d'observation est ajoutée et ainsi de suite. Si cette période n'apporte aucune espèce nouvelle, le relevé est stoppé. Le temps total d'observation est noté. Le temps passé à la capture et à la détermination d'individus est décompté du temps d'observation (dans le cas d'une identification complexe qui demande un certain temps de recherche, si la capture ou la détermination se fait en routine, sans difficulté particulière, ce temps n'est pas décompté).

Pour les Hauts-de-France, l'odonatofaune est relativement restreinte et simple à déterminer, une étape de repérage des espèces présentes n'est donc pas forcément nécessaire pour un naturaliste aguerri mais afin de limiter les interruptions durant le relevé, il est possible de faire une reconnaissance préalable de la zone humide dès l'arrivée, avec capture et identification permettant de faire le point sur les espèces abondantes présentes. »



©Vanappelghem C.

Étape 4 : La récolte des données (suite)

Les relevés seront réalisés entre 10h et 16h (possibilité de décaler plus tard en juin-juillet par temps chaud et lorsque les jours sont les plus longs), période optimale d'activité des imagos. Les conditions météorologiques devront être « bonnes » le jour du relevé ainsi que, dans la mesure du possible, la veille de celui-ci. (voir schéma ci-contre).

Calendrier d'intervention :

Pour les sites de plaine : 3 campagnes, dates indicatives : début mai/mi mai – juin/juillet – septembre, à caler sur la phénologie des espèces. Le premier relevé doit comprendre la période de vol de *Brachytron pratense* pour les eaux stagnantes et de *Gomphus vulgatissimus* pour les eaux courantes. Le dernier correspond au vol des espèces tardives (*Lestes*, *Aeshna mixta/affinis*,...). Les dates de prospection devront être identiques (du point de vue de la phénologie des odonates) d'une année sur l'autre.

Choix des paramètres à collecter :

Pour les imagos, le relevé consistera à noter :

- l'espèce observée ;
- la présence d'un ou plusieurs individus ;
- la présence de mâles et de femelles ;
- le comportement reproducteur le plus significatif : défense territoriale ou comportement d'appétence sexuel, tandem, accouplement, ponte, émergence, exuvie (**voir en annexe : les comportements reproducteurs**).

La recherche des exuvies d'anisoptères est recommandée par le protocole, mais il sera plus judicieux de se concentrer sur les signes d'autochtonie des adultes, notamment dans des milieux difficiles d'accès où la recherche d'exuvies peut prendre un certain temps (à minima, les exuvies repérées aisément à l'occasion du relevé sont collectées). Pour les exuvies, récoltées puis déterminées en laboratoire, seront notés :

- l'espèce à l'exception de certains *Sympetrum* : *Sympetrum sanguineum*, *S. meridionale* et *S. striolatum* ne peuvent être déterminés au niveau spécifique avec certitude. Ils seront donc notés dans un groupe réunissant ces 3 taxons.

Ces observations seront consignées sur une fiche de terrain (**en annexe**). Les exuvies seront stockées dans des boîtes (une par point de suivi et date) en attendant d'être déterminées au laboratoire. Ces boîtes seront référencées avec le code du point de suivi, la date du relevé et le nom de l'observateur. » (**source : RhoMéO**)

		Température		
		< 17°C	17°C - 22°C	> 22°C
Nébulosité	> 3/4	non	oui	oui
	< 3/4	oui	oui	oui
Pluie		non	non	non
Force du vent	< 4 Beaufort	non	oui	oui
	4 Beaufort	non	oui exceptionnellement	
	> 4 Beaufort	non	non	non

Source : BAO RhoMéO, 2014

Étape 5 : La validation du jeu de données

Les données de terrain doivent tout d'abord être toilettées des observations d'individus au genre. Si aucune espèce du genre n'est recensée sur le site, on laissera **Genre sp.**, si une espèce du genre est identifiée, les occurrences seront attribuées à la seule espèce identifiée, si plusieurs espèces sont inventoriées sur le site, les occurrences seront attribuées à celle qui présente le plus d'occurrences. Ce toilettage sera réalisé à l'échelle du point de suivi. Pour exemple: sur le point de suivi a2 lors du premier passage de mai, une *Aeshna sp.* est identifiée. Si sur l'ensemble des points de suivis des 3 passages, seule *Aeschna cyanea* a été déterminée comme espèce du genre, alors *Aeschna sp.* du point de suivi a2 sera transformée en *Aeschna cyanea*. Si *Aeschna cyanea* a été identifiée 6 fois sur l'ensemble des points de suivi des trois passages et *Aeschna mixta* 3 fois sur l'ensemble des points de suivis des trois passages au cours de la saison, on transformera *Aeschna sp.* du point de suivi a2 en *Aeschna cyanea*.



©Vanappelghem C.

Étape 5 : La validation des données (suite)

Le jeu de données récolté doit passer deux filtres de validation :

- **Le premier est le filtre d'autochtonie** : selon les informations relevées sur le terrain (stades et comportements reproducteurs), les espèces se verront attribuer des niveaux d'autochtonie (voir annexe 3 : le tableau des comportements reproducteurs et l'exemple d'application en annexe 5), on retiendra le degré d'autochtonie observé le plus fort pour chaque espèce. Si plus de 50 % des espèces observées présentent un niveau d'autochtonie égal à « probable » ou « certain » alors le jeu de données est validé.
- **Le second filtre est un filtre statistique d'évaluation de la complétude des inventaires** : c'est l'estimateur statistique Jackknife de premier ordre qui est utilisé ici. Il permet d'évaluer la richesse spécifique attendue sur la zone d'étude. Le jeu de données est validé à partir d'un taux de 75 % d'espèces observées/ espèces prédites par l'estimateur. Cette limite des 75 % est issue d'un travail de terrain mené dans le cadre de la définition de l'indicateur : la majorité des inventaires menés lors de la phase test du protocole présentaient plus de 70 % de complétude bien qu'ils aient été réalisés avec une pression de prospection moins forte que préconisé par ce protocole. Ainsi ce seuil de 75 % a été fixé pour considérer un échantillonnage pertinent.

Il existe une feuille de calcul .xls issue du protocole **IBEM** (indice de biodiversité des étangs et des mares) disponible sous ce lien : <http://campus.hesge.ch/ibem/calcul.asp>, qui permet de calculer la valeur de l'indicateur Jackknife de premier ordre. Des sites internet gratuits tels que *SpadeR online* : <https://chao.shinyapps.io/SpadeR/> permettent aussi de calculer cet indicateur ainsi que d'autres indicateurs de biodiversité.

Les données sont présentées comme suit : (voir **en annexe 5** l'exemple d'application) en ligne les espèces observées lors du protocole, en colonne les points de suivi. Les données des trois passages sont codées en présence/absence (1 ou 0).

Représentativité des données

Précision et représentativité de l'information collectée

La méthode proposée est décrite comme peu sensible à la variabilité temporelle (RhoMhéO fiche P06) ou spatiale si le plan d'échantillonnage est bien construit et le calendrier phénologique respecté. Les 3 années de test du protocole à l'échelle des Hauts-de-France montrent une certaine variabilité. L'attention des opérateurs doit être attirée sur l'importance de la première campagne qui permet de détecter des espèces à phénologie précoce et le respect du protocole pour limiter les biais dans l'utilisation diachronique.

Opérationnalité de la collecte

Compétences requises

Source RhoMéo (P06) : « Le protocole nécessite une assez bonne connaissance des odonates puisque la détermination à l'espèce est requise. »

Impact du niveau de compétences

Source RhoMéo (P06) : « Une personne débutante passera à côté de certaines espèces (confusion entre espèces voisines, moins bonne détection) et passera beaucoup de temps à se former à l'identification, ce qui diminuera l'efficacité du travail sur le terrain. Ainsi, la richesse observée risque d'être inférieure au seuil requis pour valider l'indicateur. Par contre un observateur déjà familiarisé avec ce groupe taxonomique, sans pour autant être spécialiste, pourra rapidement être opérationnel. »



©Vanappelghem C.

Opérationnalité de la collecte

Temps moyen de collecte des données sur le terrain

Si les points ou transects sont placés de manière à limiter les temps de trajet entre chaque et qu'il s'agit d'une zone humide relativement peu étendue, la récolte de données peut se faire sur une journée (sans compter la recherche d'exuvies). Pour exemple : 12 points de suivis pour 4 habitats odonatologiques ont été réalisés en 4h en 2016 et 12 transects pour 2 habitats odonatologique ont été réalisés en un peu plus de 2h en 2017 (sans compter les temps de trajet et la recherche d'exuvies là aussi). A cela il faut ajouter moins d'une journée pour déterminer le contour de la zone humide, les habitats odonatologiques et l'emplacement des transects ou points de suivis.

Temps de validation et de saisie de données

La saisie des données et leur analyse prend, selon le nombre de points de suivi ou de transects, environ une journée de travail.

Coûts et Moyens nécessaires

Il faut compter un GPS [100-150 €], une loupe à main [20-30 €] voire une loupe binoculaire [300 €] pour les exuvies, un filet à papillons [50 €], des jumelles [150 €] et des guides d'identification [20-30 € / guide].

Analyses et interprétations des résultats

Le taux d'intégrité d'une zone humide est représenté par le rapport entre le nombre d'espèces observées et le nombre d'espèces attendues. L'analyse s'effectue surtout au niveau des espèces manquantes voire au niveau des espèces inattendues. Seules les espèces dites sténoèces (c'est-à-dire présentant des affinités fortes pour les habitats odonatologiques citées sur le site d'étude) sont retenues dans les espèces attendues.

Méthode de calcul

Calcul de l'indice

1) Détermination de la liste des espèces attendues : voir schéma ci contre

La liste des espèces attendues se construit en trois étapes. Il s'agit tout d'abord de sélectionner les espèces connues dans le département dans lequel se situe le site d'étude (**espèces codées 2 à 5 pour le département considéré, voir tableau en annexe 6**) puis, d'appliquer le filtre biogéographique : domaine continental ou domaine atlantique.

Pour terminer, on soumettra la liste d'espèces obtenues au filtre de la « sténoécie » (**voir en annexe 7 les tableaux déterminant les affinités des odonates pour chaque habitat odonatologique pour chacun des domaines biogéographiques (continental ou atlantique)**). Seules les espèces ayant une forte affinité (**coefficient 1 ou 2, voir tableau en annexe 7**) pour un des habitats odonatologiques recensés sur le site seront retenues pour la construction de la liste d'espèces attendues. (voir exemple en annexe 5).

2) L'indicateur d'intégrité est le rapport entre le nombre des espèces au rendez-vous et celui des espèces attendues.

Code	Intitulé
5	Espèce ou sous-espèce très rare ou exceptionnellement observée
4	Espèce ou sous-espèce rare ou assez rare
3	Espèce ou sous-espèce assez commune à commune
2	Espèce ou sous-espèce présente avant 1980 mais non observée depuis
1	Citation douteuse ou à confirmer
0	Espèce ou sous-espèce absente



©Vanappelghem C.

Présentation des résultats

Les résultats sont sous forme de pourcentage, ils peuvent être présentés avec le tableau d'analyse (*voir en annexe 4*).

Analyse des tendances d'évolution

Par comparaison diachronique du pourcentage d'intégrité, un abaque définissant les seuils d'intégrité est fourni *en annexe 8*, il est issu du programme RhoMÉO.

Clés d'interprétation de la note indicatrice

Interprétation des résultats lors du premier relevé

La valeur de 65% est définie comme le seuil au-dessus duquel le peuplement odonatologique est considéré comme intègre.

Ce seuil doit être accompagné d'une analyse des espèces attendues mais manquantes afin de préciser les atteintes du milieu voire des espèces « inattendues ». Les espèces inattendues peuvent être des espèces moins fortement sténoèces pour les habitats odonatologiques cités sur le site d'étude (affinité 3 ou 4) ou des espèces ne présentant aucune affinité avec les habitats cités permettant dans ce cas de questionner le choix des habitats odonatologiques réalisés par l'opérateur. La valeur de l'intégrité n'a en soi pas d'intérêt, dans une perspective de conservation, sans l'analyse des espèces manquantes c'est la valeur de l'indicateur.

A l'heure actuelle, le point de vigilance de la méthode se situe dans le fait que les taux d'intégrité sont faibles, même pour les sites en gestion conservatoire. D'une part à cause de la méthode d'échantillonnage qui ne permet pas une bonne détectabilité (forte variabilité interannuelle constatée dans les espèces inventoriées) et d'autre part, car la faible diversité de ce groupe taxonomique (une soixantaine d'espèces en région et une vingtaine d'espèces attendues environ pour les deux sites étudiés lors du test du protocole) donne un poids important à chaque espèce, notamment les espèces rares qui ne sont que très peu souvent relevées. Il faut donc temporiser la note d'intégrité en la pondérant par un commentaire vis-à-vis des espèces classées 2 ou 5.

A noter aussi que le découpage par département ne semble pas toujours pertinent à l'échelle du bassin Artois Picardie. En effet, la répartition des odonates suit plutôt une répartition à l'échelle des territoires naturels qui ne se recoupe pas avec celle départementale.

Analyse de la significativité de l'écart observé entre deux relevés espacés dans le temps (5, 10 ans)

Un graphique représentant le pourcentage de variation significative du taux d'intégrité entre deux campagnes en fonction de la valeur de S_{Obs}/S_{true} et du nombre d'espèces observées est présenté *en annexe 8*.

Pour exemple, lors de la campagne de test du protocole en 2016, 16 espèces ont été observées alors que 22 espèces étaient attendues selon le modèle de prédiction pour les habitats odonatologiques recensés sur le site d'étude. Le ratio $S_{Obs}/S_{true} = 76\%$ ($S_{true} = 22$). Selon l'abaque une variation de 33% sera nécessaire pour conclure à une différence significative entre deux taux d'intégrité pour le site étudié (soit ici, pour 22 espèces attendues, une variation de 7 espèces). 22 espèces étaient attendues selon le modèle de prédiction pour les habitats odonatologiques recensés sur le site d'étude et le taux d'intégrité était de 40,9% (soit 9 espèces au rdv sur les 22 attendues).



©Vanappelghem C.

Structuration des données et bancarisation

Le jeu de données

Les données sont à rentrer sous *Excel* : une feuille de calcul avec les données brutes, une feuille de calcul dédiée au calcul de l'indicateur *Jacknife* où les données seront traduites en présence/absence, une feuille de calcul dédiée à l'évaluation de l'autochtonie et enfin une feuille de calcul avec le calcul du taux d'intégrité. (**voir fichier vierge en annexe 4**).

Les données sous SIG

La localisation des points ou transects d'échantillonnage est réalisée sous SIG. Un code station est à appliquer et à reprendre d'année en année afin d'assurer une certaine cohérence. Les dates de passage peuvent aussi être indiquées dans le *shapefile*.

Opérationnalité de l'analyse et de l'interprétation

Temps de calcul des valeurs de l'indice et des analyses statistiques

En fonction de la capacité à prendre en main les feuilles de calcul, moins d'une journée est nécessaire pour calculer l'indice et faire l'analyse statistique.

Estimation du temps global pour l'analyse et l'interprétation

Ce temps dépendra de la taille du site, de la diversité en habitats et de votre connaissance de l'écologie des espèces mais en une journée il vous sera aisément possible de réaliser l'analyse et l'interprétation.

Bibliographie

- CHOVANEC A & WARINGER J., 2001. Ecological integrity of river-floodplains systems- assesment by dragonfly survey. Regul. Riv. Res. Mgmt.17:493-507.
- CHOVANEC A., WARINGER J., RAAB R. & LAISTER G., 2004. Lateral connectivity of a fragmented large river system: assessment on a macroscale by dragonfy surveys (Insecta: Odonata). Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst. 14, 163- 178.
- CHOVANEC A, WARINGER J, STRAIF,M., GRAF W., RECKENDORFER W., WARINGER-LÖSCHENKOHL A., WAIDBACHER H., & SCHULTZ H., 2005. The Floodplain Index - a new approach for assessing the ecological status of river/floodplain-systems according to the EU Water Framework Directive. Large Rivers 15, 169-185.
- DOUCET G., 2010. Clé de détermination des exuvies des odonates de France - Société française d'odonatologie.
- INDERMUEHLE N., ANGÉLIBERT S. & OERTLI B., 2008. IBEM: Indice de Biodiversité des Etangs et Mares. Manuel d'utilisation. Ecole d'Ingénieurs HES de Lullier, Genève. 33p
- MARCON E., 2017. Mesures de la Biodiversité. Master. HAL. Kourou. France. 273 p.
- MASSELOT G., NEL A., 2003. Les odonates sont-ils des taxons bio-indicateurs ? . Martinia 19(1):5-38.
- OERTLI B., AUDERSET JOYE D. A., CASTELLA E., JUGÉ R., LEHMANN A. & LACHAVANNE J.-B., 2005. PLOCH : A Standardized Method for Sampling and Assessing the Biodiversity in Ponds. In: Conservation and monitoring of pond biodiversity. Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosystems. Special issue Vol 15 (6): 665-680.
- PONT, B., 2014. Boîte à outils zones humides Rhomeo. Indicateur I10 « Intégrité du peuplement d'odonates ». Protocole PO 04 Odonates. 15P + annexes
- SCHMIDT E., 1985. Habitat inventarization, characterization and bioindication by a «representative spectrum of Odonata Species (RSO)». Odonatologica 14, 127-133.
- OERTLI B., 2008. The use of dragonflies in the assessment and monitoring of aquatic habitats, In Dragonflies and Damselflies : Model Organisms for Ecological and Evolutionary Research. ed. A. Córdoba-Aguilar, Oxford University Press, Oxford, New York. pp. 79-95.
- VANAPPELGHEM C., 2007. Protocole du nouvel atlas des Odonates de la région Nord – Pas-de-Calais. Le Héron, 40 (1) : 43-52



©Vanappelghem C.

Annexes

Annexe 1 : Fiche P06

La Fiche P06 décrivant le protocole Odonates, rédigée dans le cadre du programme RhoMÉO est disponible en téléchargeant directement ici : http://rhomeo-bao.fr/sites/all/themes/corporateclean/pdf/ZH_Boite-outils-complete.pdf (pages 66 à 71)

Annexe 2 : Liste des habitats odonatologiques

Source : Collectif RhoMÉO, Février 2014

Codes INVOD	Types INVOD	Codes RhoMÉO	Types RhoMÉO	Précisions et commentaires
1	Zones des sources			Petits bassins et écoulements (permanents) des sources ; parfois présence de sphaignes ; souvent ombragés.
2	Ruisselets/ruisseaux fermés			Eaux vives et fraîches de 0,5 à 4 à 5 m de large situées en milieux fermés (sous-bois, forêts, taillis, etc.). Parfois coulant sur des pentes abruptes. Assèchement estival possible (mais présence de vasques, flaques et micro-mares).
23	Ruisselets/ruisseaux ouverts			Eaux vives et fraîches de 0,5 à 4 à 5 m de large situées en milieux ouverts (champs, prairies, etc.). Présence d'Hélophytes et parfois d'Hydrophytes.
3	Rivières à eaux vives			Milieux de 5 à 25 m de large. Secteurs à courant vif (rapides). Bien ensoleillées avec les rives plus ou moins ombragées.
24	Rivières à eaux calmes			Milieux de 5 à 25 m de large. Secteurs calmes du cours d'eau (moulins, barrages naturels, etc.). Bien ensoleillées avec les rives plus ou moins ombragées.
		24a	Annexes plus ou moins perturbées	Bras mort connecté ou non lié écologiquement ou historiquement à ces cours d'eau calmes
6	Canaux navigables			Milieux artificiels entretenus pour la navigation fluviale.
7	Fossés alimentés			Canaux d'irrigation (débit moyen), puits artésiens, etc.
8	Suintements			Résurgences de débit insignifiant mais permanent ; Suintements de digues d'étangs, etc. Généralement bien ensoleillés.
9	Milieux temporaires			Stagnants en général, assèchement estival : petits étangs, mares, fossés, annexes hydrauliques stagnantes connectées de manière exceptionnelle au chenal avec un régime de perturbation faible, etc.
29	Prairies humides			Milieux humides, mouillères, etc. (à proximité ou non de milieux aquatiques). Absence d'odonates reproducteurs dans cet habitat. Si présence de mares temporaires ou permanentes, fossés, suintement,... voir habitats 10, 09, 08
10	Mares ouvertes	Préciser éventuellement 10a et 10b		Bien ensoleillées et permanentes : mares, abreuvoirs, lavoirs, lavognes anciennes (non entretenues), etc.
		10a	Mares pauvres en végétation aquatique	On y retrouve les lavognes entretenues
		10b	Mares avec présence de végétation aquatique	
11	Mares fermées			Milieux forestiers très ombragés (et généralement permanents).
12	Milieux saumâtres			Marais littoraux et continentaux saumâtres de plus de 0,5 mg/l de NaCl, bien ensoleillés, eaux permanentes ou assèchement estival : lagunes, marais salants, prés salés, bassins piscicoles, marais à salicornes, pannes dunaires, etc.



©Vanappelghem C.

Annexes

Annexe 2 : Liste des habitats odonatologiques (suite)

Codes INVOD	Types INVOD	Codes RhoMÉO	Types RhoMÉO	Précisions et commentaires
13	Milieux artificiels			Récents en général et peu colonisés par la végétation aquatique : gravières, sablières, ballastières, étangs collinaires, etc.
27	Bassins lagunaires			Bassins d'effluents routiers, de décantation (stations d'épuration, etc.), souvent riches en métaux ou autres polluants
25	Milieux aquatiques cultivés			Rizières, cressonnières en exploitation, etc.
14	Etangs «naturels» ouverts (annexes comprises)			Milieux bien ensoleillés (peu de végétation arbustive littorale). Végétation aquatique et sub-aquatique typique. Situés à l'étage collinéen et parfois plus haut dans le sud. Secteurs d'alimentation, d'évacuation et annexes (mares et fossés) compris si nécessaire, mais à distinguer comme habitats particuliers quand ils sont nombreux et significatifs.
16	Marais de plaine			Etangs marécageux (- de 50% d'eau libre), marais (biotopes diversifiés), canaux stagnants, effluents, fossés, tourbières plates alcalines de l'étage collinéen, étendues importantes de roselières ou de Carex
17	Tourbières acides de plaine			Tourbières à sphaignes (bombées) avec gouilles, fosses d'exploitation, effluents, fossés, etc. de l'étage collinéen, exceptionnellement en dessous
20	Lacs et grands réservoirs			Grande surface d'eau libre de basse ou moyenne altitude (jusqu'à 1000 m en général),
15	Etangs «naturels» fermés (annexes comprises)	15a	Ceinture d'hélophyte haute. Absence de queues tourbeuses	Milieux fortement boisés (forestiers), rives ombragées. Situés à l'étage collinéen et parfois plus haut dans le sud. Secteurs d'alimentation, d'évacuation et annexes (mares et fossés) compris si nécessaire, mais à distinguer comme habitats particuliers quand ils sont nombreux et significatifs.

Annexe 3 : Autochtonie

Initial	
Autochtonie	Autochtonie Critères
Certaine	Émergence ; Exuvie ; Néonate (individu récemment émergé, encore peu coloré, aux ailes encore brillantes et volant avec maladresse).
Probable	Présence de larves ; Femelle en activité de ponte ; Présence d'individus mâles et femelles dans un habitat aquatique sur plusieurs points d'observation dans la même zone humide.
Possible	Présence d'individus mâles et femelles dans un habitat aquatique sur un seul point d'observation dans la même zone humide ; Comportement territoriaux / poursuite de femelles / accouplements / tandems.
Douteuse	Individu isolé, sans comportement d'activité de reproduction ; Comportements territoriaux de mâles sans femelle observée.
Evolution	
Certaine	Émergence ; Exuvie
Probable	Présence de larves ; Femelle en activité de ponte dans un habitat favorable ; Présence d'individus mâles et femelles dans un habitat aquatique favorable sur plusieurs points ou relevés d'observation dans la même zone humide avec comportements d'appétence sexuel (territorialité, poursuite de femelles), tandems, accouplements; Néonate (individu récemment émergé, encore peu coloré, aux ailes encore brillantes et volant avec maladresse).
Possible	Présence d'individus mâles et femelles dans un habitat aquatique favorable sur un seul point ou relevé d'observation dans la même zone humide et Comportements d'appétences sexuels (territorialité, poursuite de femelles) / accouplements / tandems.
Douteuse	Autres situations : Individu isolé ; deux sexes sans comportement d'activité de reproduction ; Comportements territoriaux de mâles sans femelle observée ; etc.



©Vanappelghem C.

Annexes

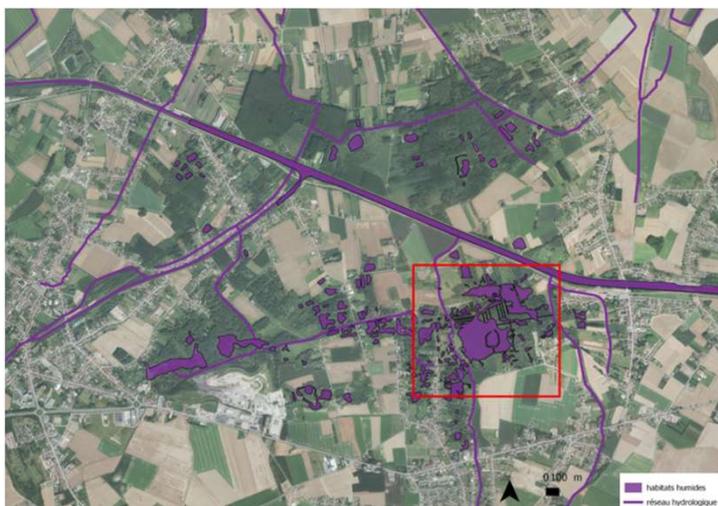
Annexe 4 : Modèle de structuration des données

Il comprend plusieurs feuilles :

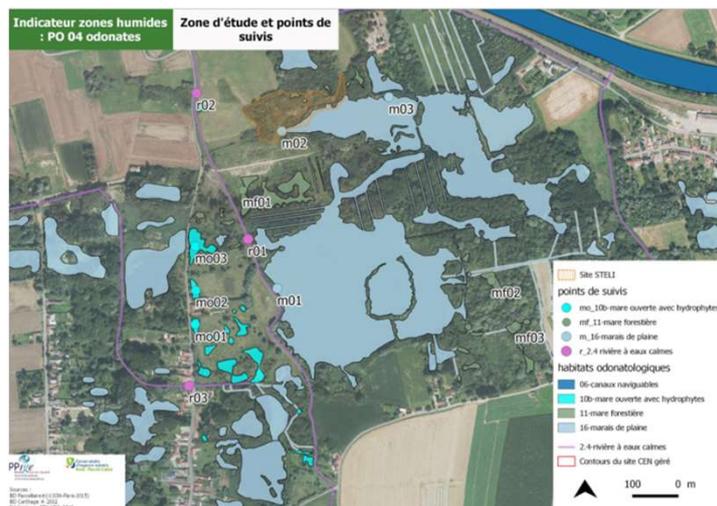
- « Données brutes d'inventaire » : tableur de saisie des données collectées sur le terrain
- « Données compilées présence absence » : matrice de présence/absence des espèces par station et par passage
- « Autochtonie » : tableur de synthèse de l'autochtonie des espèces
- « Intégrité » : tableur de calcul de l'intégrité selon la méthode proposée

Annexe 5 : Exemple d'application

Contours de la zone humide globale



Zone d'étude choisie, habitats odonatologiques identifiés et points de suivis



5 habitats odonatologiques déterminés: mare ouverte avec hydrophyte (10b), mare forestière (11), marais de plaine (16), rivière à eaux calmes (2.4), canaux navigables (06). L'habitat Canaux navigables (06) n'est pas retenu pour la mise en place du protocole car il ne fait pas partie du même hydrosystème.

Calendrier des inventaires

Date	09/06/2016	06/07/2016	08/09/2016
Température	20-25°	20-25°	20-25°
Nébulosité	0-25 %	25-75 %	0-25 %
Force du vent	2	0 à 2	0 à 2
Plage horaire	13h13-16h29	10h54 - 15h31	11h09 - 15h15



©Vanappelghem C.

Validation du jeu de données :

a) Définition du taux d'autochtonie

Espèces	Critère observé	Autochtonie
<i>Aeschna mixta</i>	Présence d'individus mâles et femelles dans un habitat aquatique sur plusieurs points d'observation dans une même zone humide	probable
<i>Anax imperator</i>	Présence d'individus mâles et femelles dans un habitat aquatique sur plusieurs points d'observation dans une même zone humide	probable
<i>Brachytron pratense</i>	Présence d'individus mâles et femelles dans un habitat aquatique sur un seul point d'observation dans la même zone humide	possible
<i>Chalcolestes viridis</i>	Présence d'individus mâles et femelles dans un habitat aquatique sur plusieurs points d'observation dans une même zone humide	probable
<i>Coenagrion puella</i>	Présence d'individus mâles et femelles dans un habitat aquatique sur plusieurs points d'observation dans une même zone humide	probable
<i>Cordulia aenea</i>	Présence d'individus mâles et femelles dans un habitat aquatique sur un seul point d'observation dans la même zone humide	possible
<i>Crocothemis erythrea</i>	Présence d'individus mâles et femelles dans un habitat aquatique sur plusieurs points d'observation dans une même zone humide	probable
<i>Erythromma viridulum</i>	Présence d'individus mâles et femelles dans un habitat aquatique sur plusieurs points d'observation dans une même zone humide	probable
<i>Erythromma najas</i>	Présence d'individus mâles et femelles dans un habitat aquatique sur un seul point d'observation dans la même zone humide	possible
<i>Ischnura elegans</i>	Néonate, cœur copulateur	certaine
<i>Libellula depressa</i>	Présence d'individus mâles et femelles dans un habitat aquatique sur un seul point d'observation dans la même zone humide	possible
<i>Libellula quadrimaculata</i>	Présence d'individus mâles et femelles dans un habitat aquatique sur plusieurs points d'observation dans une même zone humide	probable
<i>Orthetrum cancelatum</i>	Présence d'individus mâles et femelles dans un habitat aquatique sur plusieurs points d'observation dans une même zone humide	probable
<i>Platycnemis pennipes</i>	Présence d'individus mâles et femelles dans un habitat aquatique sur un seul point d'observation dans la même zone humide	possible
<i>Sympetrum sanguineum</i>	Présence d'individus mâles et femelles dans un habitat aquatique sur plusieurs points d'observation dans une même zone humide	probable
<i>Sympetrum striolatum</i>	néonate	certaine



©Vanappelghem C.

Validation du jeu de données :

a) Définition du taux d'autochtonie (suite)

Selon la méthodologie proposée dans le protocole : 12,5% des espèces ont été déterminées comme autochtones certaines, 56,25% comme autochtones probables et 31,25% comme autochtones possibles. La validité de l'échantillonnage n'est atteinte qu'à partir de 50% d'autochtonie probable ou certaine. Le protocole réalisé en 2016 a permis de déterminer que 68,75% des espèces ont une autochtonie probable et certaine, validant ainsi cette session d'échantillonnage.

b) Calcul de S_{obs} / S_{true}

Méthode **IBEM** - Calcul de la richesse réelle à l'aide de l'estimateur **Jackknife**

Végétation aquatique 

1) Remplir les cases grises ("1" = genre présent) 2) Lire les résultats

Nombre de quadrats:

Richesse observée	16,0
Richesse réelle mesurée (Strue)	20,9

Quadrats de végétation

Nom du genre	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36		
<u>Libellula quadrimac</u>		1				1																																
<u>Coenagrion puella</u>		1					1			1				1			1																					
<u>Brachytron pratense</u>		1																																				
<u>Ischnura elegans</u>				1	1	1	1		1					1			1																					
<u>Orthetrum cancelatum</u>					1	1			1						1	1	1																					
<u>Anax imperator</u>					1				1						1	1	1																					
<u>Libellula depressa</u>						1																																
<u>Cordulia aenea</u>						1																																
<u>Crocothemis erythrea</u>									1																													
<u>Erythronma najas</u>									1																													
<u>S.striolatum</u>																																						
<u>S.sanguineum</u>																																						
<u>P.pennipes</u>																																						
<u>C.viridis</u>																																						
<u>A.mixta</u>																																						
<u>E.viridulum</u>																																						

Établissement de la liste
d'espèces attendues pour
les habitats
odonatologiques
répertoriés sur le site
d'étude en 2016 et calcul
du taux d'intégrité:

Étape 1: sélection des espèces
présentes dans le département
d'étude, ici département du Pas-
de-Calais : en rouge les espèces
à ne pas retenir pour
l'établissement de la liste des
espèces attendues.

5 : Espèce ou sous-espèce
très rare ou
exceptionnellement
observée.

4 : Espèce ou sous-espèce
rare ou assez rare.

3 : Espèce ou sous-espèce
assez commune à commune.

2 : Espèce ou sous-espèce
présente avant 1980 mais
non observée depuis.

1 : Citation douteuse ou à
confirmer.

0 : Espèce ou sous-espèce
absente.

Espèce	Aisne	Nord	Oise	Pas-de-Calais	Somme
<i>Aeshna affinis</i>	4	4	4	4	4
<i>Aeshna cyanea</i>	3	3	3	3	3
<i>Aeshna grandis</i>	3	3	3	5	3
<i>Aeshna isoceles</i>	4	5	5	5	5
<i>Aeshna mixta</i>	3	3	3	3	3
<i>Hemianax ephippiger</i>	0	5	0	1	5
<i>Anax imperator</i>	3	3	3	3	3
<i>Anax parthenope</i>	3	4	3	4	4
<i>Brachytron pratense</i>	3	4	3	4	3
<i>Calopteryx splendens</i>	3	3	3	3	3
<i>Calopteryx virgo</i>	3	4	3	4	4
<i>Ceragrion tenellum</i>	3	4	3	5	3
<i>Coenagrion mercuriale</i>	5	5	5	5	5
<i>Coenagrion puella</i>	3	3	3	3	3
<i>Coenagrion pulchellum</i>	4	4	4	4	3
<i>Coenagrion scitulum</i>	4	3	4	3	3
<i>Cordulegaster bidentata</i>	1	0	0	0	0
<i>Cordulegaster boltonii</i>	3	5	3	4	5
<i>Cordulia aenea</i>	3	3	3	3	3
<i>Crocothemis erythraea</i>	3	3	3	3	3
<i>Enallagma cyathigerum</i>	3	3	3	3	3
<i>Epitheca bimaculata</i>	5	5	0	0	0
<i>Erythromma lindenii</i>	3	3	3	3	3
<i>Erythromma najas</i>	3	3	3	3	3
<i>Erythromma viridulum</i>	4	3	4	3	3
<i>Gomphus pulchellus</i>	3	3	3	3	3
<i>Gomphus simillimus</i>	5	0	0	0	0
<i>Gomphus vulgatissimus</i>	4	5	4	0	0
<i>Ischnura elegans</i>	3	3	3	3	3
<i>Ischnura pumilio</i>	4	4	4	4	4
<i>Lestes barbarus</i>	4	4	4	4	4
<i>Lestes dryas</i>	4	5	4	5	0
<i>Lestes sponsa</i>	4	4	4	4	5
<i>Lestes virens</i>	5	5	5	0	0
<i>Lestes viridis</i>	3	3	3	3	3
<i>Leucorrhinia caudalis</i>	4	5	5	0	5
<i>Leucorrhinia dubia</i>	0	0	0	0	0
<i>Leucorrhinia pectoralis</i>	5	5	5	0	0
<i>Leucorrhinia rubicunda</i>	5	0	0	0	0
<i>Libellula depressa</i>	3	3	3	3	3
<i>Libellula fulva</i>	3	3	3	3	3
<i>Libellula quadrimaculata</i>	3	3	3	3	3
<i>Onychogomphus forcipatus</i>	5	0	5	0	0
<i>Onychogomphus uncatus</i>	0	0	0	2	0
<i>Orthetrum albistylum</i>	0	0	0	0	0
<i>Orthetrum brunneum</i>	4	4	4	4	4
<i>Orthetrum cancellatum</i>	3	3	3	3	3
<i>Orthetrum coerulescens</i>	4	5	4	5	3
<i>Oxygastra curtisii</i>	0	0	5	0	4
<i>Platycnemis acutipennis</i>	0	0	0	0	0
<i>Platycnemis pennipes</i>	3	3	3	3	3
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	3	3	3	3	3
<i>Somatochlora arctica</i>	5	0	0	0	0
<i>Somatochlora flavomaculata</i>	4	5	4	5	4
<i>Somatochlora metallica</i>	4	4	5	5	5
<i>Sympecma fusca</i>	3	3	3	3	3
<i>Sympetrum danae</i>	4	5	4	5	5
<i>Sympetrum depressiusculum</i>	0	1	0	0	0
<i>Sympetrum flaveolum</i>	0	0	0	0	0
<i>Sympetrum fonscolombii</i>	4	4	4	4	4
<i>Sympetrum meridionale</i>	5	5	5	4	5
<i>Sympetrum pedemontanum</i>	0	0	0	0	0
<i>Sympetrum sanguineum</i>	3	3	3	3	3
<i>Sympetrum striolatum</i>	3	3	3	3	3
<i>Sympetrum vulgatum</i>	4	4	5	5	4



Étape 2 : Sélection des habitats odonatologiques du site d'étude ici en domaine Atlantique (voir en annexe 7, les affinités des odonates pour les habitats odonatologiques déterminées pour le domaine Atlantique et Continental)

Habitat odonatologique	Zones des sources	Ruisselets et ruisseaux fermés	Ruisselets et ruisseaux ouverts	Rivières eaux vives (Global)	Rivières à eaux calmes	Anneaux plus ou moins perturbés	Canaux navigables	Fossés alimentés, canaux d'irrigation	Suintements, résurgences	Milieux temporaires	Mares ouvertes	Mares pauvres en végétation aquatique	Mares avec hydrophytes	Mares forestières	Milieux saumâtres	Milieux artificiels	Milieux aquatiques cultivés	Bassins lagunaires	Prairies humides	Étangs "naturels" ouverts	Étangs "naturels" forestiers	Marais de plaine, tourbières alcalines	Tourbières acides de plaine	Lacs de basse et moyenne altitude
Code Habitat	1	2	23	3	24	24a	6	7	8	9	10	10a	10b	11	12	13	25	27	29	14	15	16	17	20
<i>Aeshna affinis</i>										2	3	4	3		3	4	4	3		4	4	4	4	4
<i>Aeshna cyanea</i>						3		2			3	2	3	2		2	2	3		3	2	2	3	3
<i>Aeshna grandis</i>						3					4			3			4	4		4	2	3	?	4
<i>Aeshna isoceles</i>											3		3							3	2	2		
<i>Aeshna mixta</i>										4	3		3		4	3		4		3	3	3		4
<i>Anax imperator</i>				4	3	4	3				2	?	2		4	3	3	3		2	2	2	?	3
<i>Anax parthenope</i>						4	4				4		4			2		4		3				4
<i>Brachytron pratense</i>						4		3			3	?	3		3		4	4		3	3	2	?	
<i>Calopteryx splendens</i>	4	4	1	3	2	4	3									4	4			4		4	4	4
<i>Calopteryx virgo</i>	4	3	1	2	3	4		4									4							4
<i>Ceragrion tenellum</i>							3	4			4									4	4	1	?	
<i>Chalcolestes viridis</i>					3	3	3	2		3	3	?	3	3	3	3	3	3		3	2	3	?	3
<i>Coenagrion mercuriale</i>			1	3	3			2									4							
<i>Coenagrion puella</i>			4		3	3	4	3			1	?	2	4		3	3	3		2	3	3	?	3
<i>Coenagrion pulchellum</i>							4	3			2	?	2	4	4	4	4			3	3	1	?	
<i>Coenagrion scitulum</i>											2	?	2		3	4	4	3		2	3	3	?	
<i>Cordulegaster boltonii</i>	2	1	2	1	4	4		4	4															
<i>Cordulia aenea</i>						3	4				3		3	3		3	4			2	1	2	?	3
<i>Crocothemis erythraea</i>						3	4	3			3		3		3	3	3	3		3	3	3	?	3
<i>Enallagma cyathigerum</i>					3	3	4	3			2	?	2	3		3	3			2	3	2	?	2
<i>Erythromma lindinii</i>			4	4	4	3	2	4			4					4	4			2	2	3	?	3
<i>Erythromma najas</i>					4	3	3	4			3		3			3				2	2	3	?	4
<i>Erythromma viridulum</i>					4	3	4	4			3		3			3	4			2	2	3	?	4
<i>Gomphus pulchellus</i>				4	4	3	4				3	4	3				?			2	2	3	?	3
<i>Hemianax ephippiger</i>																								
<i>Ischnura elegans</i>			3	3	3	3	3	2	4	3	2	?	2	3	3	2	2	3		2	2	2	3	2
<i>Ischnura pumilio</i>	4		3					3	2	1	3	2	3		2	3		4		4	4	4	?	
<i>Lestes barbarus</i>						3					2					2	3			4	4			
<i>Lestes dryas</i>						3					3			2						4	4		?	
<i>Lestes sponsa</i>						3		4		4	2		3	3	3		4			3	3	3	?	4
<i>Libellula depressa</i>	4		4		4	3		2		4	2	2	2	4		2	2	3		2	3	3	?	3
<i>Libellula fulva</i>				4	3	3	3	3			3		4	4		4	3			2	3	2	?	3
<i>Libellula quadrimaculata</i>							3				2	4	2	3		3	3	3		3	3	2	2	3
<i>Orthetrum brunneum</i>	4		2					2	3		4	4	3		4	3	4			4	4	4	4	4
<i>Orthetrum cancellatum</i>							3	3		4	2	4	3	3		3	3	3		2	3	3	3	3
<i>Orthetrum coerulescens</i>			2		4			3	2	4	4	4	4		4	4	4			4	4	3	3	4
<i>Platycnemis pennipes</i>					3		2	3		3	4	3	3		4	3	3	4		2	3	3	4	3
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>		4	4	4	4		3	3	4		2		2	4	4	3	3	4		2	2	2	3	3
<i>Somatochlora flavomaculata</i>											4											3	1	
<i>Somatochlora metallica</i>		4			4			4			4	4	4	3						4	1	3	4	4
<i>Sympetma fusca</i>								3		4	2	4	2	2	3	4	3			3	2	3	4	4
<i>Sympetrum danae</i>			4								4	4	3				4			4	4	3	1	4
<i>Sympetrum fonscolombii</i>										3	3		3		3	3	4			3				4
<i>Sympetrum meridionale</i>										3	3		3		3					3				4
<i>Sympetrum sanguineum</i>			4				4	2		2	2		2	4	4	2	3	4		2	2	3	3	3
<i>Sympetrum striolatum</i>							4	2		3	2		2	4	4	2	3	4		2	2	3	3	3
<i>Sympetrum vulgatum</i>								3			3	4	2	3						3	2	3	4	3



©Vanappelghem C.

Étape 3 : sélection des espèces fortement affines : code 1 et 2. En grisé, les espèces non fortement affines, non retenues pour l'établissement de la liste des espèces attendues.

Habitat odonatologique	Rivières à eaux calmes	Mares avec hydrophytes	Mares forestières	Marais de plaine, tourbières alcalines
Code Habitat	24	10b	11	16
<i>Aeshna affinis</i> Vander Linden, 1820		3		4
<i>Aeshna cyanea</i>		3	2	2
<i>Aeshna grandis</i>			3	3
<i>Aeshna isoceles</i>		3		2
<i>Aeshna mixta</i>		3		3
<i>Anax imperator</i>	4	2		2
<i>Anax parthenope</i>		4		
<i>Brachytron pratense</i>		3		2
<i>Calopteryx splendens</i>	2			4
<i>Calopteryx virgo</i>	3			
<i>Ceriagrion tenellum</i>				1
<i>Chalcolestes viridis</i>	3	3	3	3
<i>Coenagrion mercuriale</i>	3			
<i>Coenagrion puella</i>	3	2	4	3
<i>Coenagrion pulchellum</i>		2	4	1
<i>Coenagrion scitulum</i>		2		3
<i>Cordulegaster bidentata</i>				
<i>Cordulegaster boltonii</i>	4			
<i>Cordulia aenea</i>		3	3	2
<i>Crocothemis erythraea</i>		3		3
<i>Enallagma cyathigerum</i>	3	2	3	2
<i>Epitheca bimaculata</i>				
<i>Erythromma lindenii</i>	4			3
<i>Erythromma najas</i>	4	3		3
<i>Erythromma viridulum</i>	4	3		3
<i>Gomphus pulchellus</i>	4	3		3
<i>Gomphus simillimus</i>				
<i>Ischnura elegans</i>	3	2	3	2
<i>Ischnura pumilio</i>		3		4
<i>Lestes dryas</i>			2	
<i>Lestes sponsa</i>		3	3	3
<i>Lestes virens</i>		3		
<i>Libellula depressa</i>	4	2	4	3
<i>Libellula fulva</i>	3	4	4	2
<i>Libellula quadrimaculata</i>		2	3	2
<i>Orthetrum brunneum</i>		3		4
<i>Orthetrum cancellatum</i>		3	3	3
<i>Orthetrum coerulescens</i>	4	4		3
<i>Platycnemis pennipes</i>	3	3	3	3
<i>Pyrhosoma nymphula</i>	4	2	4	2
<i>Somatochlora flavomaculata</i>				1
<i>Somatochlora metallica</i>	4	4	3	3
<i>Sympecma fusca</i>		2	2	3
<i>Sympetrum danae</i>		4	3	3
<i>Sympetrum fonscolombii</i>		3		
<i>Sympetrum meridionale</i>		3		
<i>Sympetrum sanguineum</i>		2	4	3
<i>Sympetrum striolatum</i>		2	4	3
<i>Sympetrum vulgatum</i>		2	3	3



©Vanappelghem C.

Étape 4: établissement du taux d'intégrité.

	Habitat odonotologique				Espèces observées lors du protocole en 2016
	Rivières à eaux calmes	Mares avec hydrophytes	Mares forestières	Marais de plaine, tourbières alcalines	
	Code Habitat				
Espèces attendues	24	10b	11	16	
<i>Aeshna cyanea</i>		3	2	2	
<i>Aeshna isoceles</i>		3		2	
<i>Anax imperator</i>	4	2		2	x
<i>Brachytron pratense</i>		3		2	x
<i>Calopteryx splendens</i>	2			4	
<i>Ceriagrion tenellum</i>				1	
<i>Coenagrion puella</i>	3	2	4	3	x
<i>Coenagrion pulchellum</i>		2	4	1	
<i>Coenagrion scitulum</i>		2		3	
<i>Cordulia aenea</i>		3	3	2	x
<i>Enallagma cyathigerum</i>	3	2	3	2	
<i>Ischnura elegans</i>	3	2	3	2	x
<i>Lestes dryas</i>			2		
<i>Libellula depressa</i>	4	2	4	3	x
<i>Libellula fulva</i>	3	4	4	2	
<i>Libellula quadrimaculata</i>		2	3	2	x
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	4	2	4	2	
<i>Somatochlora flavomaculata</i>				1	
<i>Sympecma fusca</i>		2	2	3	
<i>Sympetrum sanguineum</i>		2	4	3	x
<i>Sympetrum striolatum</i>		2	4	3	x
<i>Sympetrum vulgatum</i>		2	3	3	
				taux d'intégrité :	9/22
				taux intégrité en % :	40.9%



©Vanappelghem C.

Annexe 6 : Répartition départementale

Espèce	Aisne	Nord	Oise	Pas-de-Calais	Somme
<i>Aeshna affinis</i>	4	4	4	4	4
<i>Aeshna cyanea</i>	3	3	3	3	3
<i>Aeshna grandis</i>	3	3	3	5	3
<i>Aeshna isoceles</i>	4	5	5	5	5
<i>Aeshna mixta</i>	3	3	3	3	3
<i>Hemianax ephippiger</i>	0	5	0	1	5
<i>Anax imperator</i>	3	3	3	3	3
<i>Anax parthenope</i>	3	4	3	4	4
<i>Brachytron pratense</i>	3	4	3	4	3
<i>Calopteryx splendens</i>	3	3	3	3	3
<i>Calopteryx virgo</i>	3	4	3	4	4
<i>Ceragrion tenellum</i>	3	4	3	5	3
<i>Coenagrion mercuriale</i>	5	5	5	5	5
<i>Coenagrion puella</i>	3	3	3	3	3
<i>Coenagrion pulchellum</i>	4	4	4	4	3
<i>Coenagrion scitulum</i>	4	3	4	3	3
<i>Cordulegaster bidentata</i>	1	0	0	0	0
<i>Cordulegaster boltonii</i>	3	5	3	4	5
<i>Cordulia aenea</i>	3	3	3	3	3
<i>Crocothemis erythraea</i>	3	3	3	3	3
<i>Enallagma cyathigerum</i>	3	3	3	3	3
<i>Epitheca bimaculata</i>	5	5	0	0	0
<i>Erythromma lindenii</i>	3	3	3	3	3
<i>Erythromma najas</i>	3	3	3	3	3
<i>Erythromma viridulum</i>	4	3	4	3	3
<i>Gomphus pulchellus</i>	3	3	3	3	3
<i>Gomphus simillimus</i>	5	0	0	0	0
<i>Gomphus vulgatissimus</i>	4	5	4	0	0
<i>Ischnura elegans</i>	3	3	3	3	3
<i>Ischnura pumilio</i>	4	4	4	4	4
<i>Lestes barbarus</i>	4	4	4	4	4
<i>Lestes dryas</i>	4	5	4	5	0
<i>Lestes sponsa</i>	4	4	4	4	5
<i>Lestes virens</i>	5	5	5	0	0
<i>Lestes viridis</i>	3	3	3	3	3
<i>Leucorrhinia caudalis</i>	4	5	5	0	5
<i>Leucorrhinia dubia</i>	0	0	0	0	0
<i>Leucorrhinia pectoralis</i>	5	5	5	0	0
<i>Leucorrhinia rubicunda</i>	5	0	0	0	0
<i>Libellula depressa</i>	3	3	3	3	3
<i>Libellula fulva</i>	3	3	3	3	3
<i>Libellula quadrimaculata</i>	3	3	3	3	3
<i>Onychogomphus forcipatus</i>	5	0	5	0	0
<i>Onychogomphus uncatus</i>	0	0	0	2	0
<i>Orthetrum albistylum</i>	0	0	0	0	0



©Vanappelghem C.

Annexe 6 : Répartition départementale (suite)

Espèce	Aisne	Nord	Oise	Pas-de-Calais	Somme	
<i>Orthetrum brunneum</i>	4	4	4	4	4	
<i>Orthetrum cancellatum</i>	3	3	3	3	3	
<i>Orthetrum coerulescens</i>	4	5	4	5	3	
<i>Oxygastra curtisii</i>	0	0	5	0	4	
<i>Platycnemis acutipennis</i>	0	0	0	0	0	
<i>Platycnemis pennipes</i>	3	3	3	3	3	
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	3	3	3	3	3	
<i>Somatochlora arctica</i>	5	0	0	0	0	
<i>Somatochlora flavomaculata</i>	4	5	4	5	4	
<i>Somatochlora metallica</i>	4	4	5	5	5	
<i>Sympecma fusca</i>	3	3	3	3	3	
<i>Sympetrum danae</i>	4	5	4	5	5	
<i>Sympetrum depressiusculum</i>	0	1	0	0	0	
<i>Sympetrum flaveolum</i>	0	0	0	0	0	
<i>Sympetrum fonscolombii</i>	4	4	4	4	4	
<i>Sympetrum meridionale</i>	5	5	5	4	5	
<i>Sympetrum pedemontanum</i>	0	0	0	0	0	
<i>Sympetrum sanguineum</i>	3	3	3	3	3	
<i>Sympetrum striolatum</i>	3	3	3	3	3	
<i>Sympetrum vulgatum</i>	4	4	5	5	4	
Tableau réalisé par Jean-François Delasalle, Sébastien Legris et Cédric Vanappelghem	Code*	Totaux				
	5	9	14	10	10	9
	4	18	13	14	12	10
	3	28	25	28	24	29
	2	0	0	0	1	0
	1	1	1	0	1	0
0	9	12	13	17	17	

*5 : Espèce ou sous-espèce très rare ou exceptionnellement observée.

4 : Espèce ou sous-espèce rare ou assez rare.

3 : Espèce ou sous-espèce assez commune à commune.

2 : Espèce ou sous-espèce présente avant 1980 mais non observée depuis.

1 : Citation douteuse ou à confirmer.

0 : Espèce ou sous-espèce absente.



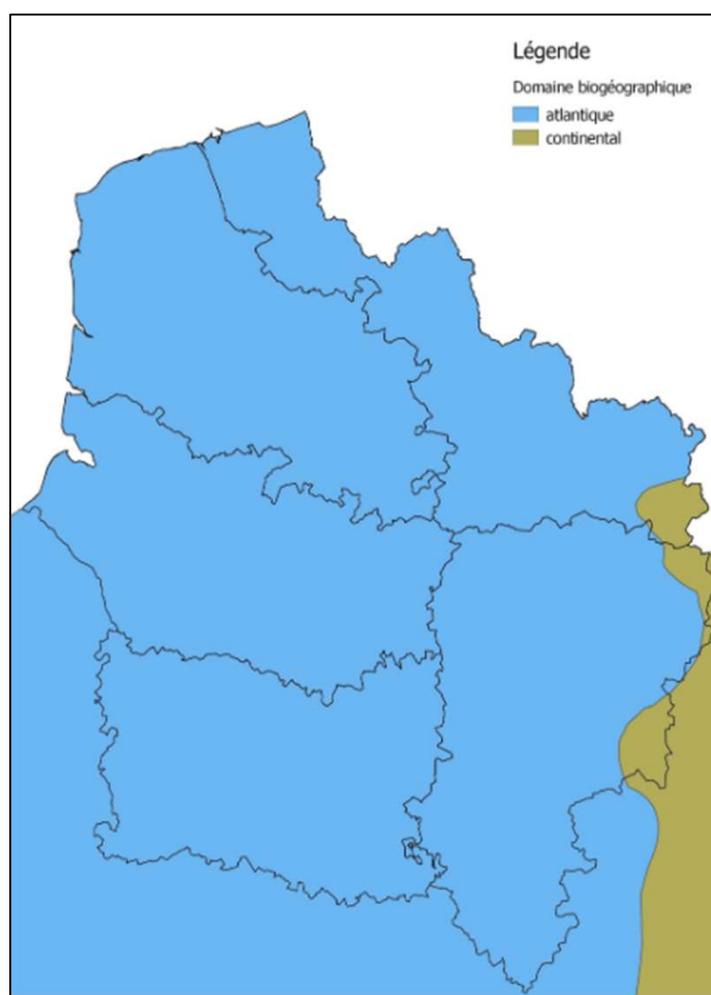
©Vanappelghem C.

Annexe 7 : Affinité habitat / domaine biogéographique

Dépendance aux milieux

code	intitulé
1	Habitats principaux
2	Affinité forte
3	Affinité moyenne
4	Habitats significativement visités sans qu'aucune certitude de reproduction ne soit acquise

Tableaux réalisés par Jean-François
Delasalle, Sébastien Legris et Cédric
Vanappelghem



Habitat odonatologique	Zones des sources	Ruisselets et ruisseaux fermés	Ruisselets et ruisseaux ouverts	Rivières eaux vives en Plaine	Rivières à eaux calmes	Annexes plus ou moins perturbées	Canaux navigables	Fossés alimentés, canaux d'irrigation	Suintements, résurgences	Milieux temporaires	Mares ouvertes	Mares pauvres en végétation aquatique	Mares avec hydrophytes	Mares forestières	Milieux saumâtres	Milieux artificiels	Milieux aquatiques cultivés	Bassins lagunaires	Prairies humides	Etangs "naturels" ouverts	Etangs "naturels" forestiers	Marais de plaine, tourbières	Tourbières acides de plaine	Lacs de basse et moyenne altitude	Domaine biogéographique
Code Habitat	1	2	23	3	24	24a	6	7	8	9	10	10a	10b	11	12	13	25	27	29	14	15	16	17	20	
<i>Aeshna affinis</i>								4		2	3	4	3		3	4	4	3		4		4		4	Atlantique
<i>Aeshna cyanea</i>						3		2			3	2	3	2		2	2	3		3	2	2	3	3	Atlantique
<i>Aeshna grandis</i>						3					4			3			4	4		4	2	3	?	4	Atlantique
<i>Aeshna isoceles</i>								3			3		3							3	2	2			Atlantique
<i>Aeshna mixta</i>								4		4	3		3		4	3		4		3	3	3		4	Atlantique
<i>Anax imperator</i>			4		4	3	4	3			2	?	2		4	3	3	3		2	2	2	?	3	Atlantique
<i>Anax parthenope</i>						4	4				4		4			2		4		3				4	Atlantique
<i>Brachytron pratense</i>			4		4	4		3			3	?	3		3					3	3	2	?		Atlantique
<i>Calopteryx splendens</i>	4	4	1	2	2	4		3							4	4				4		4	4	4	Atlantique
<i>Calopteryx virgo</i>	4	3	1	2	3	4		4								4								4	Atlantique
<i>Ceriagrion tenellum</i>							3	4			4									4	4	1	?		Atlantique
<i>Chalcolestes viridis</i>					3	3	3	2		3	3	?	3	3	3	3	3	3		3	2	3	?	3	Atlantique
<i>Coenagrion mercuriale</i>			1	3	3			2								4									Atlantique
<i>Coenagrion puella</i>			4		3	3	4	3			1	?	2	4		3	3	3		2	3	3	?	3	Atlantique
<i>Coenagrion pulchellum</i>							4	3			2	?	2	4	4	4	4			3	3	1	?		Atlantique
<i>Coenagrion scitulum</i>											2	?	2		3	4	4	3		2	3	3	?		Atlantique
<i>Cordulegaster bidentata</i>																									Atlantique
<i>Cordulegaster boltonii</i>	2	1	2	1	4	4		4																	Atlantique
<i>Cordulia aenea</i>						3	4				3		3	3		3	4			2	1	2	?	3	Atlantique
<i>Crocothemis erythraea</i>						3	4	3			3		3		3	3	3	3		3	3	3	?	3	Atlantique
<i>Enallagma cyathigerum</i>					3	3	4	3			2	?	2	3		3	3			2	3	2	?	2	Atlantique
<i>Epiheca bimaculata</i>																				3	1				Atlantique
<i>Erythromma lindenii</i>			4	4	4	3	2	4			4					4	4			2	2	3	?	3	Atlantique
<i>Erythromma najas</i>					4	3	3				3		3			3				2	2	3	?	4	Atlantique
<i>Erythromma viridulum</i>				4	4	3	4	4			3		3			3	4			2	2	3	?	4	Atlantique
<i>Gomphus pulchellus</i>				4	4	3	4				3	4	3			3	?			2	2	3	?	3	Atlantique
<i>Gomphus simillimus</i>																									Atlantique
<i>Gomphus vulgatissimus</i>				4	1																			3	Atlantique
<i>Ischnura elegans</i>			3		3	3	3	2	2	3	2	?	2	3	3	2	2	3		2	2	2	3	2	Atlantique
<i>Ischnura pumilio</i>	4		3	4				3		1	3	2	3		2	3		4		4	4	4	?		Atlantique
<i>Lestes barbarus</i>						3					2				2	3				4	4				Atlantique
<i>Lestes dryas</i>						3					3			2						4	4		?		Atlantique
<i>Lestes sponsa</i>						3		4		4	2		3	3	3		4			3	3	3	?	4	Atlantique
<i>Lestes virens</i>								3		3	3	?	3										3		Atlantique
<i>Leucorrhinia caudalis</i>																					3	2			Atlantique
<i>Leucorrhinia dubia</i>																							4		Atlantique
<i>Leucorrhinia pectoralis</i>																					3	2			Atlantique
<i>Leucorrhinia rubicunda</i>																							1		Atlantique
<i>Libellula depressa</i>	4		4		4	3		2		4	2	2	2	4		2	2	3		2	3	3	?	3	Atlantique
<i>Libellula fulva</i>					3	3	3	3			3		4	4		4	3			2	3	2	?	3	Atlantique
<i>Libellula quadrimaculata</i>								3			2	4	2	3		3	3	3		3	3	2	2	3	Atlantique
<i>Onychogomphus forcipatus</i>				1																					Atlantique
<i>Orthetrum brunneum</i>	4		2					2			4	4	3		4	3	4			4	4	4	4	4	Atlantique
<i>Orthetrum cancellatum</i>							3	3	2	4	2	4	3	3		3	3	3		2	3	3	3	3	Atlantique
<i>Orthetrum coerulescens</i>			2	4	4			3		4	4	4	4		4	4	4			4	4	3	3	4	Atlantique

<i>Habitat odonatologique</i>	Zones des sources	Ruisselets et ruisseaux fermés	Ruisselets et ruisseaux ouverts	Rivières eaux vives en Plaine	Rivières à eaux calmes	Annexes plus ou moins perturbées	Canaux navigables	Fossés alimentés, canaux d'irrigation	Suintements, résurgences	Milieux temporaires	Mares ouvertes	Mares pauvres en végétation aquatique	Mares avec hydrophytes	Mares forestières	Milieux saumâtres	Milieux artificiels	Milieux aquatiques cultivés	Bassins lagunaires	Prairies humides	Etangs "naturels" ouverts	Etangs "naturels" forestiers	Marais de plaine, tourbières	Tourbières acides de plaine	Lacs de basse et moyenne altitude	Domaine biogéographique
<i>Code Habitat</i>	1	2	23	3	24	24a	6	7	8	9	10	10a	10b	11	12	13	25	27	29	14	15	16	17	20	
<i>Oxygastra curtisii</i>								2												1		2			Atlantique
<i>Platycnemis pennipes</i>					3		2	3	4		3	4	3	3		3	3	4		2	3	3	4	3	Atlantique
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>		4	4	4	4		3	3			2		2	4	4	3	3	4		2	2	2	3	3	Atlantique
<i>Somatochlora arctica</i>																						1	4		Atlantique
<i>Somatochlora flavomaculata</i>											4										3	1			Atlantique
<i>Somatochlora metallica</i>		4			4			4			4	4	4	3						4	1	3	4	4	Atlantique
<i>Sympecma fusca</i>								3		4	2	4	2	2	3	4	3			3	2	3	4	4	Atlantique
<i>Sympetrum danae</i>			4									4	4	3			4			4	4	3	1	4	Atlantique
<i>Sympetrum flaveolum</i>																									Atlantique
<i>Sympetrum fonscolombii</i>										3	3		3		3	3	4			3				4	Atlantique
<i>Sympetrum meridionale</i>										3	3		3		3					3				4	Atlantique
<i>Sympetrum sanguineum</i>			4				4	2		2	2		2	4	4	2	3	4		2	2	3	3	3	Atlantique
<i>Sympetrum striolatum</i>							4	2		3	2		2	4	4	2	3	4		2	2	3	3	3	Atlantique
<i>Sympetrum vulgatum</i>								3			3	4	2	3						3	2	3	4	3	Atlantique

Habitat odonatologique	Zones des sources	Ruisselets et ruisseaux fermés	Ruisselets et ruisseaux ouverts	Rivières eaux vives en Plaine	Rivières à eaux calmes	Annexes plus ou moins perturbées	Canaux navigables	Fossés alimentés, canaux d'irrigation	Suintements, résurgences	Milieux temporaires	Mares ouvertes	Mares pauvres en végétation aquatique	Mares avec hydrophytes	Mares forestières	Milieux saumâtres	Milieux artificiels	Milieux aquatiques cultivés	Bassins lagunaires	Prairies humides	Etangs "naturels" ouverts	Etangs "naturels" forestiers	Marais de plaine, tourbières alcalines	Tourbières acides de plaine	Lacs de basse et moyenne	Domaine biogéographique
Code Habitat	1	2	23	3	24	24a	6	7	8	9	10	10a	10b	11	12	13	25	27	29	14	15	16	17	20	
<i>Aeshna affinis</i>								4		2	3	4	3		3	4	4	3		4		4		4	Continental
<i>Aeshna cyanea</i>						3		2			3	2	3	2		2	2	3		3	2	2	3	3	Continental
<i>Aeshna grandis</i>						3					4			3			4	4		4	2	3	?	4	Continental
<i>Aeshna isoceles</i>								3			3		3							3	2	2			Continental
<i>Aeshna mixta</i>								4		4	3		3		4	3		4		3	3	3		4	Continental
<i>Anax imperator</i>			4		4	3	4	3			2	?	2		4	3	3	3		2	2	2	?	3	Continental
<i>Anax parthenope</i>						4	4				4		4			2		4		3				4	Continental
<i>Brachytron pratense</i>			4		4	4		3			3	?	3		3					3	3	2	?		Continental
<i>Calopteryx splendens</i>	4	4	1	2	2	4		3								4	4			4		4	4	4	Continental
<i>Calopteryx virgo</i>	4	3	1	2	3	4		4									4							4	Continental
<i>Ceriagrion tenellum</i>							3	4			4									4	4	1	?		Continental
<i>Chalcolestes viridis</i>					3	3	3	2		3	3	?	3	3	3	3	3	3		3	2	3	?	3	Continental
<i>Coenagrion mercuriale</i>			1	3	3			2									4								Continental
<i>Coenagrion puella</i>			4		3	3	4	3			1	?	2	4		3	3	3		2	3	3	?	3	Continental
<i>Coenagrion pulchellum</i>							4	3			2	?	2	4	4	4	4			3	3	1	?		Continental
<i>Coenagrion scitulum</i>											2	?	2		3	4	4	3		2	3	3	?		Continental
<i>Cordulegaster bidentata</i>	1	1	2	4					4																Continental
<i>Cordulegaster boltonii</i>	2	1	2	1	4	4		4																	Continental
<i>Cordulia aenea</i>						3	4				3		3	3		3	4			2	1	2	?	3	Continental
<i>Crocothemis erythraea</i>						3	4	3			3		3		3	3	3	3		3	3	3	?	3	Continental
<i>Enallagma cyathigerum</i>					3	3	4	3			2	?	2	3		3	3			2	3	2	?	2	Continental
<i>Epitheca bimaculata</i>																				3	1				Continental
<i>Erythromma lindenii</i>			4	4	4	3	2	4			4					4	4			2	2	3	?	3	Continental
<i>Erythromma najas</i>					4	3	3				3		3			3				2	2	3	?	4	Continental
<i>Erythromma viridulum</i>				4	4	3	4	4			3		3			3	4			2	2	3	?	4	Continental
<i>Gomphus pulchellus</i>				4	4	3	4				3	4	3			3	?			2	2	3	?	3	Continental
<i>Gomphus simillimus</i>				4	4		4									4								4	Continental
<i>Gomphus vulgatissimus</i>				4	1																			3	Continental
<i>Ischnura elegans</i>			3		3	3	3	2	2	3	2	?	2	3	3	2	2	3		2	2	2	3	2	Continental
<i>Ischnura pumilio</i>	4		3	4				3		1	3	2	3		2	3		4		4	4	4	?		Continental
<i>Lestes barbarus</i>						3					2				2	3				4	4				Continental
<i>Lestes dryas</i>						3					3			2						4	4		?		Continental
<i>Lestes sponsa</i>						3		4		4	2		3	3	3		4			3	3	3	?	4	Continental
<i>Lestes virens</i>								3		3	3	?	3										3		Continental
<i>Leucorrhinia caudalis</i>																					3	2			Continental
<i>Leucorrhinia dubia</i>																							4		Continental

<i>Habitat odonatologique</i>	Zones des sources	Ruisselets et ruisseaux fermés	Ruisselets et ruisseaux ouverts	Rivières eaux vives en Plaine	Rivières à eaux calmes	Annexes plus ou moins perturbées	Canaux navigables	Fossés alimentés, canaux d'irrigation	Suintements, résurgences	Milieux temporaires	Mares ouvertes	Mares pauvres en végétation aquatique	Mares avec hydrophytes	Mares forestières	Milieux saumâtres	Milieux artificiels	Milieux aquatiques cultivés	Bassins lagunaires	Prairies humides	Etangs "naturels" ouverts	Etangs "naturels" forestiers	Marais de plaine, tourbières alcalines	Tourbières acides de plaine	Lacs de basse et moyenne	Domaine biogéographique
<i>Code Habitat</i>	1	2	23	3	24	24a	6	7	8	9	10	10a	10b	11	12	13	25	27	29	14	15	16	17	20	
<i>Leucorrhinia pectoralis</i>																					3	2			Continental
<i>Leucorrhinia rubicunda</i>																							1		Continental
<i>Libellula depressa</i>	4		4		4	3		2		4	2	2	2	4		2	2	3		2	3	3	?	3	Continental
<i>Libellula fulva</i>					3	3	3	3			3		4	4		4	3			2	3	2	?	3	Continental
<i>Libellula quadrimaculata</i>								3			2	4	2	3		3	3	3		3	3	2	2	3	Continental
<i>Onychogomphus forcipatus</i>				1																					Continental
<i>Orthetrum brunneum</i>	4		2					2			4	4	3		4	3	4			4	4	4	4	4	Continental
<i>Orthetrum cancellatum</i>							3	3	2	4	2	4	3	3		3	3	3		2	3	3	3	3	Continental
<i>Orthetrum coerulescens</i>			2	4	4			3		4	4	4	4		4	4	4			4	4	3	3	4	Continental
<i>Oxygastra curtisii</i>								2												1		2			Continental
<i>Platycnemis pennipes</i>					3		2	3	4		3	4	3	3		3	3	4		2	3	3	4	3	Continental
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>		4	4	4	4		3	3			2		2	4	4	3	3	4		2	2	2	3	3	Continental
<i>Somatochlora arctica</i>																						1	4		Continental
<i>Somatochlora flavomaculata</i>											4										3	1			Continental
<i>Somatochlora metallica</i>		4			4			4			4	4	4	3						4	1	3	4	4	Continental
<i>Sympecma fusca</i>								3		4	2	4	2	2	3	4	3			3	2	3	4	4	Continental
<i>Sympetrum danae</i>			4									4	4	3			4			4	4	3	1	4	Continental
<i>Sympetrum flaveolum</i>																									Continental
<i>Sympetrum fonscolombii</i>										3	3		3		3	3	4			3				4	Continental
<i>Sympetrum meridionale</i>										3	3		3		3					3				4	Continental
<i>Sympetrum sanguineum</i>			4				4	2		2	2		2	4	4	2	3	4		2	2	3	3	3	Continental
<i>Sympetrum striolatum</i>							4	2		3	2		2	4	4	2	3	4		2	2	3	3	3	Continental
<i>Sympetrum vulgatum</i>								3			3	4	2	3						3	2	3	4	3	Continental



©Vanappelghem C.

Annexe 8 : Abaque de changement significatif

Source : Collectif RhoMÉO, Février 2014

Nb espèces attendues	S obs / S true = 75%	S obs / S true = 80%	S obs / S true = 85%	S obs / S true = 90%
1	200	200	200	200
2	100	100	100	100
3	67	67	67	67
4	50	50	50	50
5	60	40	40	40
6	50	50	33	33
7	43	43	43	29
8	38	38	38	25
9	44	33	33	22
10	40	30	30	20
11	36	36	27	27
12	33	33	25	25
13	38	31	23	23
14	36	29	29	21
15	33	27	27	20
16	31	31	25	19
17	35	29	24	18
18	33	28	22	17
19	32	26	21	16
20	30	25	20	15
21	33	29	24	19
22	32	27	23	18
23	30	26	22	17
24	29	25	21	17
25	32	24	20	16
26	31	27	19	15
27	30	26	22	15
28	29	25	21	14
29	31	24	21	14
30	30	23	20	13
31	29	26	19	16
32	28	25	19	16
33	30	24	18	15



©Vanappelghem C.

Annexe 8 : Abaque de changement significatif (suite)

Nb espèces attendues	S obs/ S true = 75%	S obs / S true = 80%	S obs / S true = 85%	S obs / S true = 90%
34	29	24	21	15
35	29	23	20	14
36	28	25	19	14
37	30	24	19	14
38	29	24	18	13
39	28	23	18	13
40	28	23	18	13
41	29	24	20	15
42	29	24	19	14
43	28	23	19	14
44	27	23	18	14
45	29	22	18	13
46	28	24	17	13
47	28	23	19	13
48	27	23	19	13
49	29	22	18	12
50	28	22	18	12
Les chiffres ci-dessus sont exprimés en pourcent (%)				



©Vanappelghem C.

Bibliographie

CHOVANEK A & WARINGER J., 2001. Ecological integrity of river-floodplains systems- assesment by dragonfly survey. *Regul. Riv. Res. Mgmt.*17:493-507.

CHOVANEK A., WARINGER J., RAAB R. & LAISTER G., 2004. Lateral connectivity of a fragmented large river system: assessment on a macroscale by dragonfy surveys (Insecta: Odonata). *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* 14, 163- 178.

CHOVANEK A, WARINGER J, STRAIF,M., GRAF W., RECKENDORFER W., WARINGER-LÖSCHENKOHL A., WAIDBACHER H., & SCHULTZ H., 2005. The Floodplain Index - a new approach for assessing the ecological status of river/floodplain-systems according to the EU Water Framework Directive. *Large Rivers* 15, 169-185.

DOUCET G., 2010. Clé de détermination des exuvies des odonates de France - Société française d'odonatologie.

INDERMUEHLE N., ANGÉLIBERT S. & OERTLI B., 2008. IBEM: Indice de Biodiversité des Etangs et Mares. Manuel d'utilisation. Ecole d'Ingénieurs HES de Lullier, Genève. 33p

MARCON E., 2017. Mesures de la Biodiversité. Master. HAL. Kourou. France. 273 p.

MASSELOT G., NEL A., 2003. Les odonates sont-ils des taxons bio-indicateurs ? . *Martinia* 19(1):5-38.

OERTLI B., AUDERSET JOYE D. A., CASTELLA E., JUGE R., LEHMANN A. & LACHAVANNE J.-B., 2005. PLOCH : A Standardized Method for Sampling and Assessing the Biodiversity in Ponds. In: *Conservation and monitoring of pond biodiversity. Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosystems. Special issue Vol 15 (6): 665-680.*

PONT, B., 2014. Boîte à outils zones humides Rhomeo. Indicateur I10 « Intégrité du peuplement d'odonates ». Protocole PO 04 Odonates. 15P + annexes

SCHMIDT E., 1985. Habitat inventarization, characterization and bioindication by a «representative spectrum of Odonata Species (RSO)». *Odonatologica* 14, 127-133.

OERTLI B., 2008. The use of dragonflies in the assessment and monitoring of aquatic habitats, In *Dragonflies and Damselflies : Model Organisms for Ecological and Evolutionary Research.* ed. A. Córdoba-Aguilar, Oxford University Press, Oxford, New York. pp. 79-95.

VANAPPELGHEM C., 2007. Protocole du nouvel atlas des Odonates de la région Nord – Pas-de-Calais. *Le Héron*, 40 (1) : 43-52



PARTIE 2 : LES INDICATEURS SPECIFIQUES A BIMH-BAP

- Indicateur syrphes SYR
- Indicateur hétérocères ISH
- Indicateur coléoptères aquatiques ICO



©Seigneur C.

Domaine d'application

Cet indicateur est applicable à quasiment **tous les types de milieux humides**.

Fonction

Biodiversité



Compétences / Connaissances

De bonnes compétences en identification des syrphes sont nécessaires, mais cette partie peut être externalisée. De bonnes connaissances en écologie et dans le fonctionnement des écosystèmes également.

Description rapide de l'indicateur

Les syrphes sont des insectes nectarivores ou pollenivores à l'état adulte, il est aisé d'en faire un inventaire sur un site à l'aide d'un dispositif standard d'interception (tente Malaise). Les larves sont prédatrices, phytophages ou saprophytes et occupent le milieu du sol à la cime des arbres en passant par le milieu aquatique. Leur distribution à une échelle départementale commence à être bien connue et leur détermination est possible même si elle peut être ponctuellement difficile. Les espèces ont des écologies bien connues. Les connaissances sur l'écologie et la biologie des syrphes sont codées dans un système expert, Syrph the Net.

L'indicateur repose sur un principe de comparaison d'une communauté attendue (prédite par le système expert) à une communauté observée (issue d'une campagne de collecte avec les tentes Malaise). Le ratio d'espèces au rendez-vous sur les espèces attendues renseigne sur l'état écologique d'un habitat ou d'un site. Le ratio des espèces au rendez-vous sur les observées renseigne sur la qualité du modèle de prédiction. L'analyse des caractéristiques communes aux espèces manquantes permet de formuler des hypothèses sur les dysfonctionnements écologiques du site ou des habitats.

Échelles d'application

L'indicateur peut être utilisé à l'échelle d'un habitat au sens communauté végétale ou d'un espace naturel. La pression d'échantillonnage est adaptée à l'échelle et à la surface.

Périodicité

La pose des tentes Malaise doit avoir lieu de mars à octobre dans l'idéal avec une tolérance sur avril à septembre.

Fréquence

Un relevé à renouveler tous les 10 ou 15 ans (en fonction des milieux) est envisagé.

Coûts et Moyens nécessaires

Le matériel nécessaire se compose, de tente Malaise [150 - 200 € /pièce], alcool à 70° modifié : [80 € les 20 litres] (suffisant pour une campagne d'une année avec deux tentes), matériel de laboratoire [150 – 250 €], bibliographie Syrph the Net [gratuit sous licence]. L'analyse des données nécessite de 1 à 7 jours selon l'expérience et la complexité.

Bibliographie

- Speight, M. C. D. (2017) The Syrph the Net database of European Syrphidae (Diptera), past, present and future. Syrph the Net, the database of European Syrphidae (Diptera), Vol. 96, 19 pp, Syrph the Net publications, Dublin.
- Speight, M.C.D., Castella, E. & Obrdlik, P. (2000) Use of the Syrph the Net database 2000. In: Speight, M.C.D., Castella, E., Obrdlik, P. and Ball, S. (eds.) Syrph the Net, the database of European Syrphidae, vol.25, 99 pp., Syrph the Net publications, Dublin
- Vanappelghem, C. & Vandeweghe R. 2020. Guide technique de mise en oeuvre d'une étude Syrph the Net. Réserves naturelles de France, Cahiers RNF 8, 121 p.



©Seigneur C.

Description et principes de l'indicateur

A partir d'un inventaire des habitats (communautés végétales), il est possible de dresser la liste des espèces potentiellement présentes sur un site donné. Avec la pose de tentes Malaise il est aisé d'obtenir un inventaire relativement complet d'un site ou d'un habitat. Les tentes Malaise fonctionnent comme des pièges d'interception. Les insectes volants heurtent la paroi centrale et leur tropisme positif pour la lumière devant un obstacle les conduit à se diriger vers le bocal de collecte rempli d'alcool où ils meurent et sont conservés. La comparaison des deux listes permet d'obtenir les deux principaux indicateurs et la base de données Syrph the Net aide à interpréter les dysfonctionnements écologiques sur la base des traits de vie des espèces manquantes. Réserves naturelles de France a publié, dans ses cahiers scientifiques, un guide technique de mise en œuvre plus détaillé que cette fiche. Pour le consulter : <https://www.portail.reserves-naturelles.org/page/1210679-doc-publications-rnf>

Fondements scientifiques de l'indicateur

Les syrphes ont des écologies bien connues, en particulier dans le domaine atlantique, continental et alpin de l'Europe de l'ouest. On compte, actuellement plus de 560 espèces connues de France et près de 230 espèces connues de la région Hauts-de-France. Un système expert rassemblant la connaissance disponible sur les 931 espèces européennes est diffusé gratuitement sous la forme d'un classeur Excel. Ces informations sont relatives aux liens entre habitats et espèces ainsi que leurs traits de vies (421 habitats, 204 traits de vie). Ce classeur Excel apporte également des connaissances sur la distribution et le statut de menace. Réaliser un inventaire des syrphes, à l'état adulte, est aisé et standardisé à l'aide de tentes Malaise. Les larves des syrphes ont des relations trophiques très variées et occupent la plupart des habitats sauf les eaux profondes, très vives et les grottes. Ces différentes caractéristiques font des syrphes d'excellents indicateurs.

Les syrphes réagissent à la fois à l'échelle des habitats et des caractéristiques d'habitats larvaires. Si des altérations interviennent ; l'analyse aux deux échelles est pertinente et permet d'avoir une information sur la fonctionnalité des habitats.



© Jocelyn Dubé

Domaine d'application

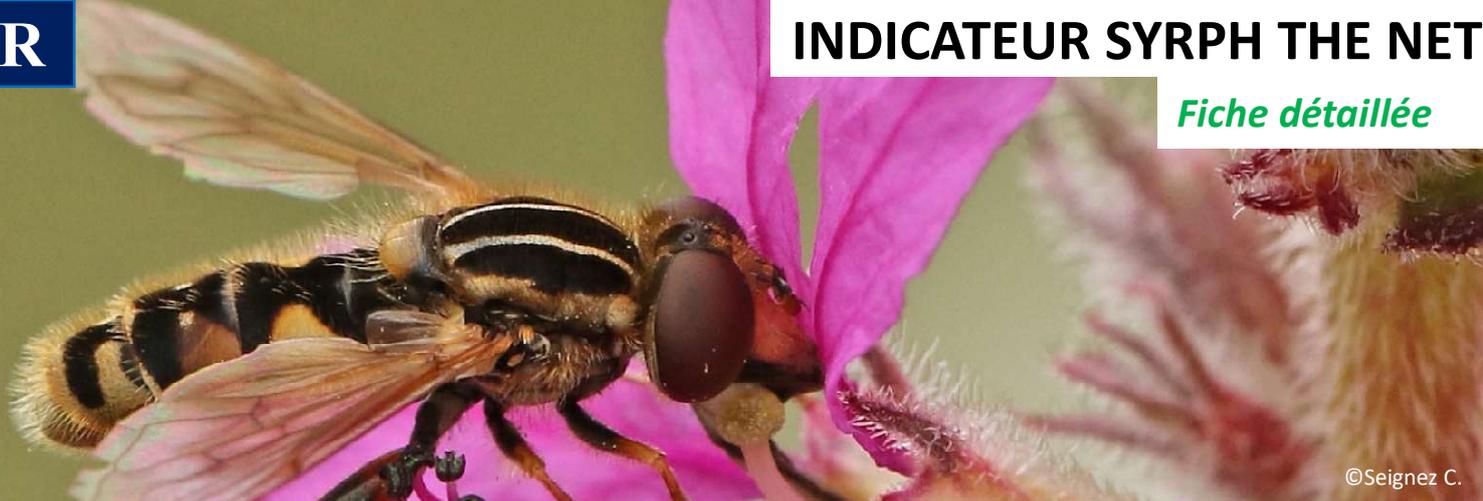
Cet indicateur est utilisable dans tous les milieux humides sauf ceux ayant une salinité trop prononcée ainsi que le lit mineur des cours d'eau. La base de données est également perfectible pour les habitats dunaires en particulier pour la xérosère et les milieux de transition comme les fourrés.

Il est peu adapté aux milieux humides ponctuels comme une mare en raison du rayon d'action des syrphes adultes de l'ordre de quelques centaines de mètres, hors phénomènes de dispersion. Il est possible de travailler sur des sites avec de fortes mosaïques et d'individualiser l'analyse à chaque habitat pour peu que l'échantillonnage ait été réfléchi dans ce sens.

Limites

Les principales limites sont liées aux habitats visés par ce type d'étude : précision, qualité de la description de la communauté.

La capacité à mettre en place des dispositifs permanents (pente, portance) ou le vandalisme sur les tentes Malaise.



©Seigneur C.

Protocole de mise en place

Description et principes de l'indicateur

Les dispositifs de collecte (tentes Malaise) doivent être disposés en fonction de l'échelle d'analyse requise : le site ou l'habitat naturel. Deux tentes Malaise par habitat sont préconisées si un seul habitat est présent, une partie des habitats d'un site sont étudiés. Si on souhaite analyser la totalité du site, les tentes peuvent être disposées le long d'interfaces entre habitats pour optimiser le nombre de tentes. La base de données Syrph the Net sert de référence pour l'analyse des données collectées. Cette base de données met en relation des espèces de syrphes avec des caractéristiques écologiques. C'est un système expert et spécialisé, pas une base de données de saisie de données naturalistes. Les données codées sont les espèces et les habitats selon une typologie propre (des correspondances sont proposées). La base de données met également en valeur les traits écologiques et biologiques principalement basés sur le stade larvaire des espèces. Cette mise en relation n'est pas binaire mais dans un codage dit flou. **Le lien entre les espèces et les habitats/traits est exprimé selon 4 valeurs : 0, 1, 2 ou 3.**

La signification est la suivante pour les habitats :

- **3** : habitat préféré au maximum, la présence de l'espèce sera prédite dans cet habitat
- **2** : habitat préféré, la présence de l'espèce sera prédite pour ce macrohabitat
- **1** : l'espèce peut se trouver dans cet habitat sous certaines circonstances (si un habitat supplémentaire approprié est aussi présent), mais ne sera généralement pas prédite dans ce macrohabitat (par exemple, si aucun habitat supplémentaire approprié n'est pas présent).
- **vide** : l'espèce n'est pas présente dans ce macrohabitat

Pour les traits, la signification est équivalente :

- **3** : l'espèce est associée préférentiellement à ce paramètre ;
- **2** : l'espèce est associée normalement avec ce paramètre ;
- **1** : l'espèce peut être associée à ce paramètre sous certaines conditions ;
- **vide** : l'espèce n'est pas associée à ce paramètre

Étape 1 : localisation des tentes Malaise, tri et détermination

Les tentes Malaise sont disposées sur le site étudié. Elles sont placées dans l'idéal sur une période de vol complète soit de mars à fin septembre.

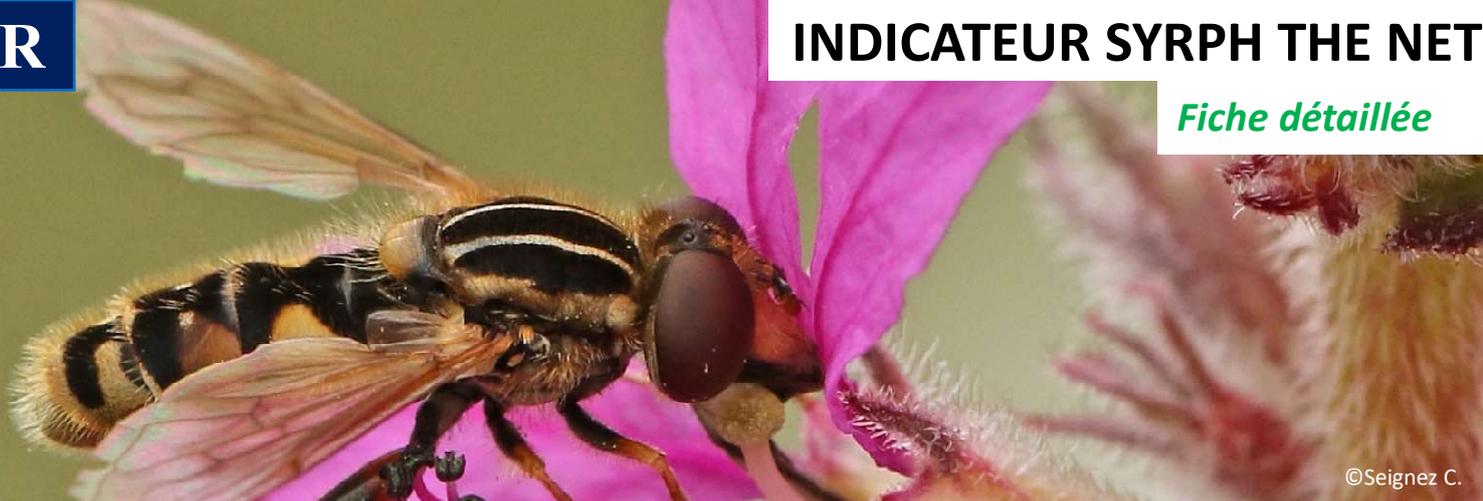
Leur nombre dépend de la diversité et de la complexité des habitats visés ; la recommandation est de placer deux tentes par habitat mais si les habitats sont fortement imbriqués, ce nombre peut baisser.

Leur emplacement doit maximiser les chances de capture. Les tentes doivent être situées dans un environnement éclairé ; la tête de la tente idéalement dirigée entre le sud-est et le sud-ouest.

D'autre part, l'emplacement doit se situer sur une ligne de vol ; une rupture dans la structure des habitats comme une lisière. Un passage en période de vol (année n-1) peut aider à repérer ces lignes de vols ; ce sont les axes de déplacements des espèces.



© Hubert B.



©Seigneur C.

Étape 2 : Inventaire des habitats

L'inventaire des habitats est réalisé dans les 300 m autour de chaque tente Malaise. Pour anticiper d'éventuelles besoins pour l'analyse, les habitats compris entre 300 et 500 mètres mais non présents dans les 300 premiers mètres peuvent également être notés mais ne seront pas utilisés dans un premier temps.

L'inventaire des habitats ne nécessite pas de les cartographier mais juste de les lister. La typologie utilisée est propre à la méthode Syrph the Net. Le contenu et glossaire (*Speight, Castella et Sarthou, 2015*) ou la version anglaise Content and Glossary (*Speight and Castella, 2016*), permettent de faire le lien entre la typologie Syrph the Net et les typologies EUNIS, CORINE biotope et la phytosociologie sigmatiste. Dans cette typologie, deux catégories d'habitats sont proposées : les "macrohabitats" et les "habitats supplémentaires". Les premiers correspondent aux habitats au sens phytosociologique du terme (avec plus ou moins de précisions), le système est emboîté comme le système CORINE ou EUNIS. Les derniers servent de complément de description aux macrohabitats (comme une mare forestière dans un boisement) et comprennent les habitats aquatiques. Ces habitats supplémentaires servent notamment à ajouter des espèces possédant une écologie particulière comme les espèces des mares forestières qui sont présentes en forêt uniquement si des mares sont présentes, cela permet d'affiner la prédiction des espèces (voir partie « Description et méthodes ») ; ils concernent les espèces codées "1" pour les habitats dans la base.

L'inventaire est réalisé en deux phases :

- 1 - L'inventaire des habitats terrestres ("macrohabitat") selon la typologie proposée, les habitats aquatiques en sont exclus ;
- 2 - L'inventaire des habitats supplémentaires pour chaque habitat.

Étape 3 : Liste d'espèces régionales

Pour avoir une liste d'espèces prédites cohérentes avec les espèces connues dans le secteur géographique où se fait l'étude, il est nécessaire de se procurer la liste des espèces présentes dans les Hauts-de-France ou dans le bassin Artois Picardie. Cette liste est nécessaire pour filtrer les espèces issues de la base de données pour les habitats considérés car Syrph the Net couvre toute l'Europe.

La liste est disponible auprès des animateurs des groupes syrphes régionaux animés conjointement par le CEN des Hauts de France, Picardie Nature, l'ADEP et le GON.

Étape 4 : Liste d'espèces prédites

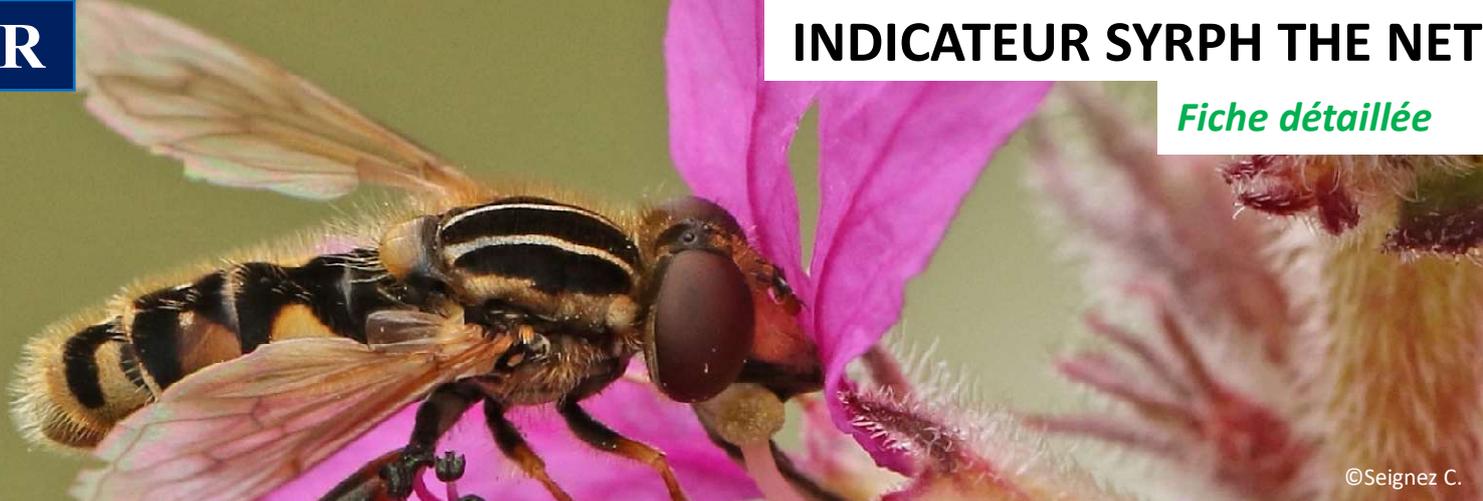
A partir de l'inventaire des habitats et de la liste des espèces présentes en région, il est possible de dresser la liste des espèces prédites (ou attendues) du site étudié.

Cette liste peut être réalisée à partir des **fichiers Excel de Syrph the Net**, par filtre, ou en utilisant une application développée sous Access disponible auprès de l'AGIS (Atelier du Groupe Inter-réseaux sur les Syrphes) hébergé par Réserves naturelles de France. Pour les Hauts-de-France, cette application est disponible auprès de Cédric Vanappelghem : c.vanappelghem@cen-hautsdefrance.org

Le principe de prédiction est le suivant :

- les espèces codées "2" et "3" pour les habitats inventoriés sont systématiquement retenues dans la liste des espèces prédites ;
- les espèces codées "1" pour un habitat donné ne seront retenues que si elles sont aussi codées "1" pour un habitat supplémentaire décrit pour cet habitat ;
- seules les espèces incluses dans la liste régionale sont retenues parmi les espèces issues de la base de données.

Il est possible de distinguer les espèces prédites par habitat et pour la totalité du site en cumulant les espèces prédites pour tous les habitats décrits (incluant les "macrohabitats" et les "habitats supplémentaires").



©Seigneur C.

Étape 5 : Comparaison des listes

Les deux listes sont comparées et permettent de faire trois catégories d'espèces :

- Les espèces manquantes: ce sont les espèces prédites ou attendues mais non observées,
- les espèces au rendez-vous sont les espèces prédites ou attendues et observées,
- les espèces inattendues sont les espèces observées mais non prédites ou attendues

Étape 6 : Évaluation de la couverture et de la complétude

Il est possible d'utiliser les services en ligne **Inext** et **SpadeR** pour calculer la courbe de raréfaction des données collectées ainsi que les diversités estimées suivant différents modèles. Ces éléments permettent de vérifier que la couverture ou la complétude de l'inventaire sont suffisants pour se lancer dans l'analyse. Cette évaluation est encore en cours de développement et nous ne pouvons pas proposer d'éléments plus complets comme des seuils.

Étape 7 : Calcul des indicateurs

L'**indicateur d'intégrité écologique** du site ou de l'habitat se calcule en faisant le ratio : espèces au rendez-vous/espèces attendues.

L'**indicateur de qualité du modèle** se calcule en faisant le ratio : espèces au rendez-vous/espèces observées.

Étape 8 : Exploitation des espèces manquantes

Les espèces manquantes sont analysées à l'échelle de chaque habitat ou pour tous les habitats regroupés. Le principe d'analyse est de déceler les traits de vie ou écologiques qui présentent une forte représentation dans les espèces manquantes par rapport aux espèces observées (principe de calcul de l'intégrité écologique pour les traits). Leur analyse comparée permet de déduire des hypothèses sur les dysfonctionnements.

Représentativité des données

Précision de l'information

L'information est au niveau de l'habitat ou du complexe d'habitats étudié.

Représentativité de l'information collectée

Si les tentes Malaise sont bien placées, il y a peu de variabilité de la communauté même si les fréquences spécifiques peuvent avoir une certaine variabilité. Les données d'effectifs ne peuvent être utilisées pour l'analyse écologique par contre elles sont pertinentes pour évaluer la complétude ou la couverture de la collecte des données.

Opérationnalité de la collecte

Compétences requises

- De bonnes compétences en identification des syrphes sont nécessaires, mais cette partie peut être externalisée.
- De bonnes connaissances en écologie et dans le fonctionnement des écosystèmes sont indispensables pour l'analyse .



©Seigneur C.

Opérationnalité de la collecte (suite)

Impact du niveau de compétences

Les erreurs de détermination des syrphes peuvent avoir un impact fort sur l'analyse des résultats.

Les erreurs dans l'inventaire des habitats peut conduire à une mauvaise interprétation des résultats.

Un mauvais placement des tentes peut conduire à une collecte insuffisante conduisant à l'incapacité à réaliser l'étude.

Temps moyen de collecte des données sur le terrain

Le temps de collecte des données sur le terrain est faible compte tenu de la mise en place de dispositifs permanents, cela correspond à une quinzaine de récoltes de culots de tente Malaise.

Le tri des culots de tente Malaise est long : en moyenne 3h par culot de tente Malaise en fonction de l'expérience de l'opérateur et la productivité des milieux. Sachant que nous estimons uniquement le temps de tri des syrphes, pas celui pour les autres groupes d'invertébrés. Le temps de détermination des syrphes est très variable selon les opérateurs, mais si le tri a été bien fait, la détermination peut se réduire à 7 jours de travail pour deux tentes.

Temps de validation et de saisie des données

La validation des données doit être envisagée avec précaution et les opérateurs doivent la considérer avec humilité. Des contacts auprès des animateurs des groupes Syrphes en Hauts de France sont nécessaires pour aborder cette validation au mieux et profiter du réseau de contacts d'experts pour que le jeu de données soit le plus juste possible.

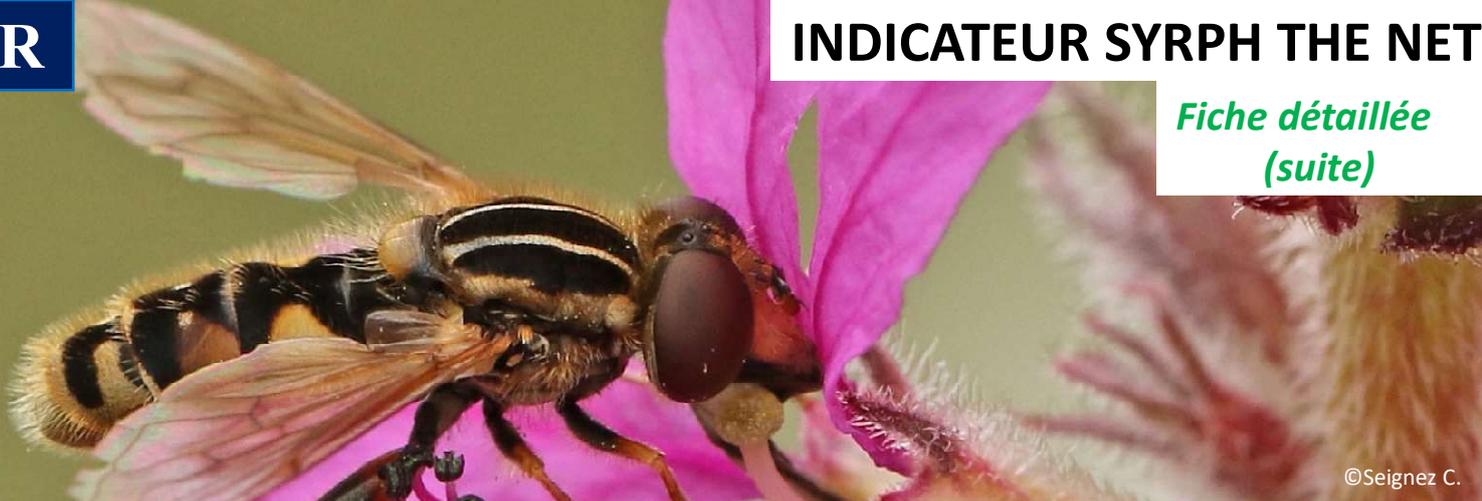
La saisie des données se fait au fur et à mesure de la détermination et ne nécessite pas un temps supplémentaire significatif. Une fois les données validées, le tableau de données peut être exporté vers le SINP. Il est à la charge de l'opérateur de transférer ses données au SINP régional suivant le format attendu.

Coûts et Moyens nécessaires

Le matériel nécessaire se compose, de tente Malaise [150 - 200 € /pièce], alcool à 70° modifié : [80€ les 20 litres] (suffisant pour une campagne d'une année avec deux tentes), matériel de laboratoire [150 - 250 €], bibliographie Syrph the Net [gratuit sous licence]. L'analyse des données nécessite de 1 à 7 jours selon l'expérience et la complexité.

Référentiels standards

- Speight, M.C.D. (2016) StN key for the identification of the genera of European Syrphidae 2016. Syrph the Net, the database of European Syrphidae (Diptera), Vol. 90, 42 pp, Syrph the Net publications, Dublin.
- Speight, M.C.D. (2016) Species accounts of European Syrphidae 2016. Syrph the Net, the database of European Syrphidae (Diptera), vol. 93, 288 pp., Syrph the Net publications, Dublin.
- Speight, M.C.D., Castella, E. & Sarthou, J.-P. (2016) StN 2016. In: Syrph the Net on CD, Issue 11. Speight, M.C.D., Castella, E., Sarthou, J.-P. & Vanappelghem, C. (Eds.) ISSN 1649-1917. Syrph the Net Publications, Dublin.
- Speight, M.C.D. & Castella, E. (2016) StN Content and Glossary of terms 2016. Syrph the Net, the database of European Syrphidae (Diptera), Vol. 94, 89 pp, Syrph the Net publications, Dublin.
- Speight, M.C.D. & de Courcy Williams, M. (2016) European Syrphid Genera: Portraits of representative species/ Portraits d'espèces représentatives de genres de Syrphidae Européens. Syrph the Net, the database of European Syrphidae (Diptera), Vol. 89, 72 pp, Syrph the Net publications, Dublin.
- Speight, M. C. D. & Sarthou, J.-P. (2016) StN keys for the identification of the European species of various genera of Syrphidae 2016/Clés StN pour la détermination des espèces Européennes de plusieurs genres des Syrphidae 2016. Syrph the Net, the database of European Syrphidae (Diptera), Vol. 92, 137 pp, Syrph the Net publications, Dublin.
- Speight, M.C.D., Withers, P. & Dussaix, C. (2016) Clé StN pour la détermination des genres de Syrphidae Européens 2016 Syrph the Net, the database of European Syrphidae (Diptera). Vol. 91, 40 pp, Syrph the Net publications, Dublin.
- Speight, M.C.D., Castella, E. & Sarthou V. (2017) Base de Données StN: Contenu et Glossaire des termes 2016. Syrph the Net, the database of European Syrphidae (Diptera), Vol. 95, 101 pp, Syrph the Net publications, Dublin.
- Vanappelghem, C. & Vandeweghe R. 2020. Guide technique de mise en oeuvre d'une étude Syrph the Net. Réserves naturelles de France, Cahiers RNF 8, 121 p.
- Veen, M. P. van. (2014). Hoverflies of Northwest Europe: Identification Keys to the Syrphidae. 2., Ed. Utrecht: KNNV Uitg.
- Verlinden, L., (1994). Syrphes. Faune de Belgique. Institut royal des sciences naturelles, 289 p.



©Seigneur C.

Référents et personnes ressources

Pour la mise en place de la méthode, l'accès aux ressources Syrph the Net et l'identification : L'Atelier du Groupe inter-réseaux sur les syrphes à Réserves naturelles de France La Bourdonnerie (2 allée Pierre Lacroute à Dijon 21000 - Tél : 03 80 48 91 00)

Le Conservatoire d'espaces naturels des Hauts-de-France (1 Place Ginkgo – Village Oasis - 80044 Amiens Cedex 1 Tél : 03 22 89 63 96)

Pour l'identification : Le Groupe ornithologique et naturaliste du Nord et du Pas-de-Calais (5 Rue Jules de Vicq, 59800 Lille – Tél : 03 20 53 26 50), Picardie Nature (233 Rue Eloi Morel, 80000 Amiens – tél : 03 62 72 22 50), Association des entomologistes Picards (17 rue James de Rothschild, 60200 COMPIEGNE - secretariat@adepentomo.fr)

Analyses et interprétations des résultats

L'intégrité écologique est calculée pour le site et pour chaque habitat. C'est le rapport des espèces au rendez-vous sur les espèces prédites exprimé en pourcentage. Ce rapport renseigne sur la proximité du peuplement observé avec la référence établie par la base de données Syrph the Net.

En complément, il est nécessaire de calculer également l'indicateur de qualité du modèle. Cet indicateur est le rapport entre les espèces au rendez-vous sur les espèces observées exprimé en pourcentage. Il renseigne sur la qualité globale du modèle de prédiction à la fois au niveau de l'inventaire de l'habitat et de la qualité de codage des habitats, sans pour autant que l'on puisse distinguer l'un de l'autre de manière précise.

Méthode de calcul

Calcul de l'indice

Le calcul se fait à l'aide de la base de données Syrph the Net en faisant des ratios :

- L'indicateur d'intégrité écologique du site ou de l'habitat se calcule en faisant le ratio : $\frac{\text{espèces au rendez-vous}}{\text{espèces prédites}}$
- L'indicateur de qualité du modèle se calcule en faisant le ratio : $\frac{\text{espèces au rendez-vous}}{\text{espèces observées}}$

Une application développée sous Access disponible auprès de l'AGIS (Atelier du groupe inter-réseaux sur les syrphes) permet de **produire les indicateurs** automatiquement. Cette application est disponible sur simple demande.

Présentation des résultats

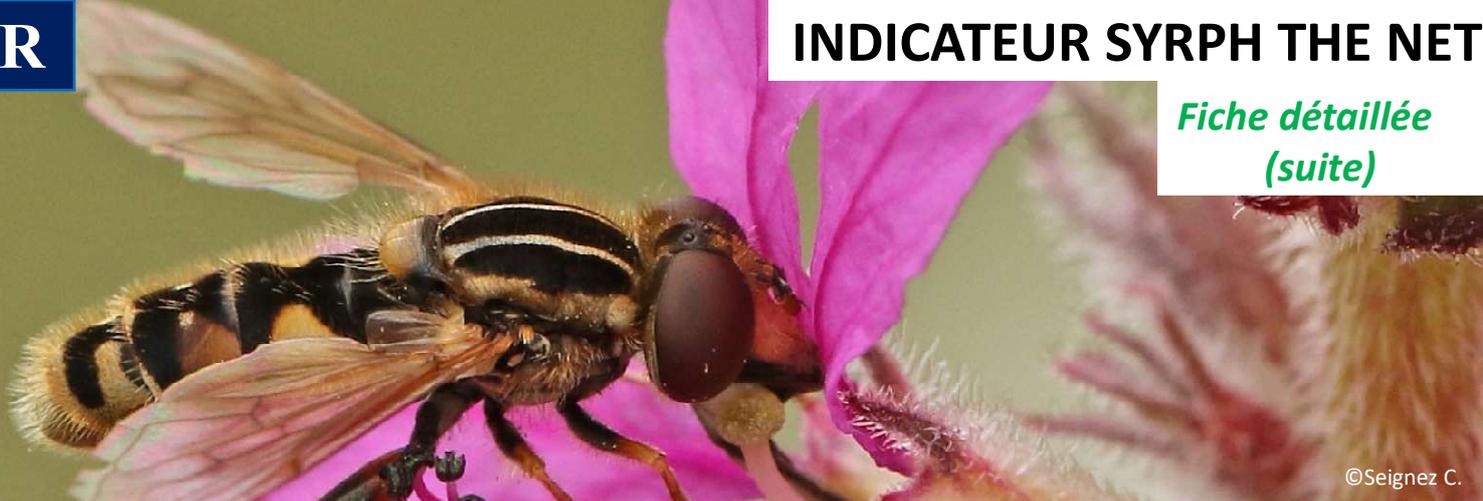
Les résultats sont présentés sous la forme de valeurs exprimées en pourcentage.

Clés d'interprétation de la note indicatrice

Une grille d'analyse simple mais subjective est proposée, elle définit des classes en fonction des résultats des indicateurs : *Tableau ci-contre.*

Au-delà des indicateurs, l'interprétation se fait par analyse de la représentativité des traits de vie chez les espèces manquantes. Le principe de calcul d'intégrité est utilisé pour tous les traits de vie pour l'ensemble du site et pour chaque habitat. La lecture se fait suivant la grille précédente et permet d'identifier les traits de vie majoritairement présents chez les espèces manquantes. Cette identification permet d'analyser les dysfonctionnements traduits par les atteintes sur les caractéristiques des habitats larvaires de syrphes. On cherchera dans un premier temps à regarder les éventuels manques dans les catégories de trophies des espèces (phytophage, etc.).

Intervalle	Intégrité écologique	Qualité du modèle
0 à 20%	Très faible	Très faible
21 à 40%	Faible	Faible
41 à 50%	Moyenne	Moyenne
51 à 75%	Bonne	Bonne
76 à 85%	Très bonne	Très bonne
86 à 100%	Excellente	Excellente



©Seigneur C.

Structuration des données et bancarisation

Le jeu de données

Espèces observées

Si les liens entre chaque tente Malaise, la date et la liste d'espèces peuvent être conservés, la base de données SIRF et ClicNat peuvent être utilisées pour bancariser les données. Il est recommandé dans un premier temps de saisir la donnée d'espèce observée dans un tableur *Excel* au moment du travail de détermination (voir le document joint à la présente fiche).

Pour les données d'inventaire des habitats, elles sont stockées sous la forme de fichier Excel ou dans l'application Access développé par l'AGIS (Atelier du groupe inter-réseau sur les syrphes) de Réserves naturelles de France. Il n'y a pas de bancarisation spécifique pour ces informations à l'heure actuelle.

Opérationnalité de l'analyse et de l'interprétation

Temps de calcul des valeurs de l'indice et des analyses statistiques

Le temps de calcul dépend de plusieurs paramètres ; l'utilisation de tableurs Excel ou de l'application sous Access de l'AGIS, le nombre d'habitats, le nombre de tentes. Le temps de calcul peut ainsi passer de 5 minutes à une journée.

Estimation du temps global pour l'analyse et l'interprétation

Ce temps va dépendre du nombre d'habitats et de tentes Malaise. 1 à 2 journées suffisent à finaliser l'analyse et l'interprétation des données. Le temps de rédaction vient s'ajouter.

Exemple d'application

RNR de l'Escaut rivière

Localisation :

Région : Nord - Pas-de-Calais

Commune(s) : Proville (59)

Statut(s) juridique(s) : RNR

Organisme gestionnaire : Conservatoire d'espaces naturels du Nord – Pas-de-Calais

Surface : ~60 ha

www.reserves-naturelles.org/escaut-riviere

Question(s) posée(s), pourquoi ? :

Objectifs :

1. Contribuer à l'évaluation de l'état de conservation de l'habitat *Pruno padi – Fraxinetum excelsioris Oberd. 1953* par le biais d'un diagnostic à l'aide des syrphes après 20 années de dynamique naturelle suite à une coupe du peuplement de peuplier en 1994 ;
2. Réaliser l'inventaire des Syrphidés du site et de contribuer à la connaissance de ce groupe en région et dans le département.

Exemple d'application

Localisation des tentes (pourquoi? Problèmes et solutions) :



Cartographie des habitats et localisation des 2 tentes Malaise

Durée du piégeage

Les tentes Malaise ont été posées le 12 avril 2009 et relevées pour la dernière fois en février 2010. Huit relevés des tentes ont été réalisés. La période d'échantillonnage s'étend bien au-delà de la période de vol des espèces de Syrphidés. La fréquence des relevés s'échelonne de 13 à 126 jours, la période la plus longue correspondant au dernier relevé de la tente.

Inventaire des habitats

Réalisé à partir des habitats phytosociologiques déjà définis par le gestionnaire (plan de gestion) 8 macro-habitats sont identifiés.

Liste régionale

La connaissance régionale sur les Syrphes étant lacunaire, nous avons utilisé, à partir de SYRFID (Sarhou et al. 2010), une liste établie à une échelle plus large comprenant le Nord – Pas-de-Calais, la Somme, la Seine-Maritime, l'Eure, le Calvados. La liste utilisée dépasse les réelles potentialités de présence des espèces dans la région, mais elle constitue le meilleur compromis possible entre les connaissances disponibles et la nécessité d'avoir une liste d'au moins 200 espèces pour cette liste de référence géographique.



©Seigneur C.

Exemple d'application

Analyse globale

Code StN	Intitulé	Intégrité	nbre prédites	Evaluation
113242	Aulnaie Frênaie - mature Alluvial forest : Alnus glutinosa & Fraxinus excelsior - mature	64 %	33	Bonne
113243	Aulnaie Frênaie – jeunes arbres Alluvial forest : Alnus glutinosa & Fraxinus excelsior – saplings	63 %	16	Bonne
1322	Aulnaie marécageuse – mature Alluvial forest : Alnus glutinosa & Fraxinus excelsior - mature	53 %	17	Bonne
1323	Aulnaie marécageuse – jeunes arbres wet woods - alnus swamp saplings	69 %	16	Bonne
231131	Prairies extensives de plaine – eutrophes à mésotrophes lowland unimproved grassland eutrophic/mesotrophic	50 %	8	Moyenne
642	Magnocariçaies – Tall sedges	62 %	21	Bonne
211	Mégaphorbiaies – Tall herb communities	62 %	29	Bonne

Tableau 1 : Résultats des 7 habitats relevés sur la RNR (RDV/prédite)

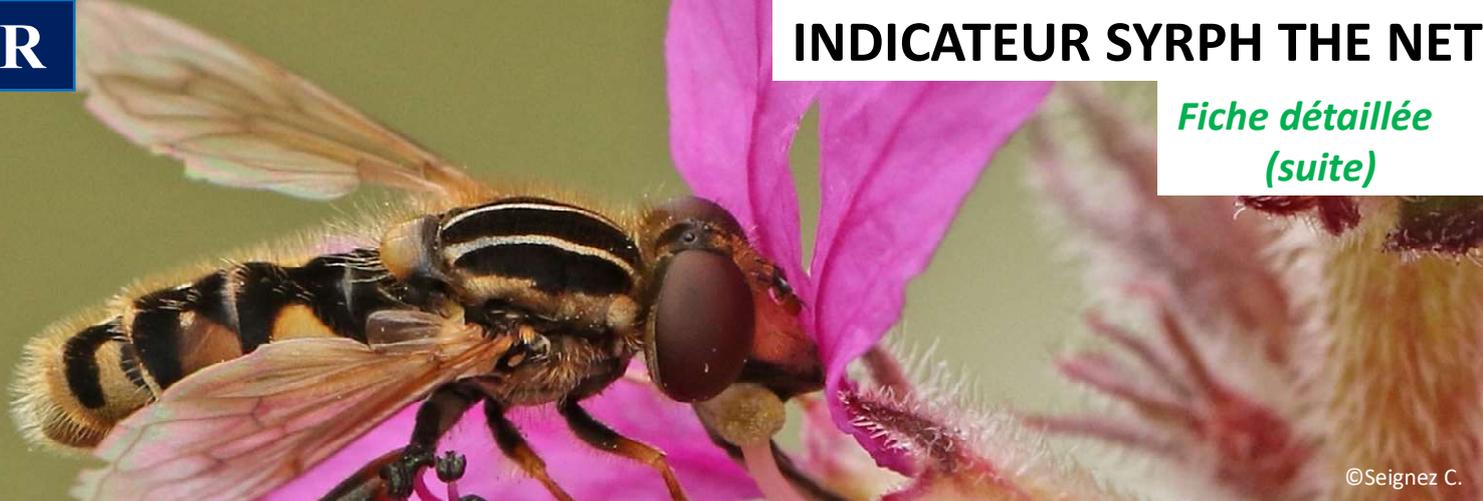
Résultats	Nombre	Indicateurs	Pourcentage	Évaluation
Espèces prédites	87	Intégrité écologique %rdv sur prédites	58%	Bonne
Espèces observées	73	Manquantes %manquantes sur prédites	42%	/
Espèces au rendez-vous	51	Qualité globale du modèle % au rendez-vous sur observées	70%	Bonne
Espèces manquantes	36			
Espèces inattendues	22			

Tableau 2 : résultats globaux de la RNR (RDV/prédite)

Les résultats globaux à l'échelle du site sont donnés à titre indicatif. L'échantillonnage n'a pas été élaboré dans cette perspective car il était centré sur un habitat en particulier.

Malgré cette limite, l'intégrité écologique à l'échelle de l'ensemble des habitats est considérée comme « bonne » même si le pourcentage n'est pas très élevé (Tableau 2). La qualité globale du modèle est également « bonne » malgré une liste régionale, sans doute plus longue que ce qu'on peut attendre réellement en région.

La proportion des espèces inattendues est significative (30%), mais on peut tout de même considérer le modèle comme bon (Tableau 2).



©Seigneur C.

Exemple d'application

Analyse écologique : l'exemple de l'Aulnaie-Frênaie

		Aulnaie-frênaie mûre			Aulnaie-Frênaie jeune		
LARVAL ACTIVITY ZONE: AQUATIC		prédites	au rdv	Intégrité	prédites	au rdv	Intégrité
	Water plants	1	1	100%	1	1	100%
	Submerged sediment/debris	5	3	60%	5	3	60%
	Water-saturated ground	6	3	50%	6	3	50%
	Sodden plant debris	8	5	63%	6	3	50%
HIBERNATION/OVERWINTERING ZONE							
	Above ground surface	15	11	73%	3	2	67%
	Ground surface	16	9	56%	9	6	67%
	Tussocks	8	7	88%	5	5	100%
	forest litter	10	4	40%	4	2	50%
	Root zone	7	5	71%	2	1	50%
	Water-saturated ground	5	2	40%	5	2	40%
	In water	5	3	60%	5	3	60%
LARVAL ACTIVITY ZONE: TERRESTRIAL							
	Plants	27	17	63%	9	6	67%
	Trees	24	14	58%	8	4	50%
	Foliage (gen.)	15	7	47%	6	3	50%
	Overmature/senescent tree features	9	7	78%	1	1	100%
	Mature trees	12	4	33%	2	0	0%
	Understorey trees	13	5	38%	4	1	25%
	Shrubs/bushes/saplings	15	7	47%	6	3	50%
	Tall shrubs/saplings	14	6	43%	5	2	40%
	Low shrubs	7	5	71%	4	3	75%
	Herb layer	9	8	89%	6	5	83%
	On herb layer	8	7	88%	5	4	80%
	In herlayer	3	2	67%	1	1	100%
Food type							
	Micro-organism	14	10	71%	7	4	57%
	Living plant	2	2	100%	2	2	100%
	Living animal	18	10	56%	8	5	63%
	Saproxyllic	9	7	78%	1	1	100%

Tableau 3 : Résultats de l'habitat Aulnaie-Frênaie

L'intégrité globale de l'habitat que ce soit au niveau de son stade mature ou jeune n'est pas mauvais en soit, avec 64 % et 63 % il se situe dans la partie haute de la classe. L'analyse sera surtout détaillée pour le stade mature, le stade jeunes arbres est prédit pour seulement 16 espèces (33 pour le stade mature) ne permettant pas une analyse fine des caractéristiques des micro-habitats. Néanmoins, il y a une bonne homogénéité des résultats d'intégrité des micro-habitats pour les deux stades (Tableau 1).

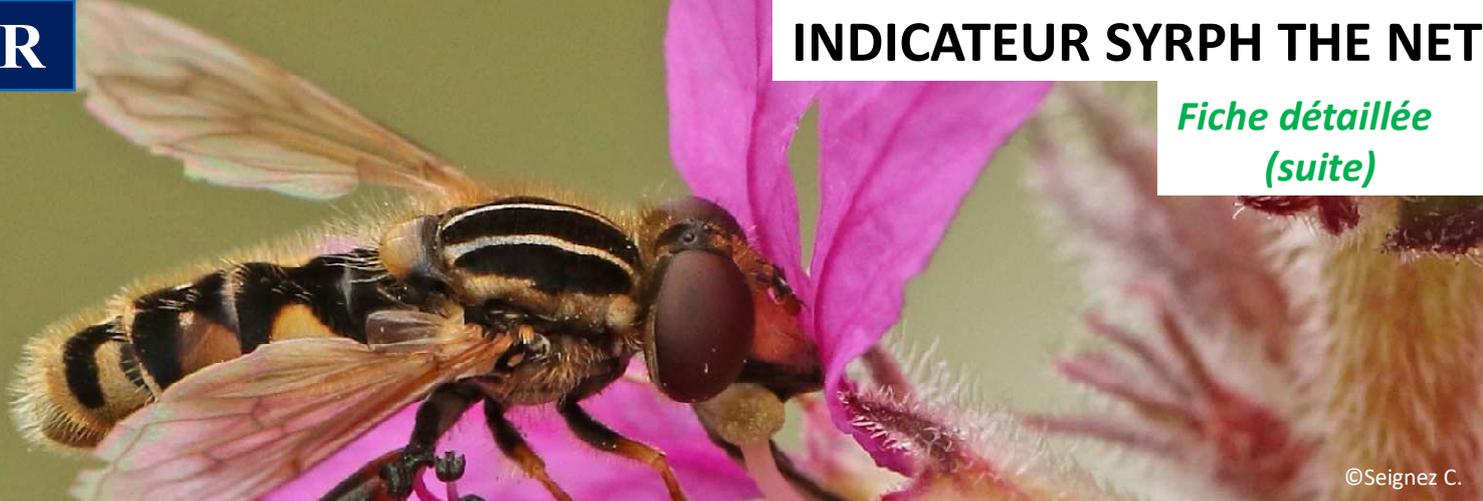
Les espèces saproxylques sont bien représentées traduisant une bonne représentation des micro-habitats associés au bois mort, avec 78 % d'intégrité (Tableau 3). Ce bon niveau d'intégrité se retrouve au niveau de la catégorie « arbres sénescents » (78 %, n=9), pour le stade mature (113242), ce qui contraste le niveau d'intégrité global (64 %, n=33).

Parmi les différents types de relations trophiques, seules les espèces prédatrices présentent un déficit important en particulier pour le stade mature. Toutes ces espèces prédatrices sont liées aux feuillages des catégories « arbres matures », « sous-bois » ou « buissons hauts ». Ces dernières caractéristiques de micro-habitats présentent des niveaux d'intégrité relativement faibles (Tableau 3).

Ces espèces sont également non tolérantes à l'inondation.

A l'inverse la strate herbacée présente une très bonne intégrité écologique (Tableau 3).

Pour les larves aquatiques ou semi-aquatiques, les intégrités traduisent, en regardant la composition spécifique de la prédiction pour « Sodden Plant Debris » et « Water saturated ground », plus une relation avec l'alimentation en eau que l'impact sur le sol qu'aurait pu avoir l'exploitation du boisement « sauvage » en 1994. L'analyse de la zone hivernage des espèces révèle une situation équivalente où les manques se situent plus dans les « Water saturated ground » que dans le sol en lui-même comme « Root zone ».



©Seigneur C.

Exemple d'application

Contribution à la connaissance et faunistique

Du point de vue de la connaissance départementale, la contribution de cette étude est de 62 espèces nouvelles pour le département du Nord, peu étudié. Ce résultat est à relativiser puisque seules 19 espèces étaient citées dans la littérature compilée par Sarthou et al. (2010) sur le département.

Principales conclusions et enseignements

Les déficits en zoophages liés aux arbres sont à souligner et en particulier concernant le feuillage, les arbres matures et le sous-bois. Le peuplement forestier de la Réserve de l'Escaut rivière est encore jeune quand on considère qu'il est en régénération naturelle complète depuis 1994 seulement. Les résultats d'intégrité des deux niveaux « mature » et « jeunes arbres » montrent que le stade mature est atteint mais que les dysfonctionnements sont globaux.

Les manques liés au sous-bois sont vraisemblablement corrélés à la dynamique de recolonisation qui a donné un semis très dense d'aulne, de saule et de Cerisier à grappe, rendant le développement d'un sous-bois très limité pour l'instant. Des lambeaux de ce type de boisement ont été conservés après la coupe rase aux abords du site pouvant ainsi recoloniser le milieu, mais ces lambeaux sont plus des alignements voire des bosquets d'arbres très matures et sénescents non exploités. Ces derniers pourraient avoir contribué au maintien des espèces saproxyliques (78 % d'intégrité pour les saproxyliques) permettant vraisemblablement le maintien des espèces liées aux stades sénescents.

Un éventuel dysfonctionnement hydraulique est soulevé par le score d'intégrités des espèces aquatiques et semi-aquatiques mais qui se fonde sur un faible nombre d'espèces. Ce doute est confirmé par l'analyse des espèces inattendues qui abritent un fort contingent d'espèces phytophages des strates herbacées qui ne supportent pas les inondations régulières ou présentes dans des habitats plus humides. Ces éléments laissent penser qu'il y a un problème avec l'alimentation en eau du site à rechercher peut-être dans l'irrégularité des apports par l'Escaut. Le processus d'alimentation en eau ne semble plus s'opérer dans de bonnes conditions et cela est très perceptible chez les syrphes. Dans ce cas précis, le processus fonctionnel majeur de cet habitat étant altéré, on ne peut considérer que l'habitat puisse être en bon état de conservation sur le site.

Les perspectives de restauration d'un processus d'alimentation doivent être cherchées dans une réflexion sur l'avenir du réseau de drainage. Un fonctionnement de substitution pourrait être trouvé, autorisant l'inondation de la réserve, sans la transformer en bassin de rétention, incluant des bras de délestage de ces zones de crues autorisées vers le canal de Saint Quentin et ses contre-fossés.

Poursuites données à l'évaluation

Le protocole de suivi dendrométrique des Réserves forestières (PSDRF) a été mis en place également sur le site mais les résultats et analyses des deux protocoles n'ont pas encore été comparés pour le moment.

Temps et moyens de chaque étape

Terrain : ~10 jours (relevés et mise en place/rangement des Tentes Malaise + prospections filet)

Tri : ~4 jours

Détermination : ~5 jours

Analyse et rédaction du rapport : ~5 jours

Et si c'était à refaire

Reconduction à l'identique sauf si les moyens étaient plus importants avec quatre tentes sur un an ou deux ans avec deux tentes.



Bibliographie

- Speight, M. C. D. (2017) The Syrph the Net database of European Syrphidae (Diptera), past, present and future. Syrph the Net, the database of European Syrphidae (Diptera), Vol. 96, 19 pp , Syrph the Net publications, Dublin.
- Speight, M.C.D., Castella, E. & Obrdlik, P. (2000) Use of the Syrph the Net database 2000. In: Speight, M.C.D., Castella, E., Obrdlik, P. and Ball, S. (eds.) Syrph the Net, the database of European Syrphidae , vol.25, 99 pp., Syrph the Net publications, Dublin
- Speight, M.C.D., Castella, E. & Sarthou V. (2015) Base de Données StN: Contenu et Glossaire des termes 2015. Syrph the Net, the database of European Syrphidae, Vol.82 , 99 pp, Syrph the Net publications, Dublin.
- Speight, M.C.D. & Castella, E. (2016) StN Content and Glossary of terms 2016. Syrph the Net, the database of European Syrphidae (Diptera), Vol. 94, 89 pp , Syrph the Net publications, Dublin.
- Vanappelghem, C. & Vandeweghe R. 2020. Guide technique de mise en oeuvre d'une étude Syrph the Net. Réserves naturelles de France, Cahiers RNF 8, 121 p.



© Rey G.

Domaine d'application

Cet indicateur est applicable à quasiment **tous les types de milieux humides**.

Fonction

Biodiversité



Compétences / Connaissances

De bonnes compétences dans la reconnaissance des papillons de nuit (Lépidoptères macro-hétérocères). Il s'adresse donc à des spécialistes ou à des entomologistes ayant déjà quelques années d'expérience en la matière. Des compétences dans la flore et les habitats des zones humides sont aussi nécessaires.

Description rapide de l'indicateur

Les papillons de nuit, ou Lépidoptères hétérocères, sont des insectes phytophages qui exploitent une large gamme d'habitats et comprennent un nombre élevé d'espèces inféodées aux zones humides (près de 150 espèces dans le nord de la France). Ils sont sensibles aux évolutions de leur environnement et peuvent réagir rapidement à des perturbations qui affectent la qualité des écosystèmes.

En Europe, en France et dans les Hauts-de-France, ils forment un groupe d'insectes particulièrement bien connu et connaissent à ce titre une prise en compte croissante dans les diagnostics écologiques et dans les inventaires du patrimoine naturel. Les techniques d'observation font appel à des méthodes de piégeage lumineux qui permettent de dresser un inventaire des espèces présentes sans avoir à parcourir la zone humide concernée. Les informations fournies par ces inventaires sont complémentaires aux suivis de la végétation et fournissent une approche intégrée de la biodiversité à travers les relations fonctionnelles insectes-végétation qui s'établissent aux niveaux inférieurs des réseaux trophiques.

L'indicateur est obtenu à l'aide d'inventaires répétés dans le temps et ciblés sur les périodes les plus favorables aux espèces indicatrices. Il donne une mesure de la diversité des espèces présentes dans la zone humide et indirectement, de la capacité d'accueil de la zone humide pour la faune tributaire d'une bonne fonctionnalité des milieux humides.

L'indicateur repose sur un principe de comparaison d'une communauté attendue à une communauté observée. Il intègre également le niveau de spécialisation écologique des espèces : plus les espèces spécialistes des milieux humides sont représentées, plus sa valeur augmente. L'analyse des caractéristiques communes aux espèces manquantes permet de formuler des hypothèses sur les dysfonctionnements écologiques à résorber dans le cadre de travaux de restauration.

Basé sur un protocole standardisé, l'indicateur fournit des résultats comparables dans le temps et peut permettre de suivre l'évolution de l'état du peuplement d'hétérocères en lien avec un programme de travaux affectant la zone humide dans son ensemble.

Échelles d'application

L'indicateur se calcule à l'échelle d'un site (> 1 ha), pour lequel on a préalablement choisi une zone représentative qui constitue un échantillon à partir duquel on interprète l'état des milieux.

Périodicité

Les séances nocturnes sont à réaliser une fois par mois (mai, juin, juillet et août) et à renouveler deux années de suite. Pour l'évaluation d'une restauration écologique, il convient donc de mettre en place le protocole 2 ans avant le démarrage des travaux pour fournir un état des lieux de référence.

Fréquence

Un relevé à renouveler tous les 10 ans.

Coûts et Moyens nécessaires

Un système avec drap vertical (à confectionner soi-même ou acheter [200 €] + ampoules et appareillage [50 € à 550 €] + un filet à papillons [40 €] + ouvrages de détermination [60 €] + matériel de récolte [40 €] + lampe torche ou frontale [25 à 100 €]. La plus grosse acquisition correspond au groupe électrogène (moteur 4 temps) [400 à 1 500 €]. Si utilisation d'une lèpiled ou d'un autre dispositif sur batterie : [150 à 400 €].

Description et principes de l'indicateur

L'indicateur mixte d'Intégrité-Sténoécie du peuplement d'Hétérocères hygrophiles (ISH) est un indicateur de biodiversité et un indicateur écologique (Mc GEOCH, 1998) car il fournit :

- 1) une mesure de la biodiversité spécifique d'un groupe d'invertébrés phytophages ;
- 2) une information sur de possibles changements de conditions écologiques affectant la végétation (assèchement, eutrophisation, perturbations). Plus globalement, il renseigne sur la fonction d'habitat pour la faune et la flore qui est une fonction écologique majeure assurée par les milieux humides et associée à plusieurs services écosystémiques comme la pollinisation.

L'ISH aborde les hétérocères sous l'angle des communautés, considérant que ce niveau d'intégration offre un potentiel indicateur supérieur à une analyse centrée sur les espèces seules (MERCX et al. 2013, HOUARD & BOUGET 2015).

Le principe de l'indicateur repose sur la comparaison d'un peuplement d'hétérocères observé avec un peuplement attendu. Pour la construction de l'indicateur, seules les espèces hygrophiles-mésohygrophiles et écologiquement dépendantes des habitats humides présents sont prises en compte (103 taxons - d'après POTOCKY et al., 2018, adapté). Les espèces mésophiles (38 espèces supplémentaires) qui fréquentent préférentiellement les zones humides (= espèces "différentielles") ne sont pas intégrées.

Les potentialités offertes par le contexte local (bassin versant hydrologique) sont également prises en compte par l'indicateur qui est étalonné à l'aide d'un site de référence connu pour abriter une diversité maximale d'espèces.

L'analyse de l'écologie des taxons manquants permet de formuler des hypothèses quant aux facteurs d'altération en cause. L'analyse de l'écologie des taxons présents constitue une aide au diagnostic écologique. Ces analyses peuvent être mises à profit pour définir des états initiaux avant travaux, et suivre l'évolution écologique du milieu au cours du temps selon un état souhaité. L'écart entre le peuplement observé et attendu constitue une estimation du degré d'intégrité du peuplement. Un écart qui se réduit suite à la mise en œuvre d'une restauration écologique traduit une amélioration de l'intégrité et/ou un retour d'espèces à forte spécialisation écologique (dépendantes de conditions humides et de plantes-hôtes elles-mêmes hygrophiles).

Fondements scientifiques de l'indicateur

Les études utilisant les hétérocères comme indicateurs écologiques sont nombreuses. Elles portent notamment sur les effets de pressions anthropiques sur les forêts ou les agrosystèmes. Toutes confirment que ce groupe réagit aux pressions qui affectent la végétation et le milieu en général (TRUXA & FIEDLER, 2012, MANGELS et al., 2017). A moyen ou long terme, des phénomènes d'homogénéisation biotique ont aussi été mis en exergue à l'aide de ce groupe de bio-indicateurs qui réagit notamment aux changements climatiques, à la fragmentation et à la perte d'habitats (VALTONEN et al., 2017).

A une échelle plus locale, des travaux portent aussi sur les hétérocères comme indicateurs des pratiques de gestion conservatoire des milieux naturels (SUMPICH & KONVICKA, 2012, RAKOSY & SCHMITT 2011). Dans les milieux humides (roselières), HARDMAN et al. (2012) ont montré que les hétérocères font preuve de bonnes capacités de recolonisation post-restauration avec un temps de réponse de l'ordre d'une dizaine d'années. Des espèces sténoèces peuvent y compris recoloniser des milieux humides réhabilités (inondation d'anciennes cultures) en l'espace de 6 ans (CADBURY, 2005).

Fondements scientifiques de l'indicateur (suite)

L'intérêt d'utiliser la spécialisation écologique (ou "sténoécie") comme paramètre à la base d'un indicateur est attesté par les travaux MÜLLER et al. (2011) qui ont montré que les facteurs qui contrôlent les assemblages des communautés de papillons nocturnes ont des effets différents sur les espèces spécialistes et les espèces généralistes. Les communautés de spécialistes (= monophages-oligophages) sont plus sensibles que celles des généralistes (polyphages) aux conditions locales (végétation) et globales (climat, sol).

La réponse des papillons spécialistes n'est pas uniquement imputable à leur dépendance vis-à-vis de certaines plantes-hôtes mais plutôt à des conditions environnementales locales que reflète la composition de la végétation. Selon MÜLLER et al. (2011), ils seraient surtout des spécialistes d'"habitats" et donc intégrateurs de paramètres aussi bien biotiques (végétation) qu'abiotiques (sols, microclimat, ...).

En termes d'habitats couverts, les hétérocères offrent un « spectre indicateur » plus large que les papillons diurnes, car ils sont plus nombreux et exploitent une gamme de végétations plus variée (RICKETTS et al., 2001). Ils sont d'ailleurs de meilleurs prédicteurs (substituts) de biodiversité que ces derniers selon LUND & RAHBK (2002).

Les communautés d'insectes phytophages sont par ailleurs davantage structurées par les conditions du milieu que par les interactions entre espèces (Strong et al., 1984) et sont de ce point de vue de bons bio-indicateurs.

L'indicateur ISH a été élaboré pour que les listes d'espèces issues d'inventaires taxonomiques puissent fournir une information mesurable et plus accessible qu'une interprétation "à dire d'expert". Il se veut complémentaire avec d'autres indicateurs portant sur des niveaux trophiques supérieurs (insectivores, prédateurs) ou inférieurs (plantes). Il s'appuie sur le bon niveau des connaissances acquises en Europe du Nord-Ouest (NEW, 2013) sur les 15 familles de "macro-hétérocères" prises en compte (1645 espèces en France métropolitaine).

Les informations écologiques, biologiques ou encore biogéographiques sont disponibles à travers une bibliographie et une webographie abondantes mais surtout via des travaux récents qui ont permis de compiler et de formater ces informations sous forme de "traits d'histoire de vie" (WALLISDEVRIES, 2014, PAVLIKOVA & KONVICKA, 2012, POTOCKY et al., 2018). Cette approche a été récemment reprise et adaptée au cas des espèces hygrophiles du bassin de la Somme (LEBRUN et al., 2015). Un travail a été mené pour consolider un référentiel écologique et une base de données "traits de vie" à l'échelle du nord du bassin Parisien et pour un ensemble de près de 150 espèces bio-indicatrices (LEBRUN, 2020.). Enfin, les méthodes d'observation sont variées (différents types de pièges lumineux), bien connues et faciles à mettre en œuvre ce qui fait des hétérocères un groupe abordable pour l'évaluation des écosystèmes.



Domaine d'application

Cet indicateur est applicable à quasiment tous les types de milieux humides, hormis les milieux saumâtres types SDAGE "marais et lagunes côtiers", "baies et estuaires" et les "zones humides ponctuelles".

Il n'est valable qu'à l'échelle du nord du bassin Parisien, en particulier dans le nord des hydro-écorégions HER1 "Tables calcaires" et "Dépôts argilo-sableux". Il n'est actuellement conçu que pour le bassin hydrographique Artois-Picardie (référentiel d'espèces incomplet pour le bassin Seine-Normandie connexe).

Il est destiné à des sites de plus de 1 ha et fournit une grille de lecture à l'échelle des complexes d'habitats situés dans le compartiment terrestre et les franges semi-aquatiques des zones humides. L'analyse complémentaire permet aussi d'évaluer indépendamment chacun de ces habitats au regard de leur peuplement spécifique.

Lorsque des habitats particuliers présentent des surfaces homogènes conséquentes (plusieurs ha) il est possible d'utiliser aussi l'indicateur, mais en établissant un échantillonnage adapté (non présenté ici).

Pour l'évaluation de travaux de restauration, l'indicateur rend plutôt compte des impacts cumulés de plusieurs travaux à l'échelle d'un site dans son ensemble (c'est-à-dire la restauration écologique dans sa globalité). Sous sa forme actuelle, il n'est en effet pas adapté à l'évaluation de travaux ponctuels dans l'espace et dans le temps.

Limites

Les principales limites de l'indicateur sont liées aux techniques de piégeages et à la taille des échantillons, volontairement réduite pour des questions de faisabilité (*voir partie protocole ci-après*).

Le rayon d'attraction du piège lumineux est très variable selon les espèces, et reste globalement mal connu voire impossible à définir de façon standard pour une communauté d'espèces dans son ensemble. Par conséquent, l'échelle précise pour l'analyse et les interprétations peuvent être discutables.

Dans le même registre, la provenance parfois incertaine des papillons, qui présentent des capacités de déplacement et un phototropisme variables d'une espèce à l'autre peut également limiter l'interprétation. En effet une part non négligeable d'espèces vagabondes peut composer les captures (TRUXA & FIEDLER, 2012).

C'est pour tenir compte de cette limite que les espèces différentielles mésophiles sont exclues de l'analyse car ce sont typiquement des espèces qui peuvent se développer dans la zone humide et au-delà de ses marges en zone non humide avec des conditions encore favorables (alignements de saules ou de peupliers ornementaux par exemple pour plusieurs espèces).

Enfin, comme tout indicateur basé sur des organismes mobiles en milieu non clos, il n'est pas toujours possible de distinguer l'effet des déterminants écologiques locaux (exemple : la gestion) et d'autres facteurs opérant à un niveau macro-écologique (exemple : la dynamique des populations et des communautés). L'absence d'espèces dans une zone humide donnée peut donc être le reflet d'un appauvrissement généralisé à l'échelle d'un territoire dans son ensemble et limiter ainsi la valeur indicatrice du peuplement en place localement.

Protocole de mise en place

Description et principe du protocole

Principe général

Le principe général repose sur le phototropisme des papillons nocturnes en utilisant une source lumineuse attractive. L'objectif est de dresser un inventaire le plus complet possible en un temps limité en visant une bonne représentativité du peuplement exploitant les différents habitats humides présents.

Type de données collectées

Les différentes espèces attirées par le piège lumineux sont notées afin d'établir une liste d'occurrences (données de présence) à chaque session (ou « relevé »). Des prélèvements de spécimens peuvent être effectués pour les déterminations délicates nécessitant un examen *ex situ* par un spécialiste (armatures génitales, comparaison à une collection de référence). Autant que possible, des photos sont également réalisées pour valider ces déterminations.

Type d'échantillonnage

Compte tenu de la méthode d'observation qui attire les espèces en vol sur la zone humide, l'échantillonnage est limité à une zone permettant d'augmenter la visibilité du piège et d'optimiser son attractivité. Les observations sont répétées dans le temps pour couvrir la phénologie de vol des différentes espèces, de mai à août.

Stratégie d'échantillonnage

Dans la mesure du possible, une carte des unités de végétation, un repérage sur orthophotoplans (consultable sur le site www.geoportail.gouv.fr) et/ou un repérage du terrain pourront être utilisés pour pré-localiser la zone de relevé.

Le point de relevé doit être défini pour qu'un maximum d'habitats représentatifs (dominants) de la zone humide entre dans le champ d'action du piège (200 m). Par habitat, on entend les grands types physiologiques de végétation (niveau de la « classe de formation végétale » cf. DELASSUS, MAGNAGNON et al., 2014) soit dans les zones humides du Nord de la France : les végétations aquatiques, les végétations herbacées, les fourrés arbustifs et les végétations forestières. La situation idéale est un contexte de clairière dégagée avec une absence de végétation haute faisant écran à proximité du piège.

Le point de relevé doit s'affranchir un maximum des effets de lisière avec les zones non humides connexes. Idéalement, les parties centrales de la zone humide doivent être préférées aux bordures (> 50 m au moins). De la même manière, le piège doit s'affranchir le plus possible de toute source de lumière artificielle (éclairage public par ex) qui pourrait affaiblir son pouvoir d'attraction (> 100 m).

4 réplifications temporelles par an sont à réaliser 2 années consécutives puis et à répéter tous les 10 ans sur le même point de relevé. Chaque année, une séance de piégeage/mois est à réaliser entre début mai et fin août. Ces séances sont à répartir en fonction du calendrier lunaire, c'est-à-dire en ciblant les phases de nouvelle lune (lune noire entre le premier et le dernier quartier). Ainsi, chaque session est réalisée au cours d'une période où l'efficacité du piège est optimisée grâce à une obscurité accrue.

L'échantillonnage doit également tenir compte de l'influence des conditions climatiques même s'il reste difficile d'intégrer ce paramètre très en amont dans la planification (voir JONASON et al, 2014). Une fois le préprogramme établi (phases lunaires) il est recommandé d'utiliser toute source de données météo permettant de choisir le soir le plus favorable (au maximum 5 jours avant) c'est-à-dire idéalement : vent nul à faible (≤ 3 beaufort), température > 15°C en début de nuit, ciel couvert (chute moins brutale de la température), humidité atmosphérique élevée et basse pression de l'air ambiant, absence de pluie (une pluie faible et discontinue avec des températures douces n'est pas réhivitoire). Les nuits dégagées, avec du brouillard ou encore, les soirées après un épisode pluvieux et/ou une chute marquée des températures (5-10°C) plusieurs jours de suite sont à proscrire.



© Rey G.

Dispositif d'observation

Le piège est constitué de différents types d'ampoules au choix : une ampoule à vapeur de mercure 125 watts ou d'une lèpiled ou d'une ampoule led HPL 42W 4000K couplée à une ampoule à UV. Le dispositif éclaire un drap blanc fixé à un cadre vertical et un autre drap blanc posé au sol. L'ampoule est suspendue à 180 cm du sol devant le drap (+/-10 cm). La surface verticale ainsi éclairée doit être comprise entre 2 et 3 m² environ (typiquement un rectangle de 180 cm de haut et 150 cm de large). Le drap au sol doit couvrir entre 3 et 4 m² et être placé de sorte à ce qu'il déborde équitablement les deux côtés du pan vertical (± 1 m de chaque côté).

L'alimentation électrique est assurée soit par un générateur portatif qui fournit le courant électrique soit par une batterie lithium. Les ampoules à vapeur de mercure 125 watts (= lampes « à décharge ») doivent impérativement être raccordées à un appareillage de type ballast et non directement au groupe électrogène. Les ampoules led HPL doivent être raccordées à un transformateur 12v/220v.

Conditions de réalisation d'un relevé

Le piège lumineux doit être installé après le coucher du soleil et l'allumage de la lampe est à réaliser environ 15 minutes avant la nuit complète (entre le crépuscule "nautique" et le crépuscule "astronomique") afin de ne pas manquer certaines espèces à tendance crépusculaire.

La durée de chaque séance est fixée à 2 heures après la tombée de la nuit. Au-delà de cette durée « standard », il est possible de prolonger les observations jusque tard dans la nuit, mais en notant impérativement à part les nouvelles observations faites après cette durée standard.

Chaque séance, fait l'objet d'une prise de note sur le bordereau de relevé de terrain (cf. annexe). Au-delà des informations sur le relevé lui-même (date, localisation GPS...), il s'agit de dresser une liste de tous les papillons observés, en notant le nom scientifique (binôme linnéen selon le référentiel TaxRef du MNHN) et, pour les espèces prélevées en vue d'une identification *ex situ*, un code spécifique permettant de le préciser ultérieurement (même principe avec les photographies). La rubrique « effectif » prévue dans le bordereau n'est pas obligatoire (seules les occurrences sont utilisées pour le calcul de l'indicateur) mais il est recommandé de noter aussi précisément que possible le nombre d'individus observés (cf. infra).

Les observations reportées sur le bordereau ne doivent porter que sur les papillons attirés au piège lumineux (sur le drap tendu et/ou posé au sol). Les papillons observés en vol à plus de 3 m du piège peuvent être capturés au filet pour enrichir l'inventaire, mais ne seront pas intégrés à la liste (à préciser en rubrique « commentaires ») s'ils ne sont pas attirés au plus près du piège (pas de chasse « à vue » dans la végétation environnante pendant la séance par ex.).

En fin de séance (les 15 dernières minutes), l'ampoule qui a éclairé un côté du piège depuis le début de la nuit sera placé sur le côté opposé jusqu'à l'extinction. Cette variante permet de « relancer » l'activité de certains papillons passés inaperçus : espèces à tendance lucifuge (posées à quelques mètres du piège) ou individus qui ont pu s'éloigner dans la végétation en se déplaçant au sol (J. BARBUT *com. pers.*).

Données écologiques complémentaires à recueillir

Un inventaire des habitats naturels (Eunis niveau 3) est à réaliser autour du point de relevé dans le but de pouvoir formuler une prédiction des espèces attendues pour le calcul de l'indicateur (*voir partie « Analyse et interprétation des résultats » ci-après*).

Cet inventaire est réalisé dans les 200 m autour du piège lumineux. L'inventaire des habitats ne nécessite pas de les cartographier mais juste de les lister. Seuls les habitats hygrophiles mis en correspondance avec la liste des espèces bio-indicatrices de référence sont à relever (54 habitats maximum ; cf. annexe). La typologie utilisée est le référentiel européen Eunis (niveau 3).



© Rey G.

Précautions/consignes de sécurité

Bien que le rayonnement UV des ampoules à vapeur de mercure ne soit pas considéré comme dangereux pour l'œil humain (STEINER & HÄUSER, 2010) il est recommandé d'éviter de regarder directement l'ampoule lorsque le piège fonctionne. La sensibilité des personnes étant variable, et par précaution, des lunettes de protection peuvent être portées (en vente chez certains fournisseurs de matériel entomologique).

Les soirées au temps lourd, voire orageux sont particulièrement favorables (forte activité des insectes) ; néanmoins, il est impératif de ne pas s'exposer aux risques que peuvent présenter ce type de conditions (foudre) notamment à travers l'utilisation du matériel servant à tendre le drap (piquets métalliques) ou du matériel électrique.

Représentativité des données

Précision de l'information

La variabilité des captures est très dépendante du type de piège, de l'emplacement exact du piège sur le site et des conditions météorologiques. Si ce dernier paramètre reste le plus difficile à standardiser d'une séance à l'autre, la standardisation du type de piège permet en revanche de limiter les biais d'observation qui pourraient provenir de l'utilisation d'ampoules de puissances variables ou de pièges n'offrant pas les mêmes conditions d'observation (trépied au sol par exemple et sans drap vertical faisant écran).

Il convient de bien respecter le calendrier des sessions d'échantillonnage, en veillant à un bon espacement entre les sessions de chaque mois (3 semaines environ) afin de tenir compte de la phénologie des différentes espèces entre le printemps et la fin de l'été. En outre, les recommandations quant aux phases lunaires et aux conditions météo doivent permettre d'éviter de sous-échantillonner le cortège d'espèces volant à la période concernée et donc de sous-évaluer la richesse spécifique globale.

La prise en compte des données de comptage des individus est un sujet débattu (NEW, 2013), notamment pour les insectes dont le phototropisme est variable selon les espèces ou la période (variation inter-nuit). C'est pourquoi les données d'abondance ne sont pas retenues pour le calcul de l'indicateur ce qui permet d'éviter les biais liés à une mauvaise appréciation de l'abondance réelle des papillons. Toutefois, ces données aident à préciser l'abondance relative ce qui reste une information intéressante pour interpréter l'indicateur ou encore la qualité des conditions de réalisation d'une séance de piégeage (une plus grande abondance indique généralement une plus forte activité en lien avec de bonnes conditions météo).

Représentativité de l'information collectée

Dans le cadre des tests, l'indicateur a été calculé sur la base d'un seul point de relevé (un piège) pour des raisons liées aux moyens potentiellement mobilisables. Sur des grands sites, avec des habitats de grandes surfaces (faibles effets de mosaïques), il peut être envisagé de doubler le dispositif en plaçant deux pièges sur des zones jugées représentatives (en les espaçant d'au moins 500 m).

D'après la phénologie (périodes de vol) des espèces des milieux humides du bassin Artois-Picardie, la période retenue (mai à août) offre une bonne représentativité dans la mesure où elle coïncide aussi avec le pic d'apparition de la majorité d'espèces (90%).

Sur les sites où nous disposons d'informations antérieures, le piégeage protocolé a globalement permis de confirmer qu'en répétant deux années de suite les inventaires, il était possible de détecter les espèces hygrophiles déjà connues, y compris les espèces considérées comme « rares ». Les courbes d'accumulation (richesse extrapolée) sur deux années consécutives (mais en variant les postes d'observation) constituent un bon compromis entre l'échantillonnage « possible » et l'échantillonnage « souhaitable ».

Représentativité des données (suite)

En effet, il est généralement considéré que 3 à 5 années de suivi constituent un effort d'échantillonnage idéal pour tendre vers l'exhaustivité.

Remarque : à noter que l'utilisation de l'indicateur ne présuppose pas d'être exhaustif en termes de richesse spécifique mais bien de comparer les valeurs obtenues à des valeurs de référence calculées avec un effort d'échantillonnage identique entre les sites et/ou entre des pas de temps différents.

Opérationnalité de la collecte

Compétences requises

Le protocole nécessite de bonnes compétences dans la reconnaissance des papillons de nuit. Il s'adresse donc à des spécialistes ou à des entomologistes ayant déjà quelques années d'expériences en la matière. A défaut, pour des entomologistes généralistes et/ou débutants, il convient au minimum de connaître les familles de macro-hétérocères ce qui facilite l'utilisation des guides d'identification de terrain.

En outre, une liste de référence illustrée des espèces hygrophiles pour la région facilitera la reconnaissance des espèces potentielles utilisées pour le calcul de l'indicateur. Des compétences en macrophotographie permettent de compenser les difficultés de reconnaissance sur le terrain et de constituer une iconographie de référence pour échanger avec des spécialistes. Quelques espèces peuvent poser des problèmes d'identification ; dans ce cas, il est nécessaire de prélever certains spécimens et de transmettre les échantillons à des spécialistes compétents. Dans ces cas de figure, il est nécessaire dès lors de savoir utiliser le matériel de récolte de base (flacons à cyanure, papillotes, pince souple).

Pour l'inventaire des habitats humides autour du piège, des compétences de base en écologie végétale et en reconnaissance des grands types de végétation sont nécessaires. A défaut, des diagrammes d'identification des habitats Eunis jusqu'au niveau 2 sont fournis par LOUVEL et al. (2013) et peuvent faciliter le travail.

Impact du niveau de compétences

Jugé faible : les espèces posant de réelles difficultés d'identification sont peu nombreuses dans notre région et pour le cortège hygrophile considéré (3 espèces du genre *Eupithecia*, 1 du genre *Abrostola*, 3 du genre *Chortodes*, 2 du genre *Plusia* et 2 du genre *Schrankia*). En proportion avec le nombre total d'espèces utilisées pour l'indicateur, ces espèces représentent à peine 10% des espèces à connaître.

Temps moyen de collecte des données sur le terrain

La durée d'une séance est fixe et de l'ordre de 3 heures/séance en comptant le temps d'installation et de démontage du piège. L'indicateur à l'étude requiert donc 3 jours de travail au total (3 X 8 séances soit 24 heures). Pour un opérateur salarié, ces heures effectuées pour partie de nuit sont à majorer selon les dispositions du code du travail en vigueur.

Le temps de récolte des données sur les habitats varie de 0,5 à 1 journée selon la distance et la complexité du site.

Sur deux années, l'indicateur requiert donc un temps de travail total de l'ordre de 4,5 jours (4,5 heures/séance avec majoration de 50%) + 1 journée pour les habitats soit 5,5 jours.

A cela il faut ajouter la préparation et le rangement du matériel au bureau, le temps de déplacement et les frais kilométriques correspondants selon les sites concernés.



© Rey G.

Opérationnalité de la collecte (suite)

Temps de validation et de saisie de données

Le nombre de données collectées est de l'ordre de 50 à 100 taxons par relevé soit pour une année 200 à 400 données d'occurrence à saisir dans une base de données ou un tableur Excel. Le temps de gestion des données est donc relativement faible si un outil efficace est à disposition et si la saisie est faite au fur et à mesure de l'acquisition (saisie de retour au bureau).

Un temps non négligeable, de l'ordre de 2 jours par an, est à prévoir pour la validation des déterminations des espèces *ex situ* y compris pour des opérateurs expérimentés : sur base de photographies et/ou de prélèvements de spécimens. De l'ordre de 2 jours/an.

Coûts et Moyens nécessaires

L'essentiel du matériel peut se résumer à :

- un système avec drap vertical (à confectionner soi-même ou acheter chez un fournisseur spécialisé) [200€]
- ampoules et appareillage [50€-550€]
- un filet à papillons [40€]
- 1 à 2 ouvrages de détermination [60€]
- matériel de récolte [40€]
- lampe torche ou frontale [25 à 100€]
- Batterie lithium [150 à 400€] (Cas alimentation Lepiled ou ampoule led HPL)
- En cas d'utilisation d'ampoule 125w à vapeur de mercure, la plus grosse acquisition à prévoir correspond au groupe électrogène (moteur 4 temps). Préférer des modèles portatifs insonorisés à technologie « Inverter » d'une puissance de 900-1000W [400 à 1500€ selon les modèles].



© Rey G., CEN HdF

Remarque : les éléments précités s'appliquent à des cas où le suivi est programmé pour une réalisation en régie. Dans le cadre d'une prestation extérieure les coûts à prévoir varient entre 5000 et 10000€ pour une dizaine de séances selon les prestataires (coûts variables selon les associations et les bureaux d'études et les temps de déplacements).

Fiches de relevés et référentiels standards

Bordereau de relevé de terrain en annexe ci-après.

Bordereau d'inventaire des habitats EUNIS (niveau 3) en annexe ci-après.

Liste des espèces indicatrices de référence pour le bassin Artois-Picardie en annexe ci-après.

La nomenclature des espèces doit s'appuyer sur le référentiel taxonomique TAXREF (version la plus récente - GARGOMINY et *al.*, 2021).

Référents et personnes ressources

Picardie Nature - Réseau Papillons : S. Maillier (sebastien.maillier@picardie-nature.org)

Groupe Ornithologique du Nord - Centrale Hétérocères : S. Verne (centrale-heteroceres@gon.fr)

Conservatoires d'espaces naturels des Hauts-de-France : G. Rey (g.rey@cen-hautsdefrance.org)

Analyses et interprétations des résultats

L'indice mixte d'intégrité et de sténoécie du peuplement d'hétérocères hygrophiles repose sur 2 paramètres :

- L'intégrité du peuplement d'hétérocères :
$$\frac{\text{nb d'espèces observées}}{\text{nb d'espèces attendues}}$$
- La sténoécie des espèces présentes : fondée d'abord sur le caractère hygrophile ou mésohygrophile des espèces (= tolérance au stress hydrique et à la sécheresse) puis sur leur niveau de spécialisation trophique qui correspond à un gradient de diversité de plantes-hôtes exploitées par les chenilles (espèces monophages, fortement oligophages, oligophages et polyphages - cf. Altermatt 2010).

3 niveaux sont distingués pour donner un poids plus fort aux espèces monophages à fortement oligophages, moindre aux espèces oligophages et nul aux espèces polyphages.

L'indicateur est exprimé sous la forme d'une proportion du nombre total d'espèces prédites d'après la liste des habitats présents. Cette valeur comprise entre 0 et 1 augmente avec une hausse du nombre d'espèces « au rendez-vous » et ce d'autant plus fortement que les espèces sténoèces sont mieux représentées.

Méthode de calcul

Étape 1 : Prédiction d'une liste d'espèces « attendues »

A partir d'un tableur contenant les informations nécessaires, plusieurs filtres sont utilisés successivement afin de prédire une liste d'espèces potentielles ou "attendues":

- Filtre "hygrophilie" : Exclusion des espèces mésophiles.
- Filtre phénologique : Exclusion des espèces à activité partiellement diurne (exemple *Panemeria tenebrata*) + exclusion des espèces visibles à l'état adulte entre septembre et avril;
- Filtre géographique : Exclusion des espèces non présentes dans le département concerné ;
- Filtre "espèces disparues" : Exclusion des espèces considérées comme disparues (non revues dans le département considéré après 1980)
- Filtre "habitats" : sélection des espèces en fonction des habitats EUNIS inventoriés lors de la phase terrain.

Étape 2 : Sélection d'un site de référence et étalonnage

Un site humide de référence, avec un indice maximum est utilisé pour étalonner l'indicateur. En effet, pour que la gamme de variation de l'indicateur soit conforme à la variabilité des conditions de terrain, les valeurs "extrêmes" obtenues dans les situations peu « vraisemblables », doivent être considérées pour l'étalonnage des valeurs indicatrices (Gayet et al., 2016).

Il est donc considéré que le score obtenu sur cette zone humide de référence représente la valeur seuil de la classe de meilleure qualité de l'indice (intégrité-sténoécie "très bonne"). Ce site jugé "optimal" est choisi à dire d'expert en tenant compte de sa richesse spécifique, de sa composition taxonomique (voir Dupont, in Goute & Guicherd, 2009) mais aussi du point de vue de la qualité de son fonctionnement écologique attestée par des études et des suivis préalables. Il représente donc à la fois un taux de saturation cénotique théorique et un faible niveau d'altération de l'état écologique au sein de la région concernée.

Le déploiement progressif de l'indicateur pourra permettre, à terme, de disposer de sites de référence par bassin hydrographique (niveau du sous-secteur hydrogéographique de la BD Topage de l'IGN) ou par type de milieu. Le marais de la Chaussée-Tirancourt (vallée de la Somme aval) sert de référence en l'attente d'une couverture plus large des différents bassins versants.



© Rey G.

La valeur de l'indice a été calculée pour ce site de référence en suivant la même procédure (dont prédiction) que celle recommandée pour les sites évalués (voir ci-après – mais sans facteur correctif). Selon la même logique que celle suivie par Gayet et al. (2006) ces valeurs sont à utiliser comme facteur de correction dans la formule proposée ci-après.

Calcul de l'indice

Richesse observée pondérée par la sténoécie pour chaque groupe (SobsP)

Un premier calcul est réalisé pour évaluer séparément l'intégrité-sténoécie des 3 groupes fonctionnels à l'aide de la formule suivante:

$$(\sum \text{sténo1obsGi} * 15) + (\sum \text{sténo2obsGi} * 5) + \sum \text{sténo3obsGi}$$

Avec: obsGi = nombre d'espèces observées du groupe fonctionnel donné; Sténo 1 = espèces hygrophiles sténoèces de niveau 1 (valeur=15) = espèces monophages & fortement oligophages; Sténo 2 = espèces hygrophiles sténoèces de niveau 2 (valeur = 5) = espèces oligophages; Sténo 3 = autres espèces hygrophiles (valeur=1 = espèces oligophages)

Richesse relative attendue par groupe écologique (SattR)

La formule permet de standardiser le nombre d'espèces par groupe écologiques de manière à ce que leur influence soit équivalente*. Ce second calcul tient également compte de la pondération des groupes selon la sténoécie des espèces (dans la logique du ratio calculé à l'étape suivante) :

$$\left(\frac{\sum \text{sténo1attGi}}{\text{Total att}}\right) * 15 + \left(\frac{\sum \text{sténo2attGi}}{\text{Total att}}\right) * 5 + \left(\frac{\sum \text{sténo3attGi}}{\text{Total att}}\right)$$

Avec: attGi = nombre d'espèces attendues du groupe fonctionnel donné (selon prédiction faite sur la base des 4 filtres) ; Total att = nombre total d'espèces attendues tous les groupes confondus

* En effet le nombre d'espèces n'est pas équivalent entre les groupes et les espèces forestières – à la fois plus nombreuses et globalement plus résilientes – peuvent masquer les valeurs d'intégrité moindres des autres groupes et générer une note globale artificiellement plus élevée non sans conséquences lors de l'interprétation (tendance à minorer l'appauvrissement du peuplement et les dysfonctionnements associés).

Valeur globale de l'indice

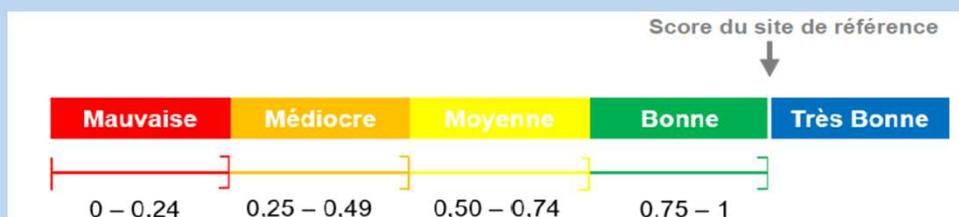
Les deux valeurs obtenues précédemment sont utilisées comme suit :

$$\left(\frac{\sum \text{SobsPi} * \left(\frac{1}{\text{Ref}}\right)}{\sum \text{SattRi}}\right)$$

Avec: SobsPi = richesse observée pondérée des groupes fonctionnels ; SattRi = richesse attendue relative des groupes fonctionnels ; 1/Ref = facteur correctif correspondant à 1/par le score de l'indice pour le site de référence choisi (cf. Gayet et al., 2016), utilisé comme valeur maximale pour l'étalonnage.

Présentation des résultats

La note obtenue peut être accompagnée de l'échelle suivante pour visualiser les différentes classes de qualité écologique (découpée par intervalles réguliers sur le modèle de GAYET et al., 2016) et la gradation sous-jacente (4 classes qualitatives : de mauvais (rouge) à bonne (vert) – d'après OERTLI et al., 2013 modifié) :



Clés d'interprétation de la note indicatrice

Interprétation des résultats lors d'un premier diagnostic

Quand la valeur de l'indice croît, la richesse spécifique du peuplement d'hétérocères hygrophiles augmente et/ou le nombre d'espèces exigeantes écologiquement augmente.

A l'occasion d'un état initial avant travaux, l'indice permet d'évaluer la fonction d'accueil du site pour la biodiversité typique des milieux humides. Les résultats peuvent ensuite servir à définir des objectifs écologiques pour les différentes unités de gestion.

Une valeur entre 0 et 0,49 indique un état de conservation dégradé du milieu en lien probable avec des perturbations qui ont altéré la capacité d'accueil des habitats ou des pressions actives. Une intégrité mauvaise à médiocre peut aussi traduire un isolement de la zone humide sans possibilité de recolonisation des espèces après un phénomène d'extinction suite à une perturbation et ce malgré une amélioration de certaines autres fonctions.

Une valeur entre 0,5 et 0,74 indique que la dégradation des conditions d'accueil est moins prononcée mais que la restauration de certaines fonctions et/ou de certains compartiments écologiques peu ou pas représentés pourrait permettre un gain pour la biodiversité. L'analyse de l'écologie des espèces présentes et des espèces manquantes permet dans un second temps de préciser l'analyse (cf. infra).

Au-delà de 0,75, l'intégrité du peuplement est jugée bonne et traduit un bon état écologique du milieu, eu égard aux habitats humides présents. Le nombre d'espèces "au rendez-vous" est significatif, et parmi elles, des espèces associées à des plantes hygrophiles particulières présentes en nombre.

Au sein de cette classe, plus la valeur tend vers 1, plus l'intégrité tend vers celle du site de référence, considéré comme très bonne et indicatrice du très bon état écologique du milieu humide.

Analyse de l'écart observé entre deux relevés espacés dans le temps (5, 10 ans)

Il n'existe pas actuellement de retour d'expérience relatif à l'analyse de séries temporelles de données. Selon la logique de l'indicateur I09 de RhoMÉO, il est attendu que le passage d'une classe à une classe supérieure indique une évolution positive de l'état écologique et inversement.

Analyse complémentaire : espèces présentes, manquantes et inattendues

Cette analyse ne se base plus sur la valeur de l'indicateur à proprement parlé mais constitue une étape importante dans la compréhension des résultats. Elle nécessite de revenir au fichier comportant la matrice de données espèces/habitats.

Les espèces présentes fournissent les premiers éléments de compréhension de l'état du site ; à travers leurs exigences écologiques (plantes-hôtes, micro-habitats...) on obtient une confirmation sur la capacité d'accueil des habitats humides et éventuellement des précisions sur leurs caractéristiques biotiques et abiotiques (ex. degré d'atterrissement).

Les espèces manquantes peuvent être analysées à l'échelle de chaque habitat et pour tous les habitats regroupés. A l'instar de la méthode Syrph the Net, le principe d'analyse est de déceler les traits de vie qui présentent une forte représentation dans les espèces manquantes par rapport aux espèces observées. Leur analyse comparée permet de déduire des hypothèses sur les dysfonctionnements.

Opérationnalité de l'analyse et de l'interprétation (suite)

La proportion d'espèces « inattendues » (non prédites mais observées) renseigne sur la qualité de la prédiction. Soit la table de correspondance habitats EUNIS/ espèces est défaillante, soit des habitats ont été manqués ou confondus avec d'autres. Dans certains cas, il peut aussi s'agir d'habitats présents en limite de la zone des 200 m. Cette étape de l'analyse peut donc conduire à mettre à jour le diagnostic habitats et à recalculer l'indicateur. Lorsque l'absence des habitats concernés est confirmée, y compris entre 200 m et 500 m autour du point d'échantillonnage, il convient d'envisager la possibilité d'observation d'individus erratiques (sur la base des effectifs observés).

Liens possibles avec d'autres indicateurs de la boîte à outils

Indicateur floristique d'engorgement : les relevés bruts d'espèces végétales (placettes) peuvent aider à expliquer la composition taxonomique principalement à travers la présence ou l'absence des plantes-hôtes des espèces. Les corrélations éventuelles entre les faibles valeurs de l'indice floristique d'engorgement et celles de l'indice "hétérocères" peuvent aider à renforcer le diagnostic ou au contraire à relativiser une première interprétation.

Indicateur piézométrique : pour documenter les facteurs abiotiques en lien probable avec l'altération des fonctions écologiques et les hypothèses sur l'état de conservation de la zone humide.

Indicateur syrphes : pour déceler d'éventuelles similitudes avec un autre groupe taxonomique possédant des guildes de phytophages spécialisés.

Structuration des données et bancarisation

Le jeu de données

Les données sont consignées dans un tableur comprenant les relevés en colonnes et les espèces en lignes. Les observations sont rentrées en codant la présence en 1 et l'absence en 0.

Pour avoir une liste d'espèces prédites cohérentes avec les espèces connues dans le secteur géographique concerné, il est nécessaire de se procurer la liste des espèces présentes dans les milieux humides du bassin Artois-Picardie (région Hauts-de-France p.p.). Cette liste est fournie en annexe.

Pour faciliter l'analyse, les relevés des occurrences d'espèces par dates (8 relevés) peuvent être transmises au CEN Hauts-de-France afin de bénéficier d'une expertise développée depuis 2014 sur le bassin Artois-Picardie.

Les données attributaires sur les relevés eux-mêmes sont également à compiler *a minima* dans un fichier Excel : date (jour/mois/année), durée précise de la séance, conditions météo - cf bordereau de relevé standard.

Les données sous SIG

Il est conseillé d'intégrer les données dans un SIG. Lors des tests, les données d'espèces sont bancarisées dans une base sous PostgreSQL et associées à un polygone circulaire (zone tampon de 200 m de rayon) géolocalisé et centré sur le point d'échantillonnage relevé au GPS lors de la phase de terrain.



© Rey G.

Opérationnalité de l'analyse et de l'interprétation

Estimation du temps global pour l'analyse et l'interprétation

A l'issue de l'étude de préfiguration de la boîte à outils "milieux humides", des outils auront été produits pour faciliter le calcul de l'indicateur. Avec une bonne maîtrise technique de ces outils et des fondements scientifiques de l'indicateur, le temps global d'analyse pour un chargé d'études est estimé à environ 3 jours de travail pour un site.

Exemples de représentations graphiques et cartographiques (d'après LEBRUN, 2020)

- Caractérisation des habitats:

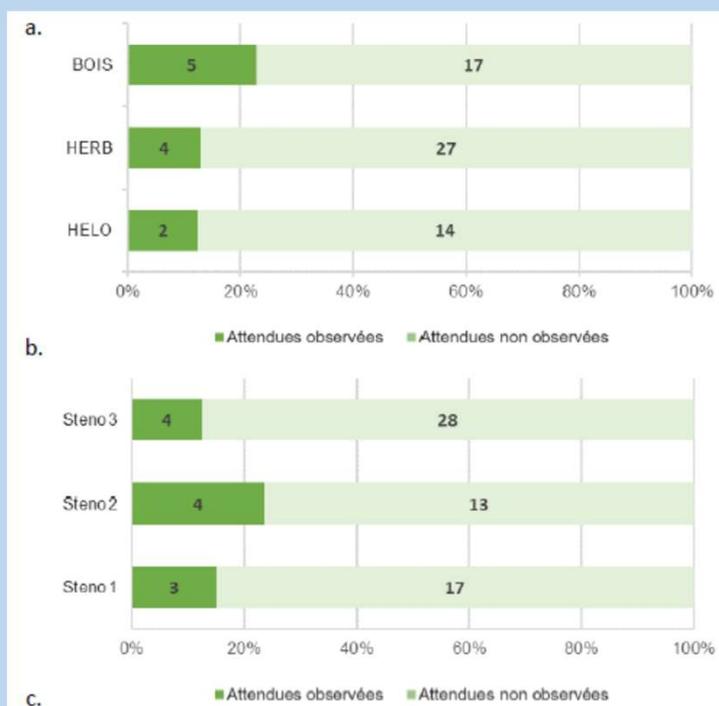


Figure 16- Zone de relevé des habitats Eunis (200 m)

Tableau 11 : Habitats naturels relevés sur le site (Eunis niveau 4)

Code	Intitulé EUNIS
C3.21	PHRAGMITAIES à PHRAGMITES AUSTRALIS
C3.23	TYPHAIES
C3.24	COMMUNAUTÉS NON-GRAMINOÏDES DE MOYENNE-HAUTE TAILLE BORDANT L'EAU
C3.25	FORMATIONS à GRAMINOÏDES DE MOYENNE-HAUTE TAILLE DES BORDS DES EAUX
D5.21	COMMUNAUTÉS DE GRANDS CAREX (MAGNOCARIÇAIES)
E2.11	PÂTURAGES ININTERROMPUS
E2.12	PÂTURAGES INTERROMPUS PAR DES FOSSÉS
E5.11	HABITATS DES PLAINES COLONISÉS PAR DE HAUTES HERBACÉES NITROPHILES
E5.41	ÉCRANS OU RIDEAUX RIVULAIRES DE GRANDES HERBACÉES VIVACES
E5.42	COMMUNAUTÉS à GRANDES HERBACÉES DES PRAIRIES HUMIDES
G1.21	FORÊTS RIVERAINES à FRAXINUS ET ALNUS, SUR SOLS INONDÉS PAR LES CRUES MAIS DRAINÉS AUX BASSES EAUX
G1.A1	BOISEMENTS SUR SOLS EUTROPHES ET MÉSOTROPHES à QUERCUS, FRAXINUS ET CARPINUS BETULUS

- Intégrité et sténoécie brutes par groupe écologique:

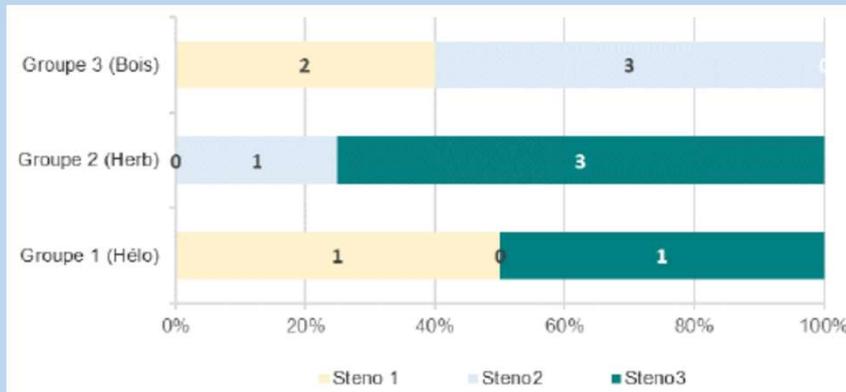




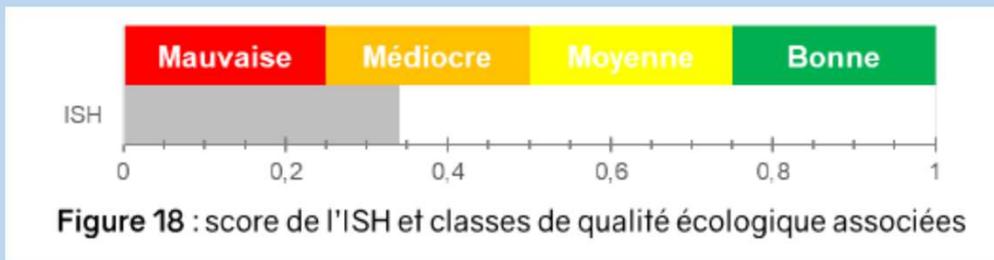
© Rey G.

Exemples de représentations graphiques et cartographiques (d'après LEBRUN, 2020)

- Intégrité et sténoécie brutes par groupe écologique :



- Evaluation à l'aide de l'indicateur ISH :





© Rey G.

Bibliographie

- ALTERMATT F., 2010 - Tell me what you eat and I'll tell you when you fly: diet can predict phenological changes in response to climate change. *Ecology Letters*, 13: 1475–1484
- CADBURY J., 2005 - Lepidoptera colonisation of a wetland created from arable farmland in Cambridgeshire. *Nature in Cambridgeshire No 47* : 8-15
- DELASSUS L., MAGNANON S., et al., 2014 - Classification physionomique et phytosociologique des végétations de Basse-Normandie, Bretagne et Pays de la Loire. Brest : Conservatoire botanique national de Brest, 262 p.
- DUELLI P. & OBRIST M.K., 2003 - Biodiversity indicators: the choice of values and measures. *Agriculture Ecosystems and Environment*. Elsevier Science. 87 – 98
- FRY R., & WARING P., 2001 - A guide to moths traps and their use. *The Amateur Entomologist* 24 : IV, 1-68.
- GARGOMINY, O., TERCERIE, S., REGNIER, C., RAMAGE, T., DUPONT, P., DASZKIEWICZ, P. & PONCET, L. 2021. TAXREF v15, référentiel taxonomique pour la France : méthodologie, mise en œuvre et diffusion. Muséum national d'Histoire naturelle, Paris. Rapport UMS Patrinat (OFB-CNRS-MNHN). 63p.
- GOUTTE L. & GUYCHERD G., 2009 - Les lépidoptères du marais de Berland (Chartreuse, Isère) : inventaire et analyse faunistique. *Oreina n°5*, mai 2009 : 33- 40.
- HARDMAN, C.J., HARRIS D. B., SEARS J. & DRO N., 2012 - Habitat associations of invertebrates in reedbeds, with implications for management. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 22 (6): 813–826
- HOUARD X., BOUGET C., 2015 – Les communautés d'insectes : une information originale sur l'état des milieux pour le gestionnaire. *Espaces naturels* (49) : 30-31
- JONASON et al., 2014 – Surveying moths using light traps : Effects of Weather and Time of Year. *PLoS ONE* 9 (3) : e92453.
- LEBRUN J. DUFOUR M., BOUTTET J., 2017 - Quelle classification écologique des lépidoptères macro-hétérocères pour la construction d'un indicateur d'état des zones humides ? - In GOUIX N., LAVIOLLE L. & MARC D. (Coord) 2017 - Les Invertébrés dans la conservation et la gestion des espaces naturels. Actes du colloque de Toulouse du 13 au 16 mai 2015. Muséum national d'histoire naturelle, Paris, 216 p. (Patrimoines Naturels ; 76) : 79 -85
- LEBRUN J., 2020 – Développement d'un indicateur de suivi des milieux humides basé sur les communautés d'hétérocères – Synthèse des tests 2016-2019 dans le bassin Artois-Picardie. Conservatoire d'espaces naturels des Hauts-de-France. Rapport. 64p + annexes.
- LOUVEL J., GAUDILLAT V. & PONCET L., 2013 - EUNIS, European Nature Information System, Système d'information européen sur la nature. Classification des habitats. Traduction française. Habitats terrestres et d'eau douce. MNHN-DIREV-SPN, MEDDE, Paris, 289 p.
- LUND M.P., RAHBEK C., 2002 - Cross-taxon congruence in complementarity and conservation of temperate biodiversity. *Animal Conservation* (5) : 163–171
- MANGELS J., FIEDLER K., SCHNEIDER FD., BLUTHGEN N., 2017 - Diversity and trait composition of moths respond to land use intensification in grasslands: generalists replace specialists. *Biodiversity and Conservation* (26): 3385–3405.
- Mc GEOCH M. 1998 – The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological Reviews* 73 : 181-201.
- MÜLLER, J., STADLER, J., JARZABEK-MÜLLER A., HACKER H., BRAAK C. ter, BRANDL R., 2011- The Predictability of Phytophagous Insect Communities: Host Specialists as Habitat Specialists. *PLoS ONE* 6, e25986.
- NAGELEISEN L.M. & BOUGET C., coord., 2009 - L'étude des insectes en forêt : méthodes et techniques, éléments essentiels pour une standardisation. Synthèse des réflexions menées par le groupe de travail « Inventaires Entomologiques en Forêt » (Inv.Ent.For.). Les Dossiers Forestiers n°19, Office National des Forêts, 144 p.

Bibliographie (suite)

- NEW T.R., 2013 - Lepidoptera and conservation. Wiley-Blackwell. 280 p.
- PAVLIKOVA A. & KONVICKA M. 2012 - An ecological classification of Central-European macro-moths: habitat associations and conservation status returned from life history attributes. *Journal of Insect Conservation* 16: 187-206.
- POTOCKÝ P., BARTONOVA A., BENES J., ZAPLETAL M., KONVICKA M., 2018 - Life-history traits of Central European moths: gradients of variation and their association with rarity and threats. *Insect Conservation and Diversity*. doi:10.1111/icad.12291
- RÁKOSY L. & SCHMITT T., 2011 - Are butterflies and moths suitable ecological indicator systems for restoration measures of semi-natural calcareous grassland habitats? — *Ecological Indicators* 11: 1040-1045.
- REYJOL Y. et al., 2013 - Bioindication : des outils pour évaluer l'état écologique des milieux aquatiques. Perspectives en vue du 2e cycle DCE – Eaux de surface continentales. Les rencontres de l'Onema – Synthèse, 56 p.
- RICKETTS T.H., DAILY G.C., EHRLICH P.R. & FAY J.P., 2001 - Countryside biogeography of moths in a fragmented landscape: biodiversity in native and agricultural habitats. *Conservation Biology* 15: 378-388.
- STEINER A., HÄUSER C.L., 2010 - Recording insects by light traps – Chapter 16 – in. Eymann et al. Eds.– Manual on field recording and protocols for All Taxa Biodiversity Inventoring and Monitoring. Volume 8, part 2 (2010) – ABC Taxa Vol 8 – 2010
- STRONG D.R., LAWTON J.H. & SOUTHWOOD R., 1984 - Insects on plants. Community patterns and mechanisms. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 313 p.
- ŠUMPICH J. & KONVIČKA M., 2012 - Moths and management of a grassland reserve: regular mowing and temporary abandonment support different species. *Biologia* 67: 973-987.
- TRUXA C. & FIEDLER K., 2012 - Down in the flood? How moth communities are shaped in temperate floodplain forests. *Insect Conservation and Diversity* Volume 5, Issue 5 : 389–397
- VALTONEN A., HIRKA A., SZOCS L., AYRES M.P., ROININEN H., CSOKA G., 2017 - Long-term species loss and homogenization of moth communities in Central Europe. *Journal of Animal Ecology* , 86, 730–738.
- WALLISDEVRIES, M.F. 2014 - Linking species assemblages to environmental change: moving beyond the specialist-generalist dichotomy. *Basic and Applied Ecology*, 15, 279–287.

Annexe

Liste des 139 espèces de macro-hétérocères du bassin Artois-Picardie

cd_ref	taxon	grp_eco	dietbreadth	xericaff	dep_cites
248831	Abraxas sylvata	1_BOIS	Strongly oligophagous	3	80,60,02,59,62
249158	Abrostola triplasia	2_HERB	Polyphagous	3	80,60,02,59,62
249818	Acronicta cuspidata	1_BOIS	Oligophagous	2	60,02,59,62
248868	Aethalura punctulata	1_BOIS	Strongly oligophagous	2	80,60,02,59,62
887336	Agrochola lota	1_BOIS	Strongly oligophagous	2	80,60,02,59,62
249408	Amphipoea fucosa	3_HELO	Oligophagous	2	80,59,62
249407	Amphipoea oculatea	3_HELO	Oligophagous	2	80,60,02,59,62
249289	Anaplectoides prasina	2_HERB	Polyphagous	3	80,60,02,59,62
248709	Anticollix sparsata	2_HERB	Polyphagous	1	80,60,02,59
249406	Apamea ophiogramma	3_HELO	Polyphagous	2	80,60,02,59,62
249399	Apamea remissa	2_HERB	Oligophagous	2	80,60,02,59,62
249400	Apamea unanimitas	1_BOIS	Oligophagous	1	80,60,02,59,62
784237	Archanara algae	3_HELO	Polyphagous	1	80,02,59
249382	Archanara dissoluta	3_HELO	Monophagous	1	80,60,02,59,62
781902	Archanara geminipuncta	3_HELO	Monophagous	1	80,60,02,59,62
781518	Archanara sparganii	3_HELO	Polyphagous	1	80,60,02,59,62
249379	Arenostola phragmitidis	3_HELO	Monophagous	1	80,60,02,59,62
249639	Atethmia centrigo	1_BOIS	Strongly oligophagous	3	80,60,02,59,62
249153	Autographa jota	2_HERB	Polyphagous	3	80,60,02,59,62
249152	Autographa pulchrina	2_HERB	Polyphagous	1	80,60,02,59,62
643450	Boudinotiana notha	1_BOIS	Polyphagous	3	80,60,02,59,62
248913	Cabera exanthemata	1_BOIS	Oligophagous	3	80,60,02,59,62
249052	Callimorpha dominula	2_HERB	Polyphagous	2	80,60,02,59,62
249753	Catocala fraxini	1_BOIS	Polyphagous	3	80,60,02,59,62
249754	Catocala nupta	1_BOIS	Strongly oligophagous	2	80,60,02,59,62
249369	Celaena haworthii	3_HELO	Oligophagous	1	80
520903	Celaena leucostigma	3_HELO	Polyphagous	1	80,60,02,59,62
248983	Cepphis advenaria	1_BOIS	Polyphagous	3	80,60,02,59,62
249286	Cerastis leucographa	1_BOIS	Polyphagous	2	80,60,02,59,62
54555	Cerura vinula	1_BOIS	Oligophagous	3	80,60,02,59,62
248842	Chariaspilates formosaria	2_HERB	Polyphagous	1	80,62
249536	Chilodes maritima	3_HELO	Strongly oligophagous	1	80,60,02,59,62
520905	Chortodes extrema	3_HELO	Oligophagous	3	80,60,02,59
520904	Chortodes fluxa	3_HELO	Oligophagous	2	80,60,02,59,62
781908	Chortodes pygmaea	3_HELO	Polyphagous	1	80,60,02,59,62
54659	Clostera anachoreta	1_BOIS	Oligophagous	3	80,60,02,59,62
54661	Clostera anastomosis	1_BOIS	Oligophagous	2	80,59
54657	Clostera curtula	1_BOIS	Polyphagous	3	80,60,02,59,62
54664	Clostera pigra	1_BOIS	Oligophagous	2	80,60,02,59,62
249361	Coenobia rufa	3_HELO	Strongly oligophagous	1	80,60,02,59,62
249124	Colobochyla salicalis	1_BOIS	Oligophagous	1	60,02,59
248767	Costaconvexa polygrammata	2_HERB	Strongly oligophagous	1	60,02,59,62
248402	Cyclophora pendularia	1_BOIS	Strongly oligophagous	1	80,60,02,59,62
54854	Deilephila elpenor	2_HERB	Polyphagous	3	80,60,02,59,62
249670	Deltote bankiana	2_HERB	Polyphagous	2	80,60,02,59,62

Annexe

Liste des 139 espèces de macro-hétérocères du bassin Artois-Picardie (suite)

cd_ref	taxon	grp_eco	dietbreadth	xericaff	dep_cites
520893	Deltote uncula	2_HERB	Polyphagous	1	80,60,02,59,62
249144	Diachrysia chrysitis	2_HERB	Monophagous	3	80,60,02,59,62
249147	Diachrysia chryson	2_HERB	Monophagous	2	80,60,02
249843	Earias clorana	1_BOIS	Oligophagous	2	80,60,02,59,62
248571	Ecliptopera capitata	2_HERB	Monophagous	2	59
248572	Ecliptopera silaceata	1_BOIS	Strongly oligophagous	2	80,60,02,59,62
249094	Eilema griseola	1_BOIS	Polyphagous	1	80,60,02,59,62
248936	Epione repandaria	1_BOIS	Strongly oligophagous	2	80,60,02,59,62
248937	Epione vespertaria	1_BOIS	Polyphagous	2	60
248522	Euchoeca nebulata	1_BOIS	Oligophagous	2	80,60,02,59,62
248574	Eulithis prunata	1_BOIS	Strongly oligophagous	3	80,60,02,59,62
248575	Eulithis testata	1_BOIS	Polyphagous	2	80,60,02,59,62
248606	Eupithecia pygmaeata	2_HERB	Oligophagous	1	80,60,59
248596	Eupithecia tenuiata	1_BOIS	Strongly oligophagous	3	80,60,02,59,62
248667	Eupithecia valerianata	2_HERB	Strongly oligophagous	2	60,02,62
159442	Euplagia quadripunctaria	2_HERB	Polyphagous	3	80,60,02,59,62
249260	Eurois occulta	2_HERB	Polyphagous	2	59,62
249029	Furcula bifida	1_BOIS	Polyphagous	2	80,60,02,59,62
249027	Furcula furcula	1_BOIS	Polyphagous	3	80,60,02,59,62
248726	Gagitodes sagittata	2_HERB	Strongly oligophagous	2	80,60,02,59,62
54734	Gastropacha populifolia	1_BOIS	Oligophagous	1	80,60,02,59
54650	Gluphisia crenata	1_BOIS	Strongly oligophagous	2	80,60,02,59,62
249354	Gortyna flavago	2_HERB	Polyphagous	3	80,60,02,59,62
249259	Graphiphora augur	1_BOIS	Polyphagous	2	80,60,02,59,62
54537	Hepialus humuli	2_HERB	Oligophagous	3	80,60,02,59,62
249351	Hydraecia micacea	2_HERB	Polyphagous	2	80,60,02,59,62
249352	Hydraecia petasitis	2_HERB	Monophagous	1	02,59
248519	Hydrelia flammeolaria	1_BOIS	Polyphagous	2	80,60,02,59,62
248518	Hydrelia sylvata	1_BOIS	Polyphagous	2	80,60,02,59,62
782834	Hydria undulata	1_BOIS	Polyphagous	2	80,60,02,59,62
248689	Hydriomena impluviata	1_BOIS	Strongly oligophagous	1	80,60,02,59,62
249293	Hypena proboscidalis	2_HERB	Polyphagous	3	80,60,02,59,62
249118	Hypenodes humidalis	2_HERB	Polyphagous	1	80,60,02,62
248420	Idaea muricata	2_HERB	Polyphagous	3	80,60,02,59,62
249521	Ipimorpha retusa	1_BOIS	Oligophagous	2	80,60,02,59,62
249522	Ipimorpha subtusa	1_BOIS	Oligophagous	2	80,60,02,59,62
249464	Lacanobia splendens	2_HERB	Polyphagous	1	80,60,02,59,62
249037	Laelia coenosa	1_BOIS	Oligophagous	1	80,60,02,59,62
54818	Laothoe populi	1_BOIS	Oligophagous	2	80,60,02,59,62
249564	Leucania obsoleta	3_HELO	Monophagous	1	80,60,02,59,62

Annexe

Liste des 139 espèces de macro-hétérocères du bassin Artois-Picardie (suite)

cd_ref	taxon	grp_eco	dietbreadth	xericaff	dep_cites
249035	Leucoma salicis	1_BOIS	Strongly oligophagous	2	80,60,02,59,62
249606	Lithophane furcifera	1_BOIS	Oligophagous	2	60,62
249603	Lithophane semibrunnea	1_BOIS	Monophagous	3	80,60,02,59,62
248764	Lobophora halterata	1_BOIS	Oligophagous	3	80,60,02,59,62
249310	Macrochilo cribrumalis	2_HERB	Polyphagous	1	80,60,02,59,62
249547	Mythimna pudorina	1_BOIS	Polyphagous	1	80,60,02,59,62
249550	Mythimna straminea	2_HERB	Oligophagous	1	80,60,02,59,62
249255	Naenia typica	2_HERB	Polyphagous	2	80,60,02,59,62
249341	Nonagria typhae	3_HELO	Strongly oligophagous	1	80,60,02,59,62
248396	Ochropacha duplaris	1_BOIS	Oligophagous	2	80,60,02,59,62
248794	Orthonama vittata	2_HERB	Polyphagous	1	80,60,02,59,62
249578	Orthosia populeti	1_BOIS	Strongly oligophagous	2	80,60,02,59,62
249327	Panemeria tenebrata	2_HERB	Strongly oligophagous	3	80,60,02,59,62
840947	Parasemia plantaginis	2_HERB	Polyphagous	3	80,60,02,59,62
249515	Parastichtis suspecta	1_BOIS	Strongly oligophagous	2	80,60,02,59,62
781893	Parastichtis ypsilon	1_BOIS	Oligophagous	2	80,60,02,59,62
249106	Pelosia muscerda	1_BOIS	Polyphagous	1	80,60,02,59,62
249107	Pelosia obtusa	3_HELO	Polyphagous	1	80,60,02,59,62
248979	Petrophora chlorosata	2_HERB	Oligophagous	3	80,60,02,59,62
249334	Photedes minima	3_HELO	Oligophagous	1	80,60,02,59,62
247135	Phragmataecia castaneae	3_HELO	Monophagous	1	80,60,02,59,62
249332	Phragmatiphila nexa	3_HELO	Polyphagous	1	80,60,02,62
249135	Plusia festucae	2_HERB	Polyphagous	2	80,60,02,59,62
249136	Plusia putnami	2_HERB	Strongly oligophagous	1	80,02,59,62
249134	Polychrysia moneta	2_HERB	Polyphagous	3	80,60,02,59,62
54837	Proserpinus proserpina	2_HERB	Polyphagous	3	80,60,02,59,62
781863	Protodeltote pygarga	1_BOIS	Oligophagous	2	80,60,02,59,62
248760	Pterapherapteryx sexalata	1_BOIS	Strongly oligophagous	2	80,60,02,59,62
54625	Pterostoma palpina	1_BOIS	Strongly oligophagous	3	80,60,02,59,62
249331	Rhizodra lutosa	3_HELO	Monophagous	1	80,60,02,59,62
249120	Rivula sericealis	2_HERB	Oligophagous	2	80,60,02,59,62
249116	Schrankia costaestrigalis	2_HERB	Polyphagous	2	80,60,02,59,62
249117	Schrankia taenialis	2_HERB	Polyphagous	4	80,60,02,59,62
248493	Scopula corrivalaria	2_HERB	Polyphagous	1	80,60
248509	Scopula immutata	2_HERB	Polyphagous	1	80,60,02,59,62
249330	Sedina buettneri	3_HELO	Polyphagous	1	80,60,02,59,62
249544	Senta flammea	3_HELO	Monophagous	1	80,60,02,59,62
249810	Simyra albovenosa	2_HERB	Polyphagous	1	80,60,02,59,62
248381	Smerinthus ocellatus	1_BOIS	Strongly oligophagous	2	80,60,02,59,62
249069	Spilosoma urticae	2_HERB	Polyphagous	2	80,60,02,59,62
248920	Stegania cararia	1_BOIS	Strongly oligophagous	2	80,60,02,59,62
248921	Stegania trimaculata	1_BOIS	Strongly oligophagous	2	80,60,02,59,62
249823	Subacronicta megacephala	1_BOIS	Polyphagous	3	80,60,02,59,62
248398	Tethea ocularis	1_BOIS	Strongly oligophagous	3	80,60,02,59,62
249113	Thumatha senex	2_HERB	Polyphagous	1	80,60,02,59,62



© Rey G.

Annexe

Liste des 139 espèces de macro-hétérocères du bassin Artois-Picardie (suite)

cd_ref	taxon	grp_eco	dietbreadth	xericaff	dep_cites
249586	Xanthia icteritia	1_BOIS	Polyphagous	2	80,60,02,59,62
249588	Xanthia ocellaris	1_BOIS	Strongly oligophagous	3	80,60,02,59,62
249585	Xanthia togata	1_BOIS	Polyphagous	1	80,60,02,59,62
248787	Xanthorhoe biriviata	2_HERB	Strongly oligophagous	2	80,60,02,59,62
248792	Xanthorhoe quadrifasiata	2_HERB	Polyphagous	2	80,60,02,59,62
249223	Xestia baja	2_HERB	Polyphagous	2	80,60,02,59,62
249228	Xestia sexstrigata	2_HERB	Polyphagous	2	80,60,02,59,62
249584	Xylena exsoleta	1_BOIS	Polyphagous	3	60,59
249583	Xylena vetusta	1_BOIS	Polyphagous	2	80,60,59,62

Annexe

Bordereau d'inventaire des habitats EUNIS (niveau 3)

		Etude de préfiguration d'une BAO d'indicateurs en zone humide sur le bassin Artois-Picardie
Bordereau d'inventaire des habitats EUNIS (niveau 3) - indicateur "Hétérocères"		

Auteur(s) du relevé :	Date :
Site étudié :	

	Présence 100 m.	Présence 200 m.
C3 ZONES LITTORALES DES EAUX DE SURFACE CONTINENTALES		
C3.2 ROSELIÈRES ET FORMATIONS DE BORDURE À GRANDS HÉLOPHYTES AUTRES QUE LES ROSEAUX		
C3.21 PHRAGMITAIES À PHRAGMITES AUSTRALIS	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
C3.22 SCIRPAIES À SCIRPUS LACUSTRIS	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
C3.23 TYPHAIES	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
C3.24 COMMUNAUTÉS NON-GRAMINOÏDES DE MOYENNE-HAUTE TAILLE BORDANT L'EAU	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
C3.25 FORMATIONS À GRAMINOÏDES DE MOYENNE-HAUTE TAILLE DES BORDS DES EAUX	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
C3.26 FORMATIONS À PHALARIS ARUNDINACEA	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
D1 TOURBIÈRES HAUTES ET TOURBIÈRES DE COUVERTURE		
D1.1 TOURBIÈRES HAUTES		
D1.11 TOURBIÈRES HAUTES ACTIVES, RELATIVEMENT PEU DÉGRADÉES	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
D1.12 TOURBIÈRES HAUTES INACTIVES, DÉGRADÉES	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
D2 TOURBIÈRES DE VALLÉES, BAS-MARAIS ACIDES ET TOURBIÈRES DE TRANSITION		
D2.2 BAS-MARAIS OLIGOTROPHES ET TOURBIÈRES DES SOURCES D'EAU DOUCE		
D2.22 BAS-MARAIS À CAREX NIGRA, CAREX CANESCENS ET CAREX ECHINATA	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
D2.3 TOURBIÈRES DE TRANSITION ET TOURBIÈRES TREMBLANTES		
D2.31 GAZONS À CAREX LASIOCARPA	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
D2.32 TOURBIÈRES TREMBLANTES À CAREX DIANDRA	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
D2.33 TOURBIÈRES TREMBLANTES À CAREX ROSTRATA	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
D4 BAS-MARAIS RICHES EN BASES ET TOURBIÈRES DES SOURCES CALCAIRES		
D4.1 BAS-MARAIS RICHES EN BASES, Y COMPRIS LES BAS-MARAIS EUTROPHES À HAUTES HERBES, SUINTEMENTS ET RUISSELLEMENTS CALCAIRES		
D4.11 BAS-MARAIS À SCHOENUS NIGRICANS	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
D4.1A BAS-MARAIS À ELEOCHARIS QUINQUEFLORA	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
D4.1C BAS-MARAIS ALCALINS À CAREX ROSTRATA	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
D4.1I BAS-MARAIS À HAUTES HERBES	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
D5 ROSELIÈRES SÈCHES ET CARIÇAIES, NORMALEMENT SANS EAU LIBRE		
D5.1 ROSELIÈRES NORMALEMENT SANS EAU LIBRE		
D5.11 PHRAGMITAIES NORMALEMENT SANS EAU LIBRE	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
D5.12 SCIRPAIES LACUSTRES NORMALEMENT SANS EAU LIBRE	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
D5.13 TYPHAIES NORMALEMENT SANS EAU LIBRE	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
D5.2 FORMATIONS À GRANDES CYPÉRACÉES NORMALEMENT SANS EAU LIBRE		
D5.21 COMMUNAUTÉS DE GRANDS CAREX (MAGNOCARIÇAIES)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
D5.24 BAS-MARAIS À CLADIUM MARISCUS	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
D5.3 ZONES MARÉCAGEUSES DOMINÉES PAR JUNCUS EFFUSUS OU D'AUTRES GRANDS JUNCUS	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
E2 PRAIRIES MÉSIIQUES		
E2.1 PÂTURAGES PERMANENTS MÉSO-TROPHES ET PRAIRIES DE POST-PÂTURAGE		
E2.11 PÂTURAGES ININTERROMPUS	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
E2.12 PÂTURAGES INTERROMPUS PAR DES FOSSÉS	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
E2.14 PRAIRIES INONDABLES PLANITIAIRES RICHES EN ESPÈCES	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
E2.2 PRAIRIES DE FAUCHE DE BASSE ET MOYENNE ALTITUDES		
E2.22 PRAIRIES DE FAUCHE PLANITIAIRES SUBATLANTIQUES	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
E3 PRAIRIES HUMIDES ET PRAIRIES HUMIDES SAISONNIÈRES		
E3.4 PRAIRIES EUTROPHES ET MÉSO-TROPHES HUMIDES OU MOUILLEUSES		
E3.41 PRAIRIES ATLANTIQUES ET SUBATLANTIQUES HUMIDES	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

Commentaires :

Annexe

Bordereau d'inventaire des habitats EUNIS (niveau 3) (suite)

	Présence 100 m.	Présence 200 m.
E3.42 PRAIRIES À JUNCUS ACUTIFLORUS	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
E3.44 GAZONS INONDÉS ET COMMUNAUTÉS APPARENTÉES	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
E3.45 PRAIRIES DE FAUCHE RÉCEMMENT ABANDONNÉES	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
E3.5 PRAIRIES OLIGOTROPHES HUMIDES OU MOUILLEUSES	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
E3.51 PRAIRIES À MOLINIA CAERULEA ET COMMUNAUTÉS APPARENTÉES	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
E3.52 PRAIRIES À JUNCUS SQUARROSUS ET GAZONS HUMIDES À NARDUS STRICTA	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
E5 OURLETS, CLAIRIÈRES FORESTIÈRES ET PEUPELEMENTS DE GRANDES HERBACÉES NON GRAMINOÏDES	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
E5.1 VÉGÉTATIONS HERBACÉES ANTHROPIQUES	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
E5.11 HABITATS DES PLAINES COLONISÉES PAR DE HAUTES HERBACÉES NITROPHILES	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
E5.4 LISIÈRES ET PRAIRIES HUMIDES OU MOUILLEUSES À GRANDES HERBACÉES ET À FOUGÈRES	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
E5.41 ÉCRANS OU RIDEAUX RIVULAIRES DE GRANDES HERBACÉES VIVACES	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
E5.42 COMMUNAUTÉS À GRANDES HERBACÉES DES PRAIRIES HUMIDES	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
E5.43 LISIÈRES FORESTIÈRES OMBRAGÉES	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
F4 LANDES ARBUSTIVES TEMPÉRÉES	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
F4.1 LANDES HUMIDES	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
F4.11 LANDES HUMIDES SEPTENTRIONALES	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
F9 FOURRÉS RIPICOLES ET DES BAS-MARAIS	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
F9.1 FOURRÉS RIPICOLES	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
F9.12 FOURRÉS RIPICOLES PLANITAIRES ET COLLINIÈNNES À SALIX	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
F9.2 SAUSSAIES MARÉCAGEUSES ET FOURRÉS DES BAS-MARAIS À SALIX	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
F9.21 SAUSSAIES MARÉCAGEUSES À SAULE CENDRÉ	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
F9.22 SAUSSAIES MARÉCAGEUSES À SPHAIGNES	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
G1 FORÊTS DE FEUILLUS CADUCIFOLIES	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
G1.1 FORÊTS RIVERAINES ET FORÊTS GALERIES, AVEC DOMINANCE D'ALNUS, POPULUS OU SALIX	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
G1.11 SAULAIES RIVERAINES	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
G1.2 FORÊTS RIVERAINES MIXTES DES PLAINES INONDABLES ET FORÊTS GALERIES MIXTES	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
G1.21 FORÊTS RIVERAINES À FRAXINUS ET ALNUS, SUR SOLS INONDÉS PAR LES CRUES MAIS DRAINÉS AUX BASSES EAUX	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
G1.22 FORÊTS MIXTES DE QUERCUS-ULMUS-FRAXINUS DES GRANDS FLEUVES	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
G1.4 FORÊTS MARÉCAGEUSES DE FEUILLUS NE SE TROUVANT PAS SUR TOURBE ACIDE	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
G1.41 AULNAIES MARÉCAGEUSES NE SE TROUVANT PAS SUR TOURBE ACIDE	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
G1.5 FORÊTS MARÉCAGEUSES DE FEUILLUS SUR TOURBE ACIDE	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
G1.51 BOULAIES À SPHAIGNES	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
G1.52 AULNAIES MARÉCAGEUSES SUR TOURBE ACIDE	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
G1.C PLANTATIONS FORESTIÈRES TRÈS ARTIFICIELLES DE FEUILLUS CADUCIFOLIÉS	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
G1.C1 PLANTATIONS DE POPULUS	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
G1.9 BOISEMENTS NON RIVERAINS À BETULA, POPULUS TREMULA OU SORBUS AUCUPARIA	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
G1.91 BOULAIES DES TERRAINS NON MARÉCAGEUX	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
G1.92 BOISEMENTS DE POPULUS TREMULA	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
G1.A BOISEMENTS MÉSOTROPHES ET EUTROPHES À QUERCUS, CARPINUS, FRAXINUS, ACER, TILIA, ULMUS ET BOISEMENTS ASSOCIÉS	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
G1.A1 BOISEMENTS SUR SOLS EUTROPHES ET MÉSOTROPHES À QUERCUS, FRAXINUS ET CARPINUS BETULUS	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
G1.8 BOISEMENTS ACIDOPHILES DOMINÉS PAR QUERCUS	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
G1.81 BOIS ATLANTIQUES DE QUERCUS ROBUR ET BETULA	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
FA HAIES	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
FA.3 HAIES D'ESPÈCES INDIGÈNES RICHES EN ESPÈCES	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
FA.4 HAIES D'ESPÈCES INDIGÈNES PAUVRES EN ESPÈCES	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
HAIES A DOMINANTE D'ESSENCES ARBUSTIVES HYGROPHILES	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
HAIES A DOMINANTE D'ESSENCES ARBUSTIVES MESO-HYGROPHILES à MESOPHILES	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
X10 BOCAGES	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
BOCAGES EN MILIEUX HUMIDES	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
ALIGNEMENTS D'ESSENCES ARBORESCENTES HYGROPHILES	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
ALIGNEMENTS D'ESSENCES ARBORESCENTES MESO-HYGROPHILES à MESOPHILES	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

Commentaires :



© Coulombel R.

Domaine d'application

Cet indicateur est applicable à quasiment **tous les contextes de mares**

Fonction

Biodiversité



Compétences / Connaissances

La phase d'échantillonnage sur le terrain peut être réalisée par des personnes ne connaissant pas spécifiquement les coléoptères aquatiques. Cependant la phase de détermination nécessite de très bonnes compétences et de l'expérience sur ce groupe taxonomique.

Description rapide de l'indicateur

Les mares ont un grand intérêt hydrologique, fonctionnel, écologique et pédagogique et constituent une part importante des milieux aquatiques du bassin Artois-Picardie. Malgré leur intérêt, elles subissent de nombreuses dégradations pouvant aller jusqu'à leur disparition. L'évaluation de leur intérêt écologique et de leur état de conservation sont des problématiques auxquelles sont confrontés les gestionnaires. Les coléoptères aquatiques présentent une diversité taxonomique et fonctionnelle élevée permettant d'analyser finement la biodiversité des mares. L'Indicateur composite Coléoptères Aquatiques des Mares (IcoCAM) est défini sur la base d'un protocole d'échantillonnage de terrain standardisé et de la constitution d'un référentiel de mares à une échelle donnée. Il s'agit d'un indicateur d'état permettant d'évaluer les potentialités écologiques d'une mare et comme un indicateur d'évaluation de travaux. L'indicateur repose sur un principe de comparaison d'une communauté observée à un référentiel constitué selon un protocole standardisé. Il est composé de quatre sous-indices spécifiques permettant d'analyser de manière complémentaire les différentes facettes de la biodiversité des mares : l'indice de rareté relative « Irr » (Leroy et al., 2012, 2013) ; la richesse spécifique ; l'indice de spécialisation des communautés (Juliard et al., 2006) ; la richesse fonctionnelle

Échelles d'application

L'indicateur se calcule à l'échelle d'une pièce d'eau stagnante (< 60000 m²). Bien qu'il puisse être en théorie appliqué sur des pièces d'eau de grande taille, il est déconseillé de travailler sur des étangs trop vastes et son domaine d'application privilégié reste à l'échelle de la mare. .

Périodicité

Le protocole d'échantillonnage est à réaliser deux fois au cours de l'année, une fois au printemps (avril-mai) et une fois en automne (octobre-novembre). Le protocole peut être réalisé sur deux années consécutives à condition que les deux saisons couvertes par l'échantillonnage (printemps et automne) se succèdent.

Fréquence

A *minima* un premier passage à n-1 (avant travaux) et n+3 ou 5 (après travaux). La fréquence peut être ajustée en fonction de la nature et de l'importance des travaux (par exemple si elle concerne tout ou partie de la mare) et une évaluation à n+10 par exemple peut permettre d'assurer un suivi sur le long terme de l'évolution des communautés.

Coûts et Moyens nécessaires

L'essentiel du matériel de terrain se résume à un troubleau (armature carrée en métal, ouverture 25 cm, manche bois 1 m., maille de filet de 800 microns) [120€] ; du matériel de récolte (passoire, tamis, bac de tri de couleur claire, pinces souples, flacons et étiquettes de collecte, acétate, gants en latex) [150€] ; des cuissardes ou waders [80€] ; du matériel divers (décamètre, chronomètre, etc.) [50€]. A cela il faut ajouter le matériel de laboratoire : loupe binoculaire et éclairage [750€] ; divers matériel de laboratoire [300€] ; ouvrages de détermination [80€].



© Coulombel R.

Description et principes de l'indicateur

L'IcoCAM est un indicateur composite permettant d'évaluer les potentialités biologiques des mares via l'analyse qualitative des cortèges de coléoptères aquatiques. Les coléoptères aquatiques sont des indicateurs biologiques pertinents d'évaluation de la biodiversité des écosystèmes aquatiques dulçaquicoles, puisqu'ils réunissent la plupart des critères définissant les taxons indicateurs : une taxonomie bien connue et stable, une biologie suffisamment connue, des populations qui peuvent être suivies, des groupes d'espèces et des espèces qui occupent une large gamme d'habitats et une vaste aire de distribution et une spécialisation de chaque population au sein d'habitats restreints.

Ce groupe d'invertébrés peut être pris en compte de manière complémentaire et souvent plus informative que d'autres groupes fonctionnels de la mare comme la flore aquatique, les odonates ou les amphibiens. Les coléoptères aquatiques présentent en effet une diversité taxonomique et fonctionnelle plus élevée. La faune de France comprend 662 espèces réparties dans 22 familles (Queney, 2004) dont environ 450 sont strictement aquatiques et 217 espèces sont présentes dans le Nord de la France (Nord, Pas-de-Calais, Somme) (Lohez, 2007). La présence d'espèces rares, reliques, sténoèces, ou d'autres très ubiquistes et bonnes colonisatrices, et d'une grande diversité fonctionnelle (traits de vie) permet une évaluation fine des potentialités biologiques d'une mare. Par ailleurs, ils ont la capacité à coloniser une grande variété d'habitats aquatiques et humides et sont par conséquent présents dans les milieux extrêmes où les cortèges d'amphibiens, d'odonates ou de plantes aquatiques sont peu variés, pauvres, voire absents (ex. mares très récentes sans végétation aquatique, bassins, mares saumâtres, etc.).

L'IcoCAM a initialement été élaboré pour les mares de Basse-Normandie par le Groupe d'étude des invertébrés Armoricaains (GREZIA) avec l'appui de Boris Leroy du Muséum national d'Histoire naturelle (MNHN). Il s'inspire de divers travaux préalables (Julliard et al., 2006 ; Leroy, 2015 ; Leroy et al., 2012 ; Leroy et al., 2013 ; Leroy et al., 2014 ; Villéger et al., 2008). L'IcoCAM est constitué de quatre indices spécifiques basés sur l'analyse qualitative du cortège de coléoptères aquatiques issus d'un référentiel des mares et de quelques éléments de bibliographie supplémentaires. L'utilisation de plusieurs indicateurs permet d'analyser de manière complémentaire les différentes facettes de la biodiversité de coléoptères aquatiques des mares :

- 1) **L'Indice de rareté relative « Irr »** (Leroy et al., 2012, 2013), intégrant une approche multi-échelle : local (en fonction de la disponibilité d'un référentiel IcoCAM), nationale (d'après Queney, 2011), et Européenne (d'après Fauna Europaea). L'Irr nous renseigne sur la rareté, et donc la vulnérabilité des espèces à l'extinction, critère principal de l'indicateur global.
- 2) **La richesse spécifique**, mesure basique de biodiversité.
- 3) **L'Indice de spécialisation des communautés « CSI »** (Julliard et al., 2006), basé sur l'analyse du référentiel des sites (ou à une autre échelle locale selon la disponibilité du référentiel) à partir d'une typologie élémentaire et contextuelle des mares (littoral, boisements et landes, prairies, etc.). Le CSI peut potentiellement nous renseigner sur les espèces spécialistes, plus sensibles aux perturbations du milieu.
- 4) **La richesse fonctionnelle « FRic »** (Villéger et al., 2008), basée sur quatre traits de vie proposés au niveau générique (d'après Tachet et al., 2010) : « Type de nourriture », « Mode d'alimentation », « Microhabitats préférendum » et « Taille ». La richesse fonctionnelle nous renseigne sur la complexité du fonctionnement de la mare. Ces indices sont ensuite intégrés dans l'indice composite IcoCAM.

Chaque mare est évaluée par rapport aux autres mares du référentiel. Les quatre indices qui composent l'IcoCAM sont représentés dans l'espace via un graphique radar (répartition en quatre classes égales). Plus le graphique est déployé sur chaque axe, plus la mare présente un bon potentiel biologique. Un deuxième graphique en barre présente le classement final par le calcul de l'IcoCAM (agrégation des quatre indices) qui est représenté sur une échelle de valeur et non pas par une notation précise (graphique en barre en quatre classes : très faible potentiel à très fort potentiel). Une flèche permet de situer la mare étudiée sur cette échelle de valeur. Il s'appuie sur la constitution préalable d'un référentiel établi à partir d'un protocole de prélèvement de terrain standardisé



© Coulombel R.

Fondements scientifiques de l'indicateur

Les coléoptères aquatiques sont considérés comme de bons bioindicateurs, autant à l'échelle régionale que locale, et ils peuvent être utilisés pour un suivi rapide et peu coûteux de la biodiversité (Sanchez-Fernandez et al., 2006).

- Ils reflètent la biodiversité globale des écosystèmes aquatiques (Sanchez-Fernandez et al., 2011, 2006 ; Bilton et al., 2006 in Sanchez-Fernandez et al., 2011 ; Jeffries, 1988). Flechtner (1986) a par exemple établi une relation positive entre l'occurrence des Haliplidae et d'autres groupes (larves d'odonates, d'éphémères, de plécoptères et de mégaloptères, hétéroptères aquatiques, Hydrophilidae, amphibiens et reptiles, poissons).
- Ils sont capables de coloniser une large gamme d'habitats humides, depuis l'amont, où ils peuvent constituer la forme de vie dominante, jusqu'aux schorres (Millan et al., 2002 ; Ribera et al., 1998 ; Ribera, 2000 in Sanchez-Fernandez et al., 2011 ; Ribera & Foster, 1993 in Sanchez-Fernandez et al., 2006 ; Ribera et al., 2002 ; Foster et al., 1992). Il est ainsi possible de les utiliser pour analyser tous les types de milieux aquatiques, incluant même ceux sans végétation.
- Leur importance comme indicateurs des changements temporels et spatiaux dans les systèmes aquatiques a été démontrée (Bournaud et al., 1992 ; Richoux, 1994 in Sanchez-Fernandez et al., 2006).
- Ils ont aussi été utilisés pour classer les sites selon leur état de conservation (Foster et al., 1990 in Sanchez-Fernandez et al., 2006 ; Jeffries, 1988) et définir des zones prioritaires à conserver (Abellan et al., 2005, Sanchez-Fernandez et al., 2004 in Sanchez-Fernandez et al., 2011). Un certain nombre d'espèces sont spécialistes d'habitats bien conservés ou limités à des sites non perturbés alors que d'autres sont ubiquistes et colonisent rapidement de nouveaux habitats. A ce titre ils ont un intérêt particulier en tant qu'espèces bioindicatrices (Ribera et al., 2002 ; Foster et al., 1992).
- Les coléoptères aquatiques sont considérés comme de bons descripteurs fonctionnels de l'hydrosystème (Bournaud & Amoros, 1984 in Bournaud, Richoux & Usseglio-Polatera, 1992).
- Les travaux de Menetrey et al. (2005) ont abouti à la conclusion que, parmi quatre groupes taxonomiques (coléoptères, odonates, gastéropodes et amphibiens), les coléoptères constituent le seul groupe où les espèces répondent à une augmentation de l'eutrophisation, à l'étage collinéen et subalpin. Cela confirme les résultats d'autres études qui ont déjà démontré que les coléoptères aquatiques (particulièrement les familles des Hydraenidae et des Elmidae) sont considérés comme des indicateurs d'eutrophisation : Guignot (1931-1933 in Menetrey et al., 2005) démontre, en général que les Adephega aquatiques préfèrent une eau de bonne qualité. Foster et al. (1992 in Menetrey et al., 2005) montrent que la distribution des coléoptères est corrélée avec l'eutrophisation, et Cooper et al. (2005 in Menetrey et al., 2005) relève que l'état trophique, qui permet de prédire la composition floristique, influence la composition des assemblages de coléoptères aquatiques. Enfin, certaines espèces, comme les Elmidae, sont sensibles à la pollution, alors que d'autres occupent des milieux pollués (Foster et al., 1992).
- D'autres facteurs environnementaux influencent également la composition des communautés de coléoptères aquatiques : le pH (Schmidl, 2003 ; Eyre et al., 1986 in Bloechl et al., 2010), la conductivité (Eyre et al., 1986 in Bloechl et al., 2010), l'âge du site (Lundkvist et al., 2001, Fairchild et al., 2000 in Bloechl et al., 2010), la taille du site (Nilsson & Svensson, 1995 in Bloechl et al., 2010), la permanence de l'eau (Lundkvist et al., 2001 ; Nilsson & Svensson, 1995 in Bloechl et al., 2010), la végétation (Nilsson & Söderberg, 1996 in Bloechl et al., 2010) et l'ombrage porté sur le milieu (Lundkvist et al., 2001 in Bloechl et al., 2010). Quelques auteurs considèrent ainsi les coléoptères aquatiques (particulièrement les Hydradephaga) comme des espèces indicatrices (Hendrich & Balke, 1993 ; Schmidl, 2003 in Bloechl et al., 2010).



© Coulombel R

Fondements scientifiques de l'indicateur (*suite*)

- Enfin, ce groupe est composé d'espèces appartenant à des familles à distribution nordique ou tempérée. Ainsi, la valeur de conservation d'un milieu n'est pas déterminée par la présence d'espèces thermophiles fluctuant en limite d'aire de distribution (Foster et al., 1992).
- Les coléoptères aquatiques comprennent un grand nombre d'espèces, sans pour autant nécessiter une mise à jour constante de la taxonomie. Des clés de détermination récentes et précises sont disponibles pour les espèces au stade adulte (Ribera & Foster, 1993 in Sanchez-Fernandez et al., 2006 ; Foster et al., 1992, 2011, 2014).
- Les individus au stade adulte, grâce à leur durée de vie importante, peuvent être trouvés dans beaucoup d'habitats toute l'année, ce qui permet l'évaluation des zones humides même en hiver (Foster et al., 1992). - le niveau de connaissance des coléoptères aquatiques est bon en France et particulièrement dans le Nord de la France grâce à l'important travail d'inventaire mené par Daniel Lohez (Lohez, 2017).

Domaine d'application

L'indicateur a été développé et testé pour des pièces d'eau stagnantes très différentes, notamment en terme de taille (de moins de 50 m² à 60 000 m²). Cependant, il est déconseillé de travailler sur des plans d'eau trop vastes (difficulté d'identification de tous les méso-habitats, temps échantillonnage très long, certains compartiments aquatiques ne peuvent être échantillonnés, etc.). Cet indicateur est applicable à quasiment tous les contextes de mares : mares forestières, mares prairiales, mares de chasse, mares d'abreuvement, bassins de carrières, bassins de rétention d'eau, mares tourbeuses, mares temporaires, mares permanentes, etc. Les mares connectées sur un réseau hydrographique courant sont toutefois déconseillées, les cortèges y étant atypiques (à noter que les espèces rhéophiles sont retirées du calcul de l'indicateur). Il s'agit avant tout d'un indicateur d'état permettant d'évaluer les potentialités biologiques d'une mare. Cet indicateur peut être utilisé pour aider les gestionnaires à réaliser ou affiner l'évaluation du potentiel biologique des mares de leur territoire en les comparant au sein d'un référentiel global. Il permet de les hiérarchiser entre elles, d'identifier des enjeux de conservation non uniquement associés aux amphibiens, aux odonates ou aux plantes et d'adapter les interventions de gestion envisagées (priorisation des sites d'intervention, suivi de créations de mares, etc.). Les coléoptères aquatiques ayant généralement de bonnes capacités de dispersion, ils apportent une réponse rapide aux modifications du milieu. L'IcoCAM peut être répété dans le temps et donc être utilisé pour évaluer la réussite écologique de travaux réalisés sur les mares. A ce titre, il peut être considéré comme un indicateur d'évaluation de travaux.

Limites

L'IcoCAM se base sur la comparaison d'une communauté observée à un référentiel constitué selon un protocole standardisé. En 2020, un référentiel à l'échelle du bassin hydrographique Artois-Picardie a été finalisé. A terme, un référentiel à l'échelle des Hauts-de-France pourra également être constitué, afin d'évaluer les mares situées hors du périmètre de ce bassin hydrographique.

Par ailleurs, l'IcoCAM présenté ici est une version « 0 » qui a vocation à être améliorée dans le temps et suivant l'évolution du référentiel qui devra être consolidé. Le placement des mares sur l'échelle de valeur est affiné à chaque ajout de site étudié : le calcul de l'IcoCAM est systématiquement réalisé sur l'ensemble du référentiel. En d'autres termes, plus le référentiel sera important et plus l'évaluation devrait être précise. Cependant, nous manquons de recul pour évaluer la robustesse de l'indicateur à mesure que le référentiel s'étoffera, notamment en cas de déséquilibre géographique ou typologique du référentiel. Par ailleurs, dans certains cas, la comparaison de communautés échantillonnées dans des contextes écologiques différents peut induire des difficultés d'analyse et produire des résultats incohérents au regard du contexte local. Il se pose également la question de l'évolution de l'indicateur en fonction du changement climatique et de l'évolution du milieu.



© Coulombel R

Limites (suite)

A l'image d'autres indicateurs écologiques, il n'est pas toujours évident dans le cadre d'une étude sur les coléoptères aquatiques d'évaluer l'importance relative des déterminants écologiques locaux (comme la gestion par exemple) et d'autres facteurs comme la dynamique des populations. Il a par exemple été montré que les territoires comprenant une grande densité de milieux aquatiques accueillent une plus grande richesse en coléoptères aquatiques (Bilton et al., 2009). En outre, certaines conditions météorologiques particulières comme des périodes de sécheresses peuvent modifier les communautés présentes habituellement dans les mares. En cas de stress hydrique, certaines espèces peuvent par exemple coloniser des milieux inopportuns. Ainsi, l'absence d'espèces dans une mare donnée peut être le reflet d'un cortège d'espèces appauvri à l'échelle d'un territoire ou de conditions écologiques particulières et non d'un mauvais état de la mare. L'interprétation des résultats doit donc nécessairement prendre en considération le contexte écologique dans lequel s'inscrit la mare étudiée et les conditions d'échantillonnage. Une autre solution permettant de pallier cette limite serait de disposer d'un référentiel pour chaque contexte géographique et pour différentes typologies de mares.

Certains indices constitutifs de l'IcoCAM, en particulier le CSI, doivent être améliorés, notamment en affinant la typologie des contextes de mares, actuellement très élémentaire.

Par ailleurs, l'interprétation des résultats de l'indice de rareté relative n'est pas toujours aisée, notamment pour les mares les mieux notées du référentiel. La richesse spécifique des sites semble avoir un léger effet négatif sur la valeur de cet indice, les sites moins riches étant revalorisés. C'est le principe et l'une des qualités de cet indice, mais cela peut parfois surcoter des sites moins intéressants. Ce genre d'effet doit pouvoir être lissé avec un référentiel plus conséquent.

Actuellement le script "R" permettant le calcul des quatre indices et de l'indicateur final n'est pas rendu disponible par le GRETIA. Il est donc nécessaire pour la phase de calcul de l'indicateur de faire appel au GRETIA. De la même manière il n'existe pas encore d'outils de saisie des données standardisés.

Protocole de mise en place

Description et principe du protocole

Principes généraux : Le protocole consiste à répartir les prospections de manière chronométrée dans les différents méso-habitats de la mare. Le temps global de passage au troubleau est évalué à partir de la surface de la mare puis de la représentativité surfacique des méso-habitats dans le compartiment aquatique et l'interface eau-terre. L'objectif est de dresser un inventaire le plus complet possible en un temps limité en visant une bonne représentativité du peuplement exploitant les différents méso-habitats de la mare.

Type de données collectées : Seuls les adultes de coléoptères aquatiques sont échantillonnés. Les données récoltées sont qualitatives, l'étude quantitative des peuplements étant trop complexe à analyser dans le cas présent. L'étude des larves reste trop complexe, notamment en raison du manque de références bibliographiques permettant de déterminer l'ensemble des espèces.

Type d'échantillonnage : Le troubleau est le principal outil de collecte utilisé sur le terrain. Cependant, il peut être complété par d'autres accessoires (notamment une grande passoire) car certaines configurations du milieu n'en permettent pas une utilisation aisée.



Stratégie d'échantillonnage

Préalablement à la phase de terrain, un repérage sur orthophotoplans (consultable sur le site www.geoportail.gouv.fr) et/ou un repérage du terrain est fortement conseillé pour localiser la mare à étudier et ses accès. Une première évaluation de la taille de la mare peut être également réalisée en amont de la phase de terrain.

Le protocole est particulièrement bien décrit (principe, matériel nécessaire, condition d'application, etc.) dans une fiche technique et une fiche échantillonnage mises à disposition par le GRETIA. Sur le terrain, le protocole échantillonnage se déroule en 7 étapes :

- **Étape 1** : photographier et faire un premier tour général de la mare et évaluer sa taille ; pour les mares complexes, il est conseillé de mesurer avec un décamètre ou de compartimenter le comptage par secteurs du nombre de mares;
- **Étape 2** : remplir la fiche descriptive de la mare (cf. fiche échantillonnage);
- **Étape 3** : remplir la fiche d'évaluation de la manière suivante (cf. fiche protocole) :
 - Cartographier schématiquement la répartition des principaux méso-habitats présents dans la mare (dessins ou estimation à vue). Il ne s'agit pas de rechercher une précision absolue, mais bien d'approcher une estimation réaliste de la représentativité de chaque méso-habitat. La liste des méso-habitats est présentée dans la fiche de terrain.
 - Définir le temps global de prospection en fonction de la taille de la pièce d'eau (se référer à la grille annexée à la fiche de terrain).
 - Scinder en deux le temps global de prospection : 1/3 du temps pour le compartiment A (= compartiment aquatique, situé entre 30 cm et 2 m de profondeur) ; 2/3 du temps pour le compartiment B (= interface eau-terre, située à peu près entre 0 et 30 cm de profondeur). Cet élément méthodologique est préconisé car les coléoptères aquatiques sont plus abondants et diversifiés en particulier dans l'interface eau-terre, tandis que le compartiment aquatique est moins attractif.
 - Évaluer la représentation de l'interface aquatique (A) et de l'interface eau-terre (B) en %.
 - Attribuer le temps d'échantillonnage par méso-habitat, d'une part pour les compartiment aquatiques (1/3 du temps) et d'autre part pour l'interface eau-terre (2/3 du temps), en fonction de leur représentativité surfacique pour chaque compartiment.
- **Étape 4** : procéder à l'échantillonnage au troubleau suivant les modalités définies à l'étape 3. Il est utile de prospecter les différents méso-habitats de la mare dans un ordre particulier : tout d'abord, la surface de l'eau, si des gyrins sont repérés ; ensuite les méso-habitats du compartiment aquatique ; puis les méso-habitats de l'interface eau-terre ; et pour finir la berge humide exondée. Enfin, dans la mesure du possible, la zone à échantillonner ne doit pas être perturbée (onde, ombre) avant la prospection (Indermuehle et al., 2008).
- **Étape 5** : déposer le matériel collecté dans le plateau et trier progressivement. Les coléoptères aquatiques sont prélevés à la pince souple et directement mis dans le pot de collecte contenant un bout de mouchoir en papier préalablement imbibé d'acétate. Il n'est pas nécessaire de collecter tous les individus mais il faut garder plusieurs individus par morphotype : de nombreuses espèces se ressemblent et il faut multiplier les chances de collecter des mâles plus simples à identifier. Un seul pot de collecte par mare est suffisant, sauf si une analyse plus fine par méso-habitat est envisagée ;
- **Étape 6** : compléter par 5 minutes maximum de prospection à la passoire en piétinant les abords présentant une faible lame d'eau ou exondés et en inspectant les supports annexes (bouts de bois, sous les pierres, etc.) ;
- **Étape 7** : noter toutes les informations complémentaires sur les conditions de prélèvement et les espèces observées non prélevées (autres invertébrés, amphibiens, etc.).



© Coulombel R.

Dispositif d'observation

Les coléoptères aquatiques sont capturés à l'aide d'un filet troubleau et d'une passoire. Colas (1962) décrit précisément la méthode d'utilisation du filet troubleau : "à l'endroit choisi on plonge le troubleau – que l'on tient à deux mains – et on lui fait exécuter un certain nombre de mouvements de va-et-vient, l'ouverture du filet tournée vers l'avant et assez près du fond, qu'il faut cependant éviter de trop racler. Au bout de chaque circuit on fait exécuter un brusque mouvement de virage à l'instrument et l'on repasse aux endroits déjà parcourus. Les invertébrés, bousculés par le déplacement du filet et de la masse d'eau, se trouvent entraînés dans la poche." Un plateau de tri de couleur claire est ensuite utilisé pour déverser le contenu du filet et faciliter le repérage des individus. Les prélèvements sont triés sur le terrain. Dans le cas de mares ayant une forte densité de matière en décomposition et de vase (cas des mares forestières) il est conseillé d'avoir recours à un tamis. Si cela peut inclure un biais dans l'échantillonnage standardisé, une telle méthode améliore la détectabilité de certaines espèces et optimise l'échantillonnage dans ces milieux complexes. La passoire permet d'une part de prospecter les surfaces en eau de petite taille ("trous d'eau") et d'autre part de collecter les individus flottant à la surface de l'eau, après avoir piétiné préalablement le substrat pour déloger les insectes ayant des mœurs plus ou moins fouisseuses ou interstitielles (Elder & Aubourg, 2009). Il est également utile de piétiner la berge humide pour déranger ces espèces, qui remontent alors à la surface.



©http://www.leermiddelen.be/

Conditions de réalisation d'un relevé

L'avantage de l'étude des coléoptères aquatiques est qu'elle s'affranchit globalement des conditions météorologiques. Il est possible de réaliser l'échantillonnage même dans le cas de conditions météorologiques difficiles (pluie, vent, froid). Cependant, si le prélèvement au troubleau est peu impacté, le tri sous la pluie n'est pas idéal et ne permet pas toujours une détectabilité maximale des individus. De même, l'activité des insectes peut être ralenti en cas de basses températures, ce qui limite leur détection dans le plateau de collecte. Il est conseillé de toujours mentionner en remarque la qualité des conditions de prospection (météo, accès).

Données écologiques complémentaires à recueillir

Chaque site prospecté est décrit systématiquement sur la base d'une trentaine de paramètres (taille, profondeur, contexte, berges, etc.) repris dans la fiche échantillonnage.

Précautions lors de l'échantillonnage

La pratique du troubleau nécessite une action énergique dans le compartiment aquatique afin d'être efficace sur l'échantillonnage. Cela n'est pas sans conséquences sur la mare qui se trouve perturbée et troublée pendant quelques minutes. La capture d'amphibiens est fréquente et parfois en grande densité (notamment larves de salamandres dans les mares forestières) et il faut donc disposer des autorisations nécessaires à la capture d'espèces protégées. Tous les individus doivent immédiatement être remis à l'eau et les zones de pontes visibles doivent être évitées. Il est également important de laisser des zones vierges de prospection. Pour le matériel utilisé en contact avec l'eau (troubleau, weaders, etc.), il est recommandé d'appliquer les protocoles de désinfection pour éviter la propagation de certains agents pathogènes (ex : chytridiomycose) ou au minimum, de bien faire sécher son matériel entre des mares prospectées sur des sites distants. Il est vivement recommandé de porter des gants lors de la phase de terrain en contact avec l'eau, surtout pour les mares avec présence attestée de ragondin ou rat musqué.



© Coulombel R.

Représentativité des données

Précision et représentativité de l'information collectée

Le nombre de relevés préconisés pour la mise en œuvre du protocole (un au printemps et un en automne) résulte d'un compromis entre la recherche d'une bonne représentativité du peuplement et un effort humain et financier soutenable par les opérateurs en vue d'une utilisation à grande échelle de l'indicateur. Dans le cas de l'IcoCAM, il ne s'agit pas de rechercher l'exhaustivité en terme de richesse spécifique mais de comparer les résultats à un référentiel de mares obtenu au moyen d'un échantillonnage standardisé. Il est donc rappelé l'importance de respecter autant que possible les conditions d'application du protocole d'échantillonnage.

Les tests réalisés en Basse-Normandie ont montré que les pics d'abondance des espèces ont lieu au printemps et à l'automne, venant confirmer localement des résultats similaires (notamment par Meyer & Dettner, 1981 in Bosi, 2001). Dans la mesure du possible, tous les méso-habitats (hydrophytes submergés ou flottants, zones à hélophytes, substrat minéral, racines, accumulation de feuilles mortes...) identifiés sur chacune des mares sont prospectés afin d'augmenter les probabilités de collecter la majorité des taxons présents dans le milieu (environ 70%) (Picard et Leroy, 2015).

Opérationnalité de la collecte

Compétences requises

La phase d'échantillonnage sur le terrain peut être réalisée par des personnes ne connaissant pas spécifiquement les coléoptères aquatiques ou la végétation aquatique. Il est cependant préférable que les opérateurs aient bénéficié au préalable d'une courte formation de terrain pour assimiler les principes de l'application de l'échantillonnage, le maniement du troubleau et le tri au plateau. Le tri des insectes étant réalisé sur le terrain, il est également conseillé à l'opérateur d'être déjà familiarisé avec ce groupe taxonomique pour limiter les prélèvements inutiles qui induisent un temps de détermination plus long.

La phase de détermination des insectes nécessite de très bonnes compétences en entomologie (mise en collection, extraction des pièces génitales, etc.) et de disposer, dans la mesure du possible d'une collection de références pour le territoire concerné. Il s'adresse donc à des spécialistes ayant déjà quelques années d'expérience sur ce groupe taxonomique.

Impact du niveau de compétences

Faible concernant la phase d'échantillonnage sur le terrain. Forte concernant la phase de détermination en laboratoire.

Temps moyen de collecte des données sur le terrain

Le temps dédié à la phase d'échantillonnage varie en fonction de l'éloignement de la mare (temps de trajet), de sa taille et de sa complexité et de l'expérience de l'opérateur. On peut estimer le temps dédié à l'échantillonnage sur le terrain entre 1h pour les petites mares très simples et 3h pour les plus grandes mares complexes (nombreux méso-habitats très imbriqués et abondance de coléoptères aquatiques élevée) par passage et par mare (pour rappel deux passages sont nécessaires pour appliquer l'indicateur) soit entre 2h et 6h pour mettre en œuvre le protocole d'échantillonnage sur une mare (hors temps de trajet). Il faut compter également le temps de préparation, le nettoyage et le rangement du matériel au bureau.



© Coulombel R.

Opérationnalité de la collecte (suite)

Temps de validation et de saisie de données

Suite à la phase de terrain, les spécimens sont identifiés à la loupe binoculaire (grossissement 40x à 60x), à l'aide d'ouvrages spécialisés et de collections de référence. Il est fréquent d'avoir recours à la dissection pour examiner les pièces génitales des mâles. Bien qu'il existe des ouvrages de détermination récents, précis et adaptés au contexte du bassin Artois-Picardie pour les espèces au stade adulte (notamment des faunes anglaises : Foster et al., 1992 ; Foster & Friday, 2011 ; Foster, Bilton & Friday, 2014), l'identification reste complexe et ne peut être prise en charge que par un spécialiste.

Le temps dédié à la phase d'identification varie en fonction de la richesse en coléoptères de la pièce d'eau et de l'expérience de l'opérateur. Ce dernier point est essentiel et le temps de formation d'un spécialiste peut prendre plusieurs années. On peut estimer le temps d'identification taxonomique entre 2h et 8h pour assurer la détermination de l'ensemble des spécimens collectés sur une mare dans le cadre du protocole. Le nombre de données collectées est de l'ordre de 5 à 50 taxons par mare par relevé soit, pour deux relevés, entre 10 et 100 données d'occurrence à saisir dans une base de données ou un tableur Excel (actuellement non disponible). A cela il faut ajouter la saisie des données complémentaires. Le temps de gestion des données est donc faible et peut être estimé à 4h par mare pour l'ensemble du protocole.



Coûts et Moyens nécessaires

L'essentiel du matériel de terrain se résume à un troubleau (armature carrée en métal, ouverture 25 cm, manche bois 1 m., maille de filet de 800 microns) [120€] ; du matériel de récolte (passoire, tamis, bac de tri de couleur claire, pinces souples, flacons et étiquettes de collecte, acétate, gants en latex) [150€] ; des cuissardes ou waders [80€] ; du matériel divers (décamètre, chronomètre, etc.) [50€]. A cela il faut ajouter le matériel de laboratoire : loupe binoculaire et éclairage [750€] ; divers matériel de laboratoire [300€] ; ouvrages de détermination [80€].

Remarque : les éléments précités s'appliquent à des cas où le suivi est programmé pour une réalisation en régie. Dans le cadre d'une prestation extérieure les coûts à prévoir peuvent être évalués à environ 1500 euros pour l'évaluation d'une mare.

Fiches de relevés et référentiels standards

Fiche protocole de terrain IcoCAM en **annexe 1**.

Fiche d'échantillonnage de terrain IcoCAM en **annexe 2**.

La nomenclature des espèces s'appuie sur le référentiel taxonomique TAXREF (version la plus récente - GARGOMINY et al., 2017)





© Coulombel R.

Analyses et interprétations des résultats

L'IcoCAM est un indicateur composite, constitué de 4 indices spécifiques. L'utilisation de plusieurs indicateurs permet d'analyser de manière complémentaire les différentes facettes de la biodiversité de coléoptères aquatiques des mares (Leroy et al., 2014). L'avantage des indicateurs composites est de niveler, par la moyenne, les effets stochastiques (Levrel, 2006).

- L'indice de Rareté Relative (IRR) :

L'indice de rareté relative, développée par l'université de Rennes (Leroy et al., 2012, 2013 ; Pétilion, Leroy & Ysnel, 2010), est une méthode d'évaluation de la rareté à l'échelle des communautés intégrant les concepts biogéographiques fondamentaux sur la rareté. Cette "mesure" de la rareté inclut la notion de seuil de rareté défini comme le seuil d'occurrence en dessous duquel on considère les espèces comme étant rares. Le principe de calcul est le suivant : pour chaque espèce, on calcule un poids de rareté en fonction de l'occurrence de l'espèce dans les bases de données et d'un seuil de rareté défini (le poids des espèces augmente exponentiellement sous le seuil de rareté de sorte que plus l'espèce est rare, plus son poids est élevé ; le poids de rareté est normé entre 0 et 1).

L'indice de rareté relative permet d'attribuer une valeur de rareté à des assemblages d'espèces, sur la base de la proportion d'espèces rares et de l'intensité de leur rareté (Leroy & al., 2012). Il s'agit de la moyenne des poids de rareté des espèces. Cet indice est indépendant du nombre d'espèces (Leroy & al. 2012) et permet ainsi la comparaison entre des sites ou habitats à richesses spécifiques différentes. Cependant, pour un même assemblage, l'ajout d'espèces communes fait diminuer la rareté moyenne car un site avec des espèces rares identiques mais avec une plus forte richesse aura une plus faible valeur. Il faut donc l'interpréter conjointement avec la richesse spécifique.

Cet outil permet d'intégrer de manière pertinente plusieurs échelles spatiales en couplant les données d'occurrence provenant de différentes bases de données et permet de mettre en évidence différents types de rareté au sein des assemblages (espèces rares à toutes les échelles, espèces rares à l'échelle régionale seulement, etc.) (Leroy et al. 2013). Dans le cadre de l'IcoCAM l'IRR prend en compte trois niveaux de rareté : niveau européen (d'après les données de Fauna Europaea), niveau national (d'après Quenay, 2011) ; niveau du référentiel local (selon la disponibilité du référentiel).

- La richesse spécifique :

La richesse spécifique correspond au nombre d'espèces total de coléoptères inventorié dans la mare.

- L'indice de spécialisation des communautés (CSI) :

Cet indice est basé sur divers travaux qui proposent d'estimer le degré de spécialisation des espèces (Species Specialisation Index, SSI) et des communautés (Community Specialisation Index, CSI) par rapport aux habitats (Julliard et al. 2006 ; Leroy et al. 2014). Il est basé sur le paramètre « contexte » des mares étudiées dans le référentiel local (littoral, prairial, contexte boisé ou tourbières ou landes humides, urbain et/ou artificialisé, carrières).

Le SSI est calculé en se basant sur l'occurrence de chaque espèce dans chaque type de contexte. Le SSI est calculé comme le coefficient de variation, c'est-à-dire l'écart-type des occurrences par contexte divisé par la moyenne des occurrences par contexte. Pour chaque mare, le CSI est ensuite calculé comme la moyenne des SSI des espèces. Ainsi, une mare ne contenant que des espèces spécialistes aura un CSI élevé, tandis qu'une mare ne contenant que des espèces généralistes aura un CSI faible. Le défaut du SSI est de surestimer la spécialisation pour les espèces à très faible occurrence.



© Coulombel R.

Analyses et interprétations des résultats

- L'indice de richesse fonctionnelle (FRic) :

Le calcul de l'indice de richesse fonctionnelle (Functional Richness [FRic]) a été élaboré par Villéger et al. (2008). Cet indice mesure l'espace fonctionnel rempli par la communauté : plus les valeurs des traits fonctionnels des espèces couvrent une grande gamme plus l'indice FRic sera élevé. Concrètement, les espèces sont représentées dans un espace multi-dimensionnel où chaque dimension représente un trait fonctionnel ou de vie, et l'indice FRic mesure le volume occupé par les espèces de la communauté dans cet espace.

Plus les espèces occupent des fonctions distinctes, plus le volume est grand, et donc plus l'indice est important. Les fonctions correspondent à 4 traits de vie proposés au niveau générique par Tachet et al. (2010) selon une note d'affinité allant de 1 à 3. (Type de nourriture, Mode d'alimentation, Microhabitats préférés, Taille).

L'indice composite est ensuite calculé en deux étapes :

- Les sous-indices sont transformés en classes de valeurs de 1 à 5 selon leurs quantiles de distribution. Les 20% plus mauvais sites sont attribués à la classe 1, les 20% suivants à la classe 2, et ainsi de suite jusqu'aux 20% meilleurs pour la classe 5. Cette étape permet d'éviter une hiérarchisation fine des sites par rapport à des variations fines d'indices sans signification biologique évidente. Ces sous-indices transformés en classes de valeurs sont affichés sur le graphique en radar, ce qui permet d'avoir une représentation homogène entre sous-indices. Ce reclassement est donc "relatif" au jeu de données et permet de comparer les indices entre eux à poids égaux.
- L'indice composite est ensuite calculé comme une moyenne pondérée des sous-classes d'indices selon la formule suivante :

$$ICo = 2 \times IRR + S + CSI + FRic$$

où ICo est l'indice composite, Irr l'indice de rareté relative, S la richesse spécifique, CSI l'indice de spécialisation des communautés, et FRic la richesse fonctionnelle.

Ce calcul attribue un poids plus fort à l'indice de rareté qui est le critère de conservation primordial de l'IcoCAM. L'Ico est borné entre 1 et 5, ce qui permet de le représenter graphiquement en 4 classes de valeurs (1-2, 2-3, 3-4, 4-5). Cette représentation permet de situer rapidement les sites selon leur potentialité de conservation, celle-ci étant définie par rapport aux 4 indices sous-jacents. La note maximale est donc de 25, la minimale de 5.

Méthode de calcul

Calcul de l'indice

Suite à la détermination des espèces, les données sont saisies sur tableur, puis à l'issue des deux passages, une liste d'espèces est dressée pour chaque mare. Le tableau est traité par un script automatique sur R, comprenant des codes d'exécution pour les 4 indices, ainsi que des étapes et une finalisation graphiques.

Des filtres et traitements intermédiaires sont effectués pour ajuster la base de départ, en particulier le retrait des sites de moins de 5 espèces (non significatifs) et de certaines espèces (rhéophiles, taxonomie douteuse ou en évolution, faible détectabilité au cours de l'échantillonnage).



© Coulombel R.

Méthode de calcul (suite)

Présentation des résultats

Une fiche de restitution par mare reprend les différents paramètres notés sur le terrain aux dates respectives de prospections (taille, profondeur, etc.). Elle intègre la liste des espèces observées sur la pièce d'eau, puis le résultat graphique de l'IcoCAM ainsi qu'une interprétation de ce dernier.

Les quatre indices qui composent l'IcoCAM sont représentés dans l'espace via un graphique radar (répartition en quatre classes égales). Plus le graphique est déployé sur chaque axe, plus la mare présente un bon potentiel biologique.

Un deuxième graphique en barre présente le classement final par le calcul de l'IcoCAM (agrégation des quatre indices) qui est représenté sur une échelle de valeurs : très faible potentiel à très fort potentiel. Le gradient est le reflet du référentiel de mares du bassin concerné.

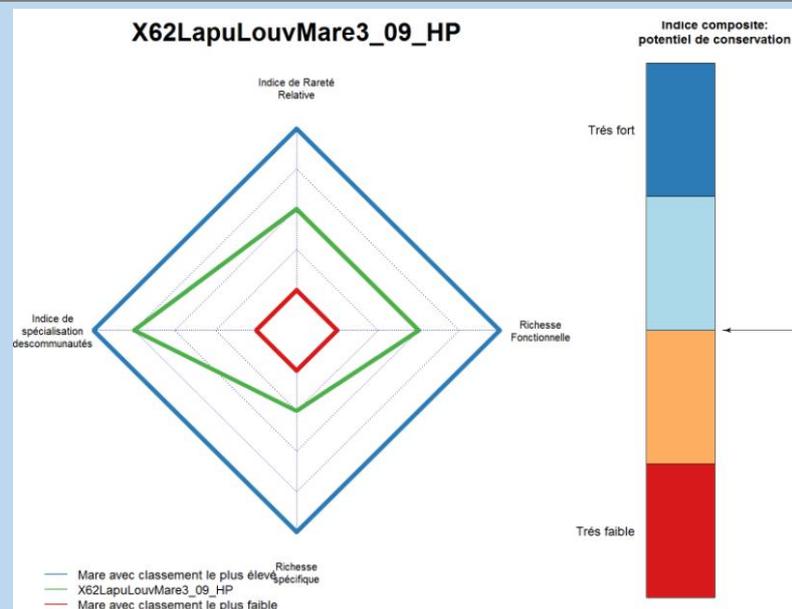
La fiche synthétique prévoit également une description du peuplement de la pièce d'eau et les espèces remarquables font l'objet de monographies. Enfin, des préconisations pour la gestion peuvent être proposées lorsque cela est pertinent.

Clés d'interprétation de la note indicatrice

Interprétation des résultats lors d'un premier diagnostic

Plus le graphique est déployé sur chaque axe, plus la mare présente un bon potentiel biologique. Le graphique en vert présente la mare étudiée, celui en rouge présente la mare qui a le plus faible potentiel au sein du référentiel et celui en bleu celle qui a le potentiel le plus élevé. Ainsi on peut comparer la mare étudiée, aux mares « extrêmes » du référentiel.

Un deuxième graphique en barre présente le classement final par le calcul de l'IcoCAM (agrégation des 4 indices). L'IcoCAM est représenté sur une échelle de valeurs et non pas par une notation précise (graphique en barre en quatre classes : très faible potentiel à très fort potentiel). Une flèche permet de situer la mare étudiée sur cette échelle de valeurs.



Un deuxième niveau d'analyse est réalisé par l'interprétation de la valeur de chaque sous-indice. Par ailleurs les espèces rares sont notifiées dans la fiche analyse (selon la valeur de leur poids de rareté) et des informations chronologiques, écologiques et biologiques sont apportées. Une mare peut avoir une faible valeur de l'indice IcoCAM mais présenter un intérêt patrimonial du fait de la présence d'une ou quelques espèces remarquables qu'il est nécessaire de rappeler. Ces valeurs sont à mettre en relation avec les connaissances disponibles sur d'autres groupes.

Au plan opérationnel, ces résultats peuvent aussi être mis à profit pour définir des objectifs de restauration et des vocations pour les différentes entités de gestion.

Rappelons que l'analyse doit donc nécessairement prendre en considération le contexte écologique dans lequel s'inscrit la mare étudiée et les conditions d'échantillonnage.



Clés d'interprétation de la note indicatrice (suite)

Analyse de l'écart observé entre deux relevés espacés dans le temps

La comparaison diachronique de plusieurs évaluations IcoCAM sur une même mare (dans le cas par exemple d'une évaluation après travaux) doit nécessairement être réalisée d'après un référentiel identique.

Pour rappel, le principe de l'indicateur est de comparer une communauté observée à un référentiel. Ce dernier doit donc être identique entre deux relevés pour permettre d'identifier un éventuel changement de positionnement de la mare au sein du référentiel.

Dans le cas de mares présentant un faible potentiel écologique, il est attendu que le passage d'une classe à une autre classe indique une évolution positive du potentiel biologique de la mare étudiée et inversement.

Une hiérarchisation plus fine utilisant la note de la mare au sein du référentiel pourrait être utilisée à condition de disposer d'un référentiel très fourni. A l'heure actuelle l'indicateur n'a pas été élaboré pour une interprétation aussi fine et le classement en quatre classes permet d'éviter une hiérarchisation trop précise des sites par rapport à des variations fines d'indices sans signification biologique évidente.

En seconde intention, une interprétation de l'évolution de la valeur de chaque sous-indice permet d'expliquer l'amélioration ou la dégradation du potentiel biologique de chaque mare. La réponse des coléoptères aquatiques aux modifications écologiques au sein d'une mare est immédiate, permettant une analyse rapide et évolutive dans le temps.

Cependant, cette analyse peut être complexe à interpréter, en lien avec l'influence du milieu environnant (colonisation, transfert lors d'assèchement, etc.) et le temps de colonisation plus ou moins long de certaines espèces. Une analyse avec un pas de temps de n+3 ou n+5 après travaux puis à n+10 permet de suivre à court et moyen terme l'évolution de la communauté.

Pour l'instant il existe peu de retours d'expérience relatifs à l'analyse diachroniques de données issues de suivis temporels.

Jusqu'à présent, les tests effectués ont été à partir de données non standardisées ou avec un pas de temps insuffisant pour permettre à la communauté de se recomposer et se stabiliser après travaux. Pour un suivi dans le temps, il faudra également s'assurer que les relevés seront faits dans le strict respect du protocole d'échantillonnage.

Liens possibles avec d'autres indicateurs de la boîte à outils

A l'heure actuelle l'IcoCAM est le seul indicateur ciblant spécifiquement les mares. L'indicateur odonates, fortement lié au milieu aquatique, n'est pas uniquement utilisable sur les mares, mais il pourrait être mis en lien avec l'IcoCAM. Les résultats obtenus dans le cadre de l'IcoCAM peuvent également être mis en perspective avec d'autres indicateurs qui s'appliquent à l'échelle de la zone humide comme les indicateurs flore (IO2 et IO6), syrphes (SYR) ou hétérocères par exemple.



© Coulombel R.

Structuration des données et bancarisation

Le jeu de données

A l'issue des deux passages les données espèces sont rassemblées dans un tableau de présence/absence (codé 0 ou 1), reprenant les espèces en ligne et les sites en colonne. Les données complémentaires sont également à compiler dans un tableur (référentiel IcoCAM Artois-Picardie).

A l'échelle du bassin Artois-Picardie, l'ensemble des données qui constituent le référentiel IcoCAM sont bancarisées par le CEN Hauts-de-France. Le référentiel Artois-Picardie est également bancarisé par le GRETIA pour intégrer un référentiel Nord de France.

Des fichiers types peuvent être récupérés auprès du GRETIA pour une saisie uniforme des données. Un fichier de forme de restitution IcoCAM est également disponible auprès du GRETIA. Des outils de saisie en ligne sont en cours de développement.

Les données sous SIG

A chaque mare sont associées les coordonnées géographiques du centre de la mare. Ces informations sont reprises dans le tableur (référentiel IcoCAM Artois-Picardie).

Les données géographiques doivent également être renseignées dans l'outil cartographique du Groupe mares des Hauts-de-France (<https://www.carto-groupemares.org/API/>) en associant l'identifiant unique IcoCAM de la mare et, dans la mesure du possible, des informations complémentaires.

Opérationnalité de l'analyse et de l'interprétation

Estimation du temps global pour le calcul de l'indicateur, l'analyse et l'interprétation

Actuellement le script "R" permettant le calcul des quatre indices et de l'indicateur final n'est pas mis à disposition par le GRETIA qui est donc le seul opérateur en mesure de calculer l'indicateur et de produire les graphiques de restitution. Le temps dédié à la phase d'analyse est difficile à évaluer dans sa globalité tant que le script "R" n'est pas disponible.

Néanmoins, si le jeu de données a été saisi au format souhaité, l'intégration et l'analyse d'une mare ne prend que quelques minutes. Le temps d'analyse dépend donc principalement de la richesse en coléoptères aquatiques de la mare, de la complexité du peuplement, de la présence d'espèces rares et du niveau de connaissance des coléoptères aquatiques de l'opérateur. On peut estimer le temps dédié à la phase d'analyse entre 4h et 8h.

Remarque : l'interprétation des résultats nécessite une riche bibliographie sur les coléoptères aquatiques et une bonne connaissance de ce groupe taxonomique



© Coulombel R.

Bibliographie

- Abellán P., Sánchez-Fernández D., Velasco J. & Millán A., 2005. - Conservation of freshwater biodiversity : a comparison of different area selection methods. *Biodiversity and Conservation*, 14 : 3457–3474.
- Bilton D.T., McAbendroth L.C., Nicolet P., Bedford A., Rundle S.D., Foggo A. & RAMSAY P.M. 2009. Ecology and conservation status of temporary and fluctuating ponds in two areas of southern England. *Aquatic Conservation Marine and Freshwater Ecosystems*, 19, 134-146.
- Bloechl A., Koenemann S., Phillippi B. & Melber A., 2010. - Abundance, diversity and succession of aquatic Coleoptera and Heteroptera in a cluster of artificial ponds in the North German Lowlands. *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters* 40(3):215-225
- Bournaud M., Richoux P. & Usseglio-Polatera P., 1992. - An approach to the synthesis of qualitative ecological informations from aquatic Coleoptera communities. *Regulated rivers : research & management*, 7 : 165-180.
- Flechtner G., 1986. – Association Analysis of Water Beetle Communities (Coleoptera : Dytiscidae et Haliplidae). *Entomologica Basiliensia*, 11 : 297-308.
- Foster G. N. & Friday L. E., 2011.- Keys to adults of the water beetles of Britain and Ireland (Part 1). *Handbooks for the Identification of British Insects*, Royal Entomological Society 4 (5) (2nd Ed) : 144 pp.
- Foster,G.N., Bilton, D.T. & Friday, L.E. 2014. - Keys to adults of the water beetles of Britain and Ireland (Part 2). *Handbooks for the Identification of British Insects* 4(5b): i-iv, 1-126 Fairchild, F. & M., 2008. - Beetle assemblages in ponds: Effects of habitat and site age. *Freshwater Biology* 44(3):523 – 534. GRETIA, 2011. - Caractérisation de la qualité bioindicatrice des coléoptères aquatiques de Basse-Normandie. Rapport pour la DREAL Basse-Normandie, le Conseil régional de Basse-Normandie, les Conseils généraux du Calvados, de la Manche et de l'Orne, et l'Agence de l'eau Seine-Normandie. 172pp + annexes.
- Jeffries M., 1988. - Do water beetle communities reflect the wider freshwater community ? A trial run. *The Balfour-Browne Club Newsletter*, 42 : 14-17.
- Julliard R., Clavel J., Devictor V., Jiguet F. & Couvet D., 2006. - Spatial segregation of specialists and generalists in bird communities. - *Ecol. Lett.* 9: 1237–44.
- Leroy B., 2015. - Rarity : Calculation of rarity indices for species and assemblages of species. Version 1.3-4. <http://cran.r-project.org/package=Rarity>
- Leroy B., Canard A. & Ysnel F.. 2013. - Integrating multiple scales in rarity assessments of invertebrate taxa. - *Divers. Distrib.* 19 : 794–803. Leroy B., Le Viol I. & Pétilion J., 2014. - Complementarity of rarity, specialisation and functional diversity metrics to assess community responses to environmental changes, using an example of spider communities in salt marshes. - *Ecol. Indic.* 46 : 351–357.
- Leroy B., Pétilion J., Gallon R., Canard A. & Ysnel F., 2012. - Improving occurrence-based rarity metrics in conservation studies by including multiple rarity cut-off points. - *Insect Conserv. Divers.* 5: 159–168.
- Lohez D., 2016 (mise à jour 2017). - Coléoptères aquatiques du Nord de la France (Nord – Pas-de-Calais – Somme). *Bulletin de la Société entomologique du Nord de la France. Supplément au bulletin n°322.* 29p.
- Menetrey N., Sager L., Oertli B. & Lachavanne J.B., 2005. - Looking for metrics to assess the trophic state of ponds. *Macroinvertebrates and amphibians. Aquatic Conservation : Marine and Freshwater Ecosystems*, 15 : 653-664.
- Picard L. & Hubert B., 2016. - Application de l'IcoCAM dans le Nord et le Pas-de-Calais, Évaluation, test et adaptation au contexte local. Rapport GRETIA en partenariat pour le Conservatoire d'espaces naturels du Nord et du Pas-de-Calais. 35 pp. + annexes.
- Picard L. & Leroy B., 2015. - Inventaire des coléoptères aquatiques des mares de Basse-Normandie en vue de l'application d'un indice biologique. Rapport de synthèse 2011-2014. Rapport GRETIA pour le Conseil régional de Basse-Normandie, les Conseils généraux du Calvados, de la Manche et de l'Orne, et l'Agence de l'eau Seine-Normandie. 103 pp. + annexes.



© Coulombel R.

Bibliographie

- Picard L., 2016. - Evaluation biologique des mares de Bretagne, Application de l'IcoCAM, Année 1. Rapport du GRETIA pour l'Agence de l'eau Loire-Bretagne, le Département du Morbihan, le Département des Côtes d'Armor, Le Département de l'Ille-et-Vilaine et l'AMV. 114 pp. + annexes.
- Queney P., 2011 (mise à jour 2011). - Liste taxonomique des Coléoptères "aquatiques" de la faune de France. Le Coléoptériste, 7 (3) supplément. 39pp.
- Ribera I., Hernando C. & Aguilera P., 1998. - An annotated checklist of the Iberian water beetles (Coleoptera). ZAPATERI Revta. Aragon. Ent., 8, 1998 : 43-111.
- Ribera I., Aguilera P., Hernando C. & Millan A., 2002. - Los coleópteros acuáticos de la península Ibérica. Quercus, 201 : 39-42. Sanchez-Fernandez D., Abellan P., Mellado A., Velasco J. & Millan A., 2006. - Are water beetles good indicators of biodiversity in Mediterranean aquatic ecosystems ? The case of the Segura river basin (SE Spain). Biodiversity and Conservation, 15 : 4507-4520.
- Sanchez-Fernandez D., Lobo J.M., Abellan P. & Millan A., 2011. - How to identify future sampling areas when information is biased and scarce : an example using predictive models for species richness of Iberian water beetles. Journal for Nature Conservation, 19 (1) : 54-59.
- Tachet H., Richoux P., Bournaud M. & Usseglio-Polatera P., 2010. - Invertébrés d'eau douce. Systématique, biologie, écologie, CNRS Editions : 607 pp.
- Villéger S., Masson NW. & Mouillot D., 2008. - New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. - Ecology 89: 2290–2301.
- Friday L.E., 1988.- A key for the adults of british water beetles. Field studies 7 (1988), 1-151.
- Foster G. N. & Friday L. E., 2011.- Keys to adults of the water beetles of Britain and Ireland (Part 1). Handbooks for the Identification of British Insects, Royal Entomological Society 4 (5) (2nd Ed) : 144 pp.
- Foster,G.N., Bilton, D.T. & Friday, L.E. 2014. - Keys to adults of the water beetles of Britain and Ireland (Part 2). Handbooks for the Identification of British Insects 4(5b): i-iv, 1-126
- Gargominy, O., Tercerie, S., Regnier, C., Ramage, T., Dupont, P., Daszkiewicz, P. & Poncet, L. 2017. TAXREF v11, référentiel taxonomique pour la France : méthodologie, mise en œuvre et diffusion. Muséum national d'Histoire naturelle, Paris. Rapport Patrinat 2017-116. 152 pp
- GRETIA, 2011.- Caractérisation de la qualité bioindicatrice des coléoptères aquatiques de Basse-Normandie. Rapport pour la DREAL Basse-Normandie, le Conseil régional de Basse-Normandie, les Conseils généraux du Calvados, de la Manche et de l'Orne, et l'Agence de l'eau Seine-Normandie. 172pp.
- Hubert B., 2016 - Indicateurs des zones humides du bassin Artois-Picardie. Indicateur composite Coléoptères Aquatiques des Mares (IcoCAM). Test de l'indicateur IcoCAM – Phase 1 – 2016. Conservatoire d'espaces naturels du Nord et du Pas-de-Calais, Lillers. 22p.
- Hubert B., 2017 - Indicateurs des zones humides du bassin Artois-Picardie. Indicateur composite Coléoptères Aquatiques des Mares (IcoCAM). Test de l'indicateur IcoCAM – Phase 2 – 2017. Conservatoire d'espaces naturels du Nord et du Pas-de-Calais, Lillers. 27p.
- Picard L. & Hubert B., 2016. – Application de l'IcoCAM dans le Nord et le Pas-de-Calais, Evaluation, test et adaptation au contexte local. Rapport GRETIA en partenariat pour le Conservatoire d'espaces naturels du Nord et du Pas-de-Calais. 35 pp.



© Coulombel R.

Annexes

Annexe n°1 : Fiche de protocole terrain IcoCAM



Gretia
Groupe d'Etude
des Invertébrés
Armoricaux

Les FICHES TECHNIQUES du GRETIA





Photo : A. Héron



Photo : Nimal F.

Protocole IcoCAM

Indicateur composite

Coléoptères Aquatiques des Mares

Défini sur la base d'un échantillonnage de terrain standardisé et de la constitution d'un référentiel régional, l'IcoCAM vise à évaluer les potentialités biologiques des mares via l'analyse qualitative des cortèges de coléoptères aquatiques.

Les mares présentent un fort intérêt hydrologique et fonctionnel, écologique et pédagogique. Elles subissent actuellement de nombreuses dégradations. Leur prise en compte en termes d'enjeux de conservation est presque exclusivement orientée sur l'étude des amphibiens. Cette approche reste limitée en raison du faible nombre de taxons.

Pour orienter les priorités de gestion de toutes les mares, il faut procéder à une analyse plus fine de leurs potentialités biologiques. Les coléoptères aquatiques réunissent les critères définissant les taxons indicateurs : une taxonomie stable, une biologie suffisamment connue, des populations qui peuvent être suivies, un groupe diversifié d'espèces occupant une large gamme d'habitats et une vaste aire de distribution, une spécialisation de chaque population au sein d'habitats restreints.

Sous l'impulsion du Conservatoire des espaces naturels de Basse-Normandie et avec le soutien de divers partenaires financiers (Agence de l'Eau Seine-Normandie, Région Basse-Normandie, Ville de Caen, Départements de la Manche, du Calvados et de l'Orne), le GRETIA a réalisé une étude sur les coléoptères aquatiques des mares entre 2010 et 2014 sur 124 mares de Basse-Normandie. L'indicateur « IcoCAM » a été finalisé à l'issue de cette étude avec le soutien de l'UMR Biologie des Organismes et des Ecosystèmes Aquatiques (MNHN).

La mise en place de cet indicateur est en cours de réalisation en Bretagne via le soutien de nouveaux partenaires locaux (Agence de l'Eau Loire-Bretagne, Région Bretagne, Départements du Morbihan, de l'Ille-et-Vilaine, du Finistère et des Côtes d'Armor, AMV, Ville de Rennes).



© Coulombel R.

Annexes

Annexe n°1 : Fiche de protocole terrain IcoCAM

Principes de l'IcoCAM

L'IcoCAM est un indicateur analysant de multiples facettes de la diversité des coléoptères aquatiques des mares. Il s'appuie sur l'étude qualitative des cortèges de coléoptères aquatiques. Il repose sur 3 principes essentiels :

1. Un échantillonnage standardisé visant à réaliser un inventaire le plus exhaustif possible sans toutefois générer le déploiement de moyens trop lourds et/ou trop coûteux. L'approche standardisée doit permettre sa reproductibilité dans le temps par différents prospecteurs. Il ne s'agit cependant pas d'une méthode absolue, qui dépend l'estimation subjective de chaque prospecteur.
2. La constitution d'un référentiel à une échelle déterminée
3. Le calcul de 4 indices, constitutifs de l'évaluation finale

L'échantillonnage standardisé est présenté dans cette fiche. Le principe du calcul de l'indicateur est également expliqué mais il recourt à une application via le logiciel « R » non développée en détail dans ce document.

Conditions d'application du protocole d'échantillonnage

Le protocole d'échantillonnage sur le terrain peut s'appliquer sans conditions météorologiques contraignantes. Il est réalisé à l'occasion de 2 passages au cours de l'année, un au printemps (avril-mai) et l'autre en automne (octobre-novembre).

L'échantillonnage peut être réalisé par des personnes ne connaissant pas spécifiquement les coléoptères aquatiques et/ou la végétation aquatique. Il nécessite cependant une formation préalable pour assimiler les principes d'application de l'échantillonnage, le maniement du troubleau et le tri au plateau.

Le choix des mares ou pièces d'eau à prospecter est fait par le gestionnaire en fonction des questions qu'il se pose : intérêt général de la mare en terme de biodiversité, gestion à envisager, évaluation de la gestion, etc.

L'indicateur a été développé et testé pour des pièces d'eau très différentes, notamment en termes de taille (de moins de 50 m² à 60 000 m²). Cependant, il est déconseillé de travailler sur des étangs trop vastes.

Les types et contextes de mares sont variés : gouilles forestières, de mares de gabions, de mares d'abreuvement, de bassins de carrières, de bassins de rétention d'eau, de mare tourbeuse, mares temporaires et mares permanentes, etc. (cf. ci-contre). Les mares connectées sur un réseau courant sont déconseillées, les cortèges y étant atypiques. Les espèces rhéophiles sont retirées du calcul de l'indicateur.



Diversité des pièces d'eau échantillonnées pour l'IcoCAM en Basse-Normandie (Photos : L. Picard)

Matériel nécessaire

- Troubleau (armature carrée en métal, ouverture 25 cm., manche bois 1 m., maille de filet de 800 microns ; doit être robuste !)
- Pincettes souples (plusieurs, car elles se perdent facilement sur le terrain !)
- Bac ou grille de tamisage (maille 5 mm., pratique pour les mares riches en matière organique et les tourbières)
- Calculatrice (optionnel, mais pratique pour le calcul du temps)
- Bac de tri de couleur claire (au moins 40 cm. de diamètre, et présentant des rebords élevés)
- Des flacons et étiquettes pour les collectes (+ mouchoirs en papier imbibés de dissolvant)
- Acétate (dissolvant vernis à ongle sans acétone)
- Appareil photo
- Passoire
- Décamètre
- Fiches de terrain (jointes à ce document)
- Chronomètre
- Gants (recommandé pour les phases de contact avec l'eau, surtout pour les mares avec présence de ragondins attestée)
- Un tabouret de terrain (optionnel, mais pratique pour le confort de tri)
- Cuissardes ou waders



Pour le matériel utilisé en contact avec l'eau (troubleau, bottes, etc.), il est recommandé d'appliquer les protocoles de désinfection pour éviter la propagation de certains agents pathogènes (ex : chytridiomycose) / ou au minimum, de bien faire sécher son matériel entre des mares prospectées sur des sites distants.



© Coulombel R.

Annexes

Annexe n°1 : Fiche de protocole terrain IcoCAM

Protocole d'échantillonnage

Etape 1 : photographier et faire un premier tour général de la mare et évaluer sa taille globale. Pour les mares complexes, il est conseillé de mesurer avec un décamètre et/ou de compartimenter le comptage par secteurs de mares.

Etape 2 : remplir la fiche descriptive de la mare (fiche jointe)

Etape 3 : remplir la fiche d'évaluation de l'échantillonnage (fiche jointe et encart ci-dessous). Il s'agit d'une étape fondamentale et complexe de l'échantillonnage de terrain.

Etape 4 : procéder à l'échantillonnage au troubleau suivant les modalités définies lors de l'étape 3. La technique du troubleau implique une action énergique en forme de 8 en évitant au maximum le contact avec le fond. Il convient d'être très vigilant sur les zones à prospecter pour respecter le milieu.

Etape 5 : déposer le matériel collecté dans le plateau et trier progressivement. Les coléoptères sont prélevés à la pince souple et directement mis dans le pot de collecte contenant un bout de mouchoir en papier préalablement imbibé d'acétate. Il n'est pas nécessaire de tout collecter mais il faut garder plusieurs individus par morphotype : de nombreuses espèces se ressemblent (en particulier les plus petites) et il faut multiplier les chances d'avoir des mâles plus simples à identifier. Un seul pot de collecte par mare est suffisant, sauf si une analyse plus fine par mésohabitats est envisagée (optionnel).

Etape 6 : compléter par 5 min. de prospection à la passoire en piétinant les abords présentant une faible lame d'eau ou exondé et en inspectant les supports annexes (bouts de bois, sous les pierres, etc.). Le temps consacré ne doit pas dépasser 5 minutes.

Etape 7 : noter toutes informations complémentaires sur les conditions de prospection et les espèces observées non prélevées (autres invertébrés, amphibiens, etc.).

Suite à la phase terrain, les spécimens sont identifiés à la loupe binoculaire (grossissement 40X à 60X), à l'aide des ouvrages de références et/ou collection de référence. Il est fréquent d'avoir recours à la dissection pour examiner les pièces génitales.



Photos : A. Hénon

Etapes 1, 2 et 3

Etape 4

Etape 5

Etape 3 (détails) :

A. Cartographier schématiquement la répartition des principaux mésohabitats présents dans la mare (dessins et/ou estimation à vue). Il ne s'agit pas de rechercher une précision absolue, mais bien d'approcher une estimation réaliste de la représentativité de chaque mésohabitat. La liste des mésohabitats est présentée dans la fiche de terrain insérée dans le document.

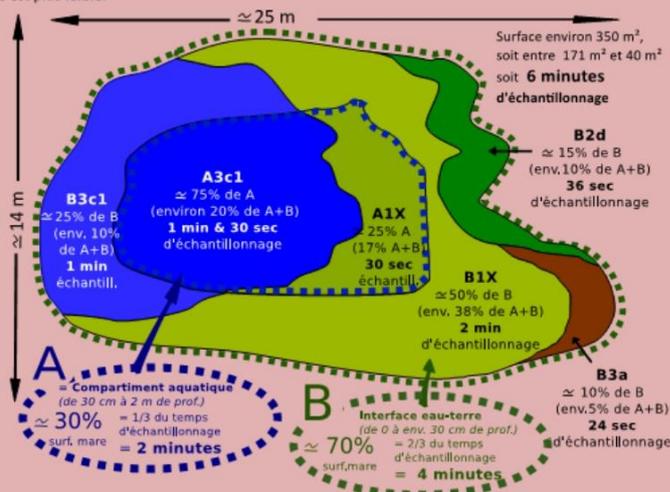
B. Définir le temps global de prospection en fonction de la taille de la pièce d'eau ; pour cela, se référer à la grille (feuille jointe).

C. Scinder en deux le temps global de prospection : 1/3 du temps pour le compartiment A (= compartiment aquatique, situé entre 30 cm. et 2 m. de profondeur) ; 2/3 du temps compartiment B (= interface eau-terre, située à peu près entre 0 et 30 cm. de profondeur). Cet élément méthodologique est préconisé car les coléoptères aquatiques sont plus abondants et diversifiés en particulier dans l'interface eau-terre, tandis que le compartiment aquatique est plus faible.

D. Evaluer la représentativité de l'interface aquatique (A) et de l'interface eau-terre (B) en %.

E. Attribuer le temps d'échantillonnage par mésohabitats, d'une part pour le compartiment aquatique (1/3 du temps) et d'autre part pour l'interface eau-terre (2/3 du temps), en fonction de leur représentativité surfacique pour chaque compartiment. C'est une phase complexe, réalisée approximativement et qui peut être facilitée par le recours à une calculatrice.

Application du calcul du temps d'échantillonnage à partir d'une mare théorique





© Coulombel R.

Annexes

Annexe n°1 : Fiche de protocole terrain IcoCAM

Principes du calcul de l'IcoCAM

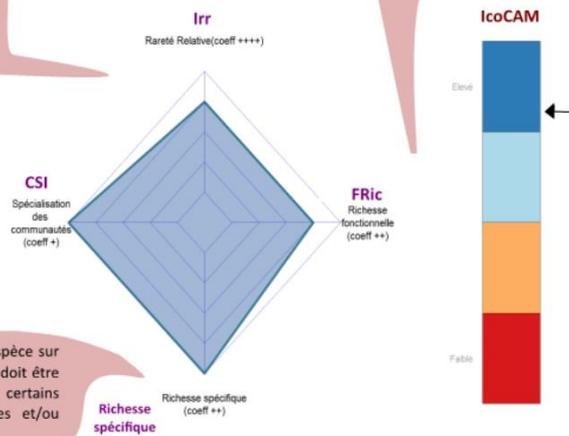
L'IcoCAM est un indicateur composite, constitué de quatre indices spécifiques. L'utilisation de plusieurs indicateurs permet d'analyser de manière complémentaire les différentes facettes de la biodiversité des mares. Les données d'échantillonnage sont transformées sous forme d'un tableau unique de présence/absence d'espèces par sites (approche qualitative). Les calculs des 4 indices, de l'indicateur final, ainsi que leur représentation graphique sont réalisés à partir d'un script élaboré sur le logiciel « R ».

L'Indice de rareté relative « Irr » (Leroy & al., 2012, 2013), intègre une approche multi-échelle de l'occurrence des espèces. Il se situe à 3 niveaux : régional (référentiel des mares étudiées), national (répartition française en 7 zones biogéographiques ; source : Queney, 2011), international (répartition européenne ; source : Fauna Europaea). Les espèces sont alors classées en fonction de leur rareté relative aux trois échelles. L'Irr nous renseigne sur la vulnérabilité des espèces à l'extinction, critère de conservation primordial.

La richesse fonctionnelle « FRic » (Villéger & al., 2008) est basée sur la prise en compte de 4 traits de vie proposés au niveau générique (Tachet & al., 2010) : Type de nourriture, Mode d'alimentation, Microhabitats préférés, Taille. La richesse fonctionnelle nous renseigne sur la complexité du fonctionnement de la mare via la diversité des traits de vie des genres de coléoptères aquatiques présents.

L'Indice de spécialisation des communautés « CSI » (Juliard & al., 2006) est basé sur l'analyse du référentiel des sites étudiés. La typologie actuelle reste élémentaire (littoral, boisements et landes, prairies, etc.) et devrait être améliorée. Le CSI nous renseigne sur les espèces spécialistes, plus sensibles aux perturbations du milieu.

La richesse spécifique correspond au nombre global d'espèce sur la mare. Il s'agit d'une mesure basique de biodiversité. Elle doit être associée à d'autres critères afin de ne pas être surcotée, certains sites hébergeant peu d'espèces mais parfois plus rares et/ou spécialisées.



Les 4 indices qui composent l'IcoCAM sont représentés dans l'espace par un graphique radar (répartition en 5 classes). Plus le graphique est déployé sur chaque axe, plus la mare présente un bon potentiel biologique. La mare étudiée est comparée aux mares « extrêmes » du référentiel (plus faible et plus fort potentiel).

Un deuxième graphique en barre présente le classement final par le calcul de l'IcoCAM (agrégation des 4 indices avec un poids plus important attribué à l'Irr, critère primordial de conservation), donnant une évaluation globale de la mare au sein du référentiel.

Comment utiliser l'IcoCAM ?

Cet indicateur a été élaboré pour aider les gestionnaires d'espaces naturels à affiner l'évaluation du potentiel biologique des mares de leur territoire en les comparant au sein d'un référentiel global. Il permet de les hiérarchiser entre elles, d'identifier des enjeux de conservation non uniquement associés aux amphibiens. Il peut permettre d'adapter les interventions de gestion envisagées (priorisation des sites d'intervention, suivi de création de mares, etc.). Il peut être répété dans le temps et considéré à l'échelle d'un réseau de mares.

Références bibliographiques :

Indermuehle N., Angélibert S. & Oertli B., 2000 - *IBEM : Indice de Biodiversité des Etangs et des Mares. Manuel d'utilisation*. Ecole d'ingénieurs HES de Lullier, Genève. 33 pp.
 Juliard R., Clavel J., Devictor V., Jiguet F. & Couvet D. 2006 - Spatial segregation of specialists and generalists in bird communities. - *Ecol. Lett.* 9: 1237-44.
 Leroy B., Pétilion J., Gallon R., Canard A. & Ysnel F., 2012 - Improving occurrence-based rarity metrics in conservation studies by including multiple rarity cut-off points. - *Insect Conserv. Divers.* 5: 159-168.
 Leroy B., Canard A. & Ysnel F., 2013 - Integrating multiple scales in rarity assessments of invertebrate taxa. - *Divers. Distrib.* 19: 794-803.
 Picard L. & Leroy B., 2015 - *Inventaire des coléoptères aquatiques des mares de Basse-Normandie en vue de l'application d'un indice biologique*. Rapport de synthèse 2011-2014. Rapport GREZIA pour le Conseil régional de Basse-Normandie, les Conseils généraux du Calvados, de la Manche et de l'Orne, et l'Agence de l'eau Seine-Normandie. 103 pp. + annexes.
 Queney P., 2004 (mise à jour 2011) - Liste taxonomique des Coléoptère "aquatiques" de la faune de France. *Le Coléoptériste*, 7 (3) supplément : 39 pp.
 Tachet H., Richoux P., Bournaud M. & Usseglio-Polatera P., 2010 - *Invertébrés d'eau douce. Systématique, biologie, écologie*. CNRS Editions : 607 pp.
 Villéger S. & al. 2008 - New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. - *Ecology* 89: 2290-2301.



© Coulombel R.

Annexes

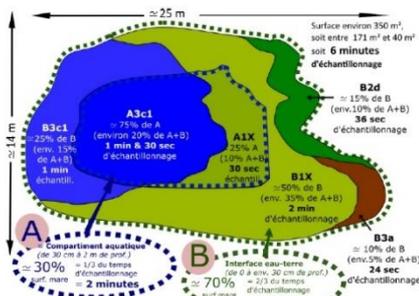
Annexe n°2 : Fiche d'échantillonnage de terrain IcoCAM

Rappel sur la méthodologie d'échantillonnage

- Etape 1 :** faire un premier tour général de la mare pour évaluer la taille de la pièce d'eau. Le recours à un décimètre peut être nécessaire pour évaluer la taille des mares complexes ou via une approche compartimentée de chaque secteur de la mare.
- Etape 2 :** remplir la fiche descriptive de la mare
- Etape 3 :** remplir la fiche d'évaluation de l'échantillonnage.
 - A. Cartographier schématiquement la répartition des principaux mésohabitats présents dans la mare (dessins et/ou estimation à vue). Il ne s'agit pas de rechercher une précision absolue, mais bien d'approcher une estimation réaliste de la représentativité de chaque mésohabitat.
 - B. Définir le temps global de prospection en fonction de la taille de la pièce d'eau ; pour cela, se référer à la grille.
 - C. Scinder en deux le temps global de prospection : 1/3 du temps pour le compartiment A (= compartiment aquatique, situé entre 30 cm. et 2 m. de profondeur) ; 2/3 du temps compartiment B (= interface eau-terre, située à peu près entre 0 et 30 cm. de profondeur). Cet élément méthodologique est préconisé car les coléoptères aquatiques sont plus abondants et diversifiés en particulier dans l'interface eau-terre, tandis que le compartiment aquatique est plus faible.
 - D. Evaluer la représentativité de l'interface aquatique (A) et de l'interface eau-terre (B) en %.
 - E. Attribuer le temps d'échantillonnage par mésohabitats, d'une part pour le compartiment aquatique (1/3 du temps) et d'autre part pour l'interface eau-terre (2/3 du temps), en fonction de leur représentativité surfacique pour chaque compartiment. C'est une phase complexe, réalisée approximativement et qui peut être facilitée par le recours à une calculatrice.
- Etape 4 :** procéder à l'échantillonnage au troubeau suivant les modalités définies lors de l'étape 3.
- Etape 5 :** déposer le matériel collecté au troubeau dans le plateau et trier progressivement. Les coléoptères sont prélevés à la pince souple et directement mis dans le pot de collecte contenant un bout de mouchoir en papier préalablement imbibé d'acétate. Il n'est pas nécessaire de tout collecter mais il faut garder plusieurs individus par morphotype. Un seul pot de collecte par mare est suffisant.
- Etape 6 :** compléter avec 5 minutes de prospection à la passoire autour de la mare, en piétinant les abords présentant une faible lame d'eau ou exondé et en inspectant les supports complémentaires (bouts de bois, sous les pierres, etc.).
- Etape 7 :** noter toutes informations complémentaires sur les conditions de prospection et les espèces observées non prélevées (autres invertébrés, amphibiens, etc.).

Surface pièce d'eau	Temps de prélèvements
< 50 m²	Pas de chronométrage. Prospection exhaustive
50 m² - 170 m²	5 minutes
171 m² - 400 m²	6 minutes
401 m² - 700 m²	7 minutes
701 m² - 1100 m²	8 minutes
1101 m² - 1600 m²	9 minutes
1601 m² - 2200 m²	10 minutes
2201 m² - 2900 m²	11 minutes
2901 m² - 3900 m²	12 minutes
3901 m² - 5000 m²	13 minutes
5001 m² - 6400 m²	14 minutes
6401 m² - 8000 m²	15 minutes
8001 m² - 10000 m²	16 minutes

Grille d'attribution du temps d'échantillonnage (source IBEM)



Exemple d'application de l'échantillonnage sur une mare théorique

Cette fiche a été réalisée par Lionel Picard, GRETA (2016) ; elle est inspirée de la fiche d'inventaire de terrain du PRAM Basse-Normandie, réalisée par Loïc Chéreau (CEN Basse-Normandie).



Fiche d'échantillonnage terrain IcoCAM

(Indicateur composite Coléoptères Aquatiques des Mares ; Picard & Leroy, 2015)

Date : Observateur(s) :

Identification mare (nom, numéro, pt GPS etc.) : N° dépt : .. ; Commune : .. ;

Lieu-dit : ; coord (si disponibles) : X = ; Y = (Système : ..)

Schéma descriptif de la mare (Photo O : oui ; N : non)

Légende

- Taille maxi : L = m I = m T* (si mesure) : ... C° pH (si mesure) : Salinité (si mesure) :
- Forme : ronde/ovale ; triangle ; carré / rectangle ; patatoïde ; complexe (digitée, « U ») ;
- Profondeur d'eau aujourd'hui : à sec / < 30cm / 30 - 60 cm / 60 - 100 cm / > 100 cm
- Profondeur d'eau maximale évaluée : < 30cm / 30 - 60 cm / 60 - 100 cm / > 100 cm
- Ombrage surface par ligneux (soleil au zénith) : 0% / < 25% / 25 - 50% / 50 - 75% / 75 - 99% / 100%
- Boisement / embroussaillage des abords : 0% / < 25% / 25 - 50% / 50 - 75% / 75 - 99% / 100%
- Berges en pente douce (% périmètre) : 0% / < 25% / 25 - 50% / 50 - 75% / 75 - 99% / 100%
- Stade d'évolution de la mare : 1 : pionnier (récemment curée, par exemple) / 2 : végétation enracinée avec eau libre / 3 : saturée à 100% de végétation herbacée enracinée / 4 : partiellement dissimulée sous ronces / ligneux / 5 : entièrement sous les ronces / ligneux
- Bourrelet de curage en haut de berge : non ; oui = % du périmètre
- Eau : trouble ; limpide Fond : portant ; non portant ; mixte ;
- Régime hydrologique : je présume ou je suis certain que : la mare est permanente ou temporaire
- Mare sur une source ou insérée sur écoulement : oui non
- Liaison avec le réseau hydrographique : écoulement actif en sortie / écoulement à sec en sortie / pas d'écoulement en sortie
- Topographie : plateau / plaine / versant / fond de vallée / littoral / autre :
- Contexte (plusieurs choix possibles en fonction de l'échelle et de la complexité du site) :
- falaises et rochers littoraux / arrière-littoral (dunaire) / tourbière et prairie tourbeuse / lande humide ou tourbeuse /
 - lande sèche ou mésophile / pelouses sèches et ourlets / haies / prairie mésophile / prairie humide / boisement feuillus /
 - saulaie marécageuse / gouille temporaire / boisement résineux / ripisylve et annexe fluviale / vergers / cultures /
 - complexes de marais / carrières / milieux urbanisés / bassins artificiels (annexe routière, etc.) / ornières / fossés /
 - autres (précision) :



© Coulombel R.

Annexes

Annexe n°2 : Fiche d'échantillonnage de terrain IcoCAM

Matérialisation d'interdiction d'accès à la parcelle (panneau, grillage...): oui non

Distance de la voie publique la plus proche (approximation): mètres

Usage principal de la mare (plusieurs choix possibles): abreuvement direct / abreuvement indirect / collecte ruissellement / incendie / pêche / chasse / ornemental / biodiversité/patrimoine / abandonné / pédagogique / ne sais pas

Contexte foncier: public / privé / ne sais pas / Détails:

Surpiétinement des abords: intense et total localisé faible à nul

Conditions d'échantillonnage de la pièce d'eau (accès, pratique du trouleau, etc.): facile / moyenne / difficile (préciser):

Information sur la gestion et historique de la pièce d'eau:

Indésirables: aucun / déchets / reblais / autres (préciser):

Espèces invasives: ne sais pas / non / oui (préciser):

Poisson: ne sais pas / non / oui (préciser):

Amphibiens: ne sais pas / non / oui (préciser):

Coléoptères aquatiques non collectés (grandes espèces déterminables sur le terrain):

Invertébrés (autres que coléoptères aquatiques):

Espèces végétales remarquables:

Densité relative en invertébrés (estimation subjective après échantillonnage, demande un peu d'expérience): très faible / faible / moyenne / élevée / très élevée

		% Mésot	Tps d'échantill
A. Mésohabitats du compartiment aquatique (2 m à 30 cm de profondeur)		RSA =	TEA =
A1	1. Hydrophytes		
a. Submergée (A1a)	A1a1 feuilles laciniées (ex: <i>Myriophyllum</i> sp., <i>Utricularia</i> sp., <i>Ceratophyllum</i> sp., <i>Ranunculus</i> sp.) et/ou feuilles filiformes (ex: <i>Potamogeton pectinatus</i> , <i>P. pectinatus</i> , <i>Zarnichella palustris</i>) et/ou larges feuilles entières (ex: <i>Potamogeton crispus</i> , <i>P. lucens</i> , <i>P. perfoliatus</i>) et/ou petites feuilles entières (ex: <i>Elodea</i> sp.) A1a2 Characées (toutes espèces) A1a3 A1a4		
b. Feuilles flottantes (A1b)	A1b1 larges feuilles (ex: <i>Najas</i> sp., <i>Trapa natans</i> , <i>Hydrocharis</i> sp., <i>Potamogeton natans</i> , <i>Polygonum</i> sp.) A1b2 petites feuilles (ex: <i>Lentilles d'eau</i>)		
c. Mousses et sphaignes	A1c		
d. Algues filamenteuses	A1d		
e. Autres hydrophytes	A1e (ex: <i>Marsilea trifoliata</i> , etc.)		
X. Imbriquée / indéfinie	A1X x. Végétation hydrophyte fortement imbriquée ou indéterminée		
A2	2. Hélophytes		
a. Rosellères	A2a (ex: <i>Phragmites australis</i> , <i>Typha</i> sp.)		
b. Grands Scirpes	A2b (ex: <i>Scirpus lacustris</i> , etc.)		
c. Carexales	A2c (ex: <i>Carex elata</i> , etc.)		
d. Petits hélophytes	A2d (ex: <i>Alisma</i> sp., <i>Eleocharis</i> sp., <i>Peltis Scirpus</i> sp., <i>Juncus</i> sp.)		
e. Autres hélophytes	A2e (ex: <i>Glyceria</i> sp.)		
X. Imbriquée / indéfinie	A2X x. Végétation hélophyte fortement imbriquée ou indéterminée		
A12. Hydrophytes / Hélophytes	A12/A2X Végétation hydrophyte et hélophyte fortement imbriquée ou indéterminée.		
A3	3. Autres habitats (fonds et surface sur eau libre)		
a. Fond sur MO	A3a Fond sur accumulation de particules de matière organique de grande taille (ex: feuilles mortes, débris végétaux...)		
b. Fond sur sédiments fins	A3b Fond sur sédiments organiques fins (ex: vases et terres détreuées)		
c. Fond sur substrat minéral	A3c1 meuble (ex: sables, graviers) A3c2 solide (ex: cailloux, blocs...) A3c3 artificiel (ex: dalle béton, etc.)		
d. Fond et surface avec ligneux	A3d Racines de ligneux, branchages dans l'eau, flottants ou immergés		
X. Fond mixte ou indéterminé	A3X		
B. Mésohabitats de l'interface eau-terre (de 30 cm de profondeur à la berge)		RSB =	TEB =
B1	1. Hydrophytes		
a. Submergées (B1a)	B1a1 Tige type (cf. A1a) B1a2 B1a3 B1a4 Characées (toutes espèces) B1a5		
b. Feuilles flottantes (B1b)	B1b1 larges feuilles (ex: <i>Najas</i> sp., <i>Trapa natans</i> , <i>Hydrocharis</i> sp., <i>Potamogeton natans</i> , <i>Polygonum</i> sp.) B1b2 petites feuilles (ex: <i>Lentilles d'eau</i>)		
c. Mousses et sphaignes	B1c		
d. Algues filamenteuses	B1d		
e. Autres hydrophytes	B1e (ex: <i>Marsilea trifoliata</i> , etc.)		
X. Imbriquée / indéfinie	B1X x. Végétation hydrophyte fortement imbriquée ou indéterminée		
B2	2. Hélophytes		
a. Rosellères	B2a (ex: <i>Phragmites australis</i> , <i>Typha</i> sp.)		
b. Grands Scirpes	B2b (ex: <i>Scirpus lacustris</i> , etc.)		
c. Carexales	B2c (ex: <i>Carex elata</i> , etc.)		
d. Petits hélophytes	B2d (ex: <i>Alisma</i> sp., <i>Eleocharis</i> sp., <i>Peltis Scirpus</i> sp., <i>Juncus</i> sp.)		
e. Autres hélophytes	B2e (ex: <i>Glyceria</i> sp.)		
X. Imbriquée / indéfinie	B2X x. Végétation hélophyte fortement imbriquée ou indéterminée		
B12. Hydrophytes / Hélophytes	B12/B2X Végétation hydrophyte et hélophyte fortement imbriquée ou indéterminée.		
A3	3. Autres habitats (Berges et fonds sur eau libre)		
a. Berges et fonds sur MO	B3a Berges et fonds sur accumulation de particules de matière organique de grande taille (ex: feuilles mortes, débris végétaux...)		
b. Berges et fonds sur sédiments fins	B3b Berges et fonds sur sédiments organiques fins (ex: vases et terres détreuées)		
c. Berges et fonds sur substrat minéral	B3c1 meuble (ex: sables, graviers) B3c2 solide (ex: cailloux, blocs...) B3c3 artificiel (ex: dalle béton, etc.)		
d. Berges et fonds avec ligneux	B3d Racines de ligneux, branchages dans l'eau, flottants ou immergés		
X. Fond mixte ou indéterminé	B3X		

Calcul du temps d'échantillonnage (à faire à l'aide du tableau ci-contre)

1. Remplissez le tableau:

Taille de la mare (en date de la prospection) =

TEG (Temps d'échantillonnage global; cf grille), en minute =

RSA (Représentativité du compartiment A en % surface de la pièce d'eau) =

TEA (Temps échantillonnage A), en minute et seconde = 1/3 TEG = ±

RSB (Représentativité du compartiment B en % surface de la pièce d'eau) =

TEB (Temps échantillonnage B), en minute et seconde = 2/3 TEG = ±

Ex: la pièce d'eau à étudier fait 1650 m² de surface. Le compartiment A occupe 20% de la mare et le B occupe donc 80%. La grille propose un échantillonnage de 10 minutes, donc TEG = 10. Le temps d'échantillonnage pour A sera du tiers, soit environ 3 minutes et 30 secondes; et pour B, 6 minutes et 30 secondes.

2. Reporter ensuite ces valeurs dans le tableau:

Col1 correspond au pourcentage réel de chaque mésohabitat dans la pièce d'eau (compartiments A et B compris)
Ex: le compartiment A représente 20% de la surface de la mare (RSA), au sein duquel A1a2 représente 5% et A3c1 représente 15%; le compartiment B (RSB) représente 80% de la pièce d'eau avec 70% de B2d et 10% de B3b

Col2 correspond au pourcentage de chaque mésohabitat reporté à une valeur de 100 de chaque compartiment respectif dans la pièce d'eau (compartiments A et B compris)
Ex: le compartiment A est reporté à 100%, donc A1a2 représente 25% et A3c1 représente 75%; 1 e compartiment B est également reporté à 100% donc B2d représente environ 88% et B3b 12%

Col3 correspond au report du temps d'échantillonnage pour chaque mésohabitat en rapport avec Col2 (minute et seconde)
Ex: ainsi pour A, il faudra effectuer 25% du temps attribué pour A1a2, soit 25% de 3 minutes 30 secondes, soit 52 secondes environ et pour A3c1, 75% du temps attribué soit environ 2 minutes et 38 secondes. Idem pour B.



L'Agence Régionale de la Biodiversité Hauts-de-France a pour objectif de fédérer les énergies au travers d'une organisation partenariale forte. Cœur de réseau, elle favorise une appropriation des enjeux de la biodiversité solide, apporte son soutien à la capacité d'ingénierie des acteurs publics et privés des territoires et mène une communication au plus près des acteurs et des citoyens.

BIMH- BAP est une action de l'ARB dont les membres fondateurs sont :

