Conséquences des travaux d'entretien du lit de la Loire sur plusieurs composantes de la biodiversité au sein de la mosaïque des îles de Mareau-aux-Prés (Loiret).

Marc Villar

▶ **To cite this version:**

Marc Villar. Conséquences des travaux d'entretien du lit de la Loire sur plusieurs composantes de la biodiversité au sein de la mosaïque des îles de Mareau-aux-Prés (Loiret).. [Contrat] Etablissement public Loire. 2015. hal-01602296

HAL Id: hal-01602296
https://hal.science/hal-01602296

Submitted on 5 Jun 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Distributed under a Creative Commons Attribution - ShareAlike 4.0 International License

‘BioMareau’ :

Conséquences des travaux d'entretien du lit de la Loire sur plusieurs composantes de la biodiversité au sein de la mosaïque des îles de Mareau-aux-prés (Loiret).

Compte-rendu scientifique final
(juillet 2012-juin 2015)

Programme FEDER N° PRESAGE 37729
Etablissement Public Loire (*Financement Région Centre*) N° 12DR-RD27

Marc Villar
INRA Val de Loire, site d’Orléans
UR 0588 Amélioration, Génétique et Physiologie Forestières
2163 Avenue de la Pomme de Pin
CS 40001 Ardon
45075 Orléans Cedex 2

30 Juin 2015

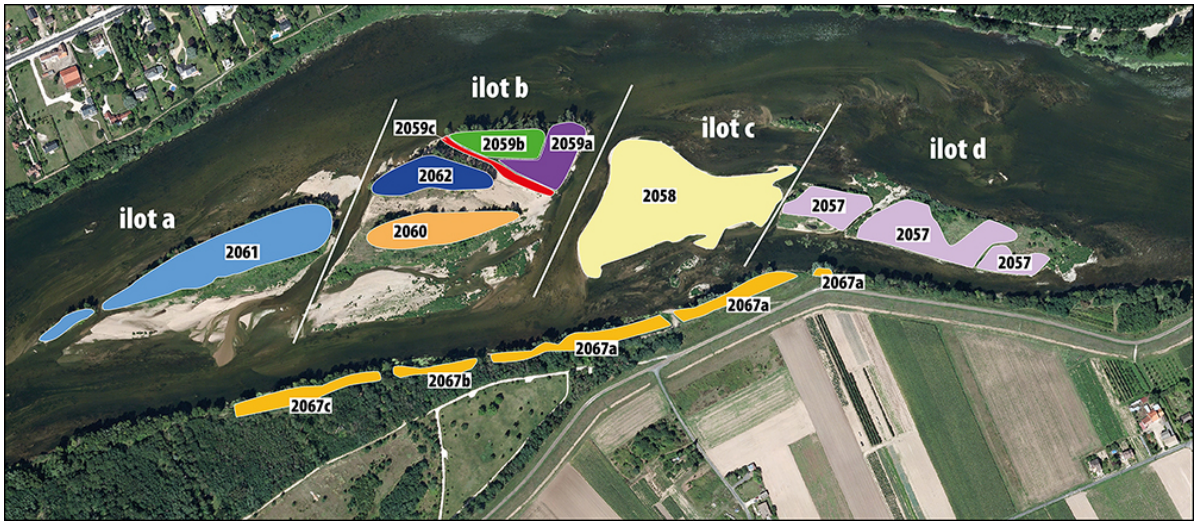
Contexte, problématique et objectif de l'étude

Sur la Loire, des travaux d'entretien et de restauration du lit sont réalisés dans l'objectif de maintenir la capacité d'écoulement du fleuve et d'éviter la réduction de sa section active (fermeture de bars morts, naissance d'îles). La Loire dans le département du Loiret n'échappe pas à ces travaux d'entretien et le Pôle Loire (DDT45) a fait part en 2011 aux gestionnaires de la RNN de St-Mesmin du projet de dévégétalisation d'un îlot central de la mosaïque d'iles de Mareau-aux-prés (inclus dans cette RNN). Or cette zone très précise fait l'objet depuis 2007 d'études de génétique (Salicacées, *Populus nigra*) et d'interaction végétation ligneuse/sédiments depuis 2007. Après discussion avec les gestionnaires et les décideurs, le projet scientifique 'BioMareau' autour de cette action anthropique sur le réservoir de biodiversité de cette mosaïque d'îles a vu le jour. L'objectif de ce projet est de mesurer les conséquences de ces travaux sur quatre communautés représentatives et interconnectées de la biodiversité ligérienne (flore vasculaire, oiseaux des grèves, insectes coléoptères Carabidae et castor).

Présentation du site

Ces îles de Mareau-aux-prés sont situées dans le département du Loiret, en aval d'Orléans et incluses dans la RNN de St-Mesmin : elles constituent une mosaïque de quatre îlots (identifiés de a à d) et d'écotopes d'âge différents : (i) la partie ancienne (écotopes 2059a et 2059b de l'ilot b), qui correspond actuellement à une forêt de bois dur (Chênes, Noyers …) (ii) la partie en aval qui correspond à des ripisylves matures de peupliers noirs (15-25 ans, écotopes 2059c, 2060, 2062 de l'illot b et écotope 2061 de l'ilot a), (iii) la partie centrale (ilot c), qui correspond à une barre sédimentaire végétalisée par du peuplier noir depuis 2004 et (iv) la partie en amont (ilot d) correspondant à une prairie à chiendent, largement colonisée par le peuplier noir et l'érable negundo. Ces différents ilots et écotopes, d'âges variés (de plus de 50 ans à 8 ans) présentent une diversité biologique remarquable, construite autour d'un assemblage de communautés faunistiques et floristiques.

Les différentes zones : ilots et écotopes (ou unités écologiques) sont précisées dans cette figure. Ces sept écotopes (ou unités écologiques) ont été définis dans une précédente étude (Projet ISS LOIRE 2008) selon une classification établie par Cornier (2002).



Introduction

La décision finale du financement du projet 'BioMareau' par le Préfet de la Région Centre a été signée le 29 août 2012. Le projet a débuté officiellement le 1er juillet 2012.

Le projet est articulé autour de quatre tâches structurantes :

Tâche 1. Inventaire, cartographie et dynamique de recolonisation de la végétation herbacée, arbustive et arborescente.

Coordination S. Greulich CITERES, partenaires : IRSTEA, INRA AGPF

Action 1.1 : Cartographie des communautés végétales
Action 1.2 : Suivi des communautés végétales sur un réseau de placettes
Action 1.3 : Echantillonnage de la banque de graines du substrat
Action 1.4 : Echantillonnage du dépôt fluvial des diaspores
Action 1.5 : Etude de la composition génétique et de la microstructuration spatiale des populations de Salicacées

Tâche 2. Inventaire, cartographie et dynamique de recolonisation des Coléoptères Carabidae.

Coordination S. Augustin INRA URZF, partenaires : IRSTEA, Entomotec, CBGP

Action 2.1 : Etude des assemblages et de la variabilité de cet assemblage dans l'espace et dans le temps des Carabidae présents sur l'île avant perturbation par les travaux.
Action 2.2 : Etude des assemblages successifs au cours de la colonisation de l'île et comparaison avec les assemblages avant perturbation par les travaux. Comparaison avec les habitats sources sur les berges.

Tâche 3. Inventaire, cartographie et dynamique de recolonisation par les oiseaux des grèves.

Coordination M. Chantereau LNE

Etude de la recolonisation par deux espèces de Sternes et petit Gravelot. Détermination et quantification (nombre de couples) des espèces d'oiseaux se reproduisant sur l'île avant les travaux. Détermination des espèces susceptibles de se reproduire sur le substrat pionnier après les travaux. Evaluation du succès de la reproduction de ces espèces. Mesure de l'évolution des effectifs au fil des années en lien avec le développement de la végétation.

Tâche 4. Etude du report de la consommation ligneuse par les castors.

Coordination M. Villar INRA AGPF

Etude du report de la prédation du castor sur la végétation rivulaire suite à la destruction de son site de nourrissage

A ces quatre tâches structurantes sont adossées deux taches transversales :

Tâche transversale A. Géoréférencement et cartographies.

Etude de la remobilisation des sédiments post-travaux de dévégétalisation / reprofilage

Coordination S. Rodrigues GéHCO Tours

Tâche transversale B. Coordination, gestion projet et valorisation.

Coordination M. Villar INRA AGPF et l'ensemble des partenaires

Tâche 1. Inventaire, cartographie et dynamique de recolonisation de la végétation herbacée, arbustive et arborescente.
Coordination S. Greulich CITERES, partenaires : IRSTEA, INRA AGPF

Action 1.1 : Cartographie des communautés végétales

Page 5

Action 1.2 : Suivi des communautés végétales sur un réseau de placettes
Action 1.3 : Echantillonnage de la banque de graines du substrat
Action 1.4 : Echantillonnage du dépôt fluvial des diaspores

Page 73

Action 1.5 : Etude de la composition génétique et de la microstructuration spatiale des populations de Salicacées

Page 95

Tâche 2. Inventaire, cartographie et dynamique de recolonisation des Coléoptères Carabidae.
Coordination S. Augustin INRA URZF, partenaires : IRSTEA, Entomotec, CBGP

Page 110

Tâche 3. Inventaire, cartographie et dynamique de recolonisation par les oiseaux des grèves.
Coordination M. Chantereau LNE

Page 157

Tâche 4. Etude du report de la consommation ligneuse par les castors.
Coordination M. Villar INRA AGPF

Page 166

A ces quatre tâches structurantes sont adossées deux taches transversales :

Tâche transversale A. Géoréférencement et cartographies.
Coordination S. Rodrigues GéHCO Tours

Page 180

Conclusions et perspectives / Premier bilan pour les gestionnaires

Page 189

Tâche transversale B. Coordination, gestion projet et valorisation.
Coordination M. Villar INRA AGPF et l'ensemble des partenaires

Page 190

Tâche 1 : Inventaire, cartographie et dynamique de recolonisation de la végétation herbacée, arbustive et arborescente

Contribution IRSTEA à l'action 1.1 : cartographie des communautés végétales

1 - Introduction

2 - Reconstitution de l'historique de l'île de Mareau

- 2.1 - Évolution de l'île de Mareau entre 1830 et 2010
- 2.2 - Différences entre les îlots
- 2.3 - Évolution de l'île de Mareau entre 2010 et 2013
- 2.4 - Conclusion sur l'historique de l'île de Mareau

3 - Cartographie des types de végétation

- 3.1 - Méthode d'échantillonnage
- 3.2 - Retour d'expérience, difficultés et inflexions méthodologiques
- 3.3 - Harmonisation et regroupement des types de végétation
- 3.4 - Restitution de la cartographie des types de végétation
- 3.5 - Perspectives pour la cartographie automatique des types de végétation
- 3.6 - Conclusion sur la cartographie des types de végétation

4 - Cartographie du peuplier noir et de l'érable négundo

- 4.1 - Carte des couverts du peuplier noir et de l'érable négundo
- 4.2 - Abondance des deux essences suivant les îlots
- 4.3 - Abondance des deux essences suivant les types de végétation
- 4.4 - Essai de positionnement des deux essences dans la dynamique forestière
- 4.5 - Conclusion sur la place respective du peuplier noir et de l'érable négundo

5 - Inventaire floristique des différents îlots et des berges

- 5.1 - Aspects méthodologiques
- 5.2 - Résultats généraux sur le fond floristique
- 5.3 - Comparaison des trois années : 2012, 2013 et 2014
- 5.4 - Comparaison des six entités : îlots C, A, D, B-sud, B-nord et berge-sud
- 5.5 - Comparaison des îlots et des berges
- 5.6 - Reconstitution des cortèges floristiques suite à l'arasement de l'îlot C
- 5.7 - Conclusion sur les inventaires floristiques des îlots et des berges

1 - INTRODUCTION

Cette partie du projet consiste d'une part à cartographier les types de végétation et d'autre part à réaliser l'inventaire floristique le plus exhaustif possible du complexe d'îles de Mareau (nous parlerons alors de l'île de Mareau), en différenciant les îlots qui le composent. Une attention particulière est portée à l'îlot central C qui a été arasé en septembre 2012.

Les résultats qui suivent s'articuleront en quatre parties distinctes :

- une reconstitution historique de l'évolution de l'île de Mareau à partir de cartes anciennes et de photos aériennes ;
- la cartographie proprement dite des types de végétation sur l'ensemble de l'île ;
- l'évaluation de l'abondance et de la répartition des deux essences d'arbres prépondérantes dans la dynamique de la végétation : le peuplier noir et l'érable négundo ;
- l'inventaire floristique des différents îlots et des berges (échelle de l'écocomplexe), en portant une attention particulière aux espèces patrimoniales et invasives.

2 - RECONSTITUTION DE L'HISTORIQUE DE L'ÎLE DE MAREAU

Nous avons pu reconstituer l'historique de l'île de Mareau en remontant le temps. Pour cela, nous avons utilisé successivement les orthophotos IGN de 2010 et 2006, les photos aériennes IGN de 1989, 1983, 1967, 1953, 1948 et la carte d'État-major vers 1830. Ces documents sont accessibles depuis le site Internet Géoportail (consultation 2013). Le contour des îlots délimités sur la photo aérienne de 2010 a été reporté sur les photos plus anciennes afin d'en visualiser l'évolution. Faute de documents plus anciens, les investigations photographiques n'ont pas pu remonter le temps au-delà de 1949. Par ailleurs, d'autres prises de vues en période de crue n'ont pas été utilisées.

2.1 - Évolution de l'île de Mareau entre 1830 et 2010

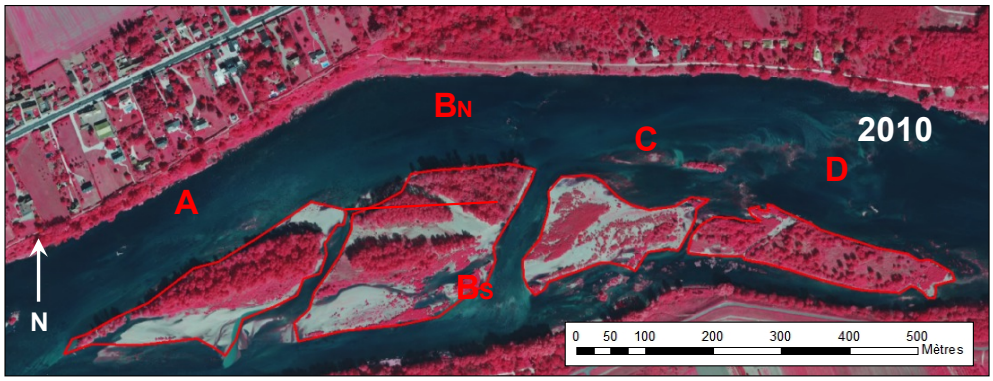
La Figure 1 synthétise l'évolution de l'île de Mareau depuis 1830. En premier lieu, nous constatons que l'île existait déjà en son emplacement à peu près actuel vers 1830, avec un figuré de grève. Nous pouvons donc la qualifier d'**île ancienne mais non de forêt ancienne** (Dupouey *et al*., 2002[1]). Entre 1948 et 2010, l'agencement des îlots a grandement évolué. Nous pouvons distinguer deux périodes :

- avant 1967 où l'île était plutôt massive et séparée d'une grande grève de berge au sud-ouest ;
- après 1967 où, à la faveur de l'augmentation du nombre de chenaux, les îlots ont commencé à se constituer par coupure de l'île initiale et par détachement de la grande grève de la berge.

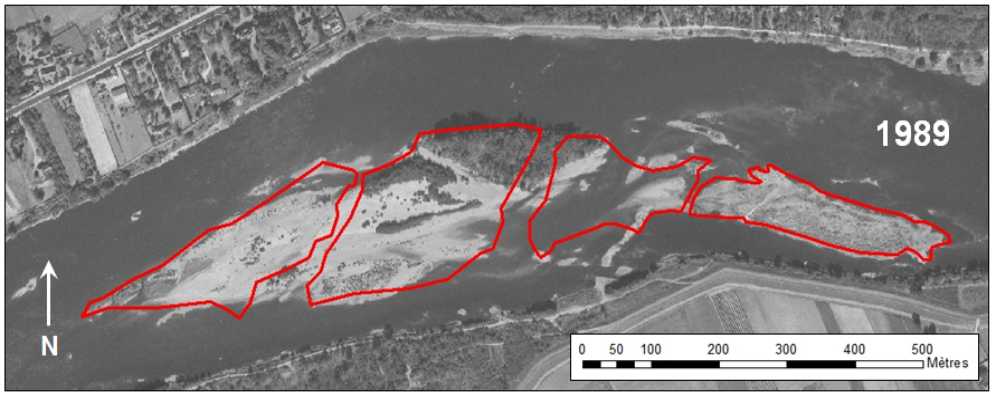
Par ailleurs, l'île initiale (dont sa partie forestière), s'est érodée au nord-est. En conséquence, la couverture forestière est à son minimum en 1983 et à son maximum en 2010, alors même que ne subsiste actuellement qu'une infime partie de la forêt de l'île de 1948, en grande partie détruite par le déplacement des chenaux entre 1967 et 1983.

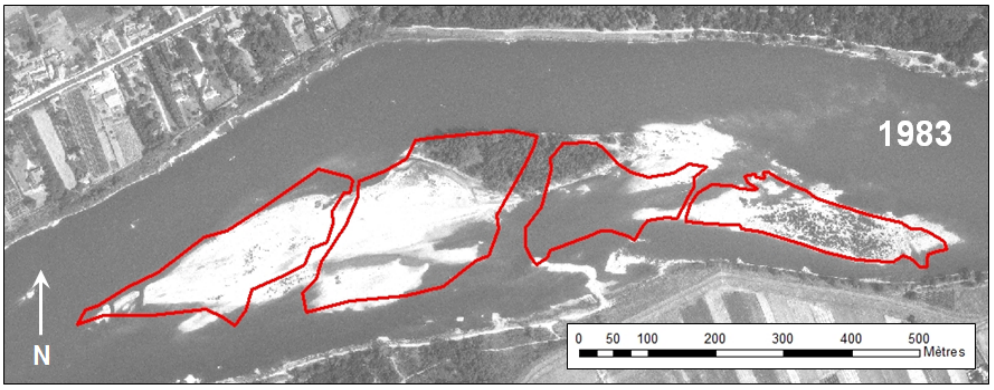
Ce rétrospectif historique montre que l'évolution du contour des îlots qui composent l'île de Mareau est à la fois rapide et complexe, ce qui laisse prévoir une évolution spatiale et quantitative des habitats extrêmement rapide, probablement perceptible à l'échelle de la durée du projet.

[1] *Selon Dupouey et al. (2002), l'île aurait dû comporter de la forêt en 1830 pour être considérée comme une forêt ancienne.*


BN
C
2010
D
A
BS
N
0 50 100 200 300 400 500
Mètres

2006
0 50 100 200 300 400 500
Mètres


1989
N
0 50 100 200 300 400 500
Mètres


1983
N
0 50 100 200 300 400 500
Mètres

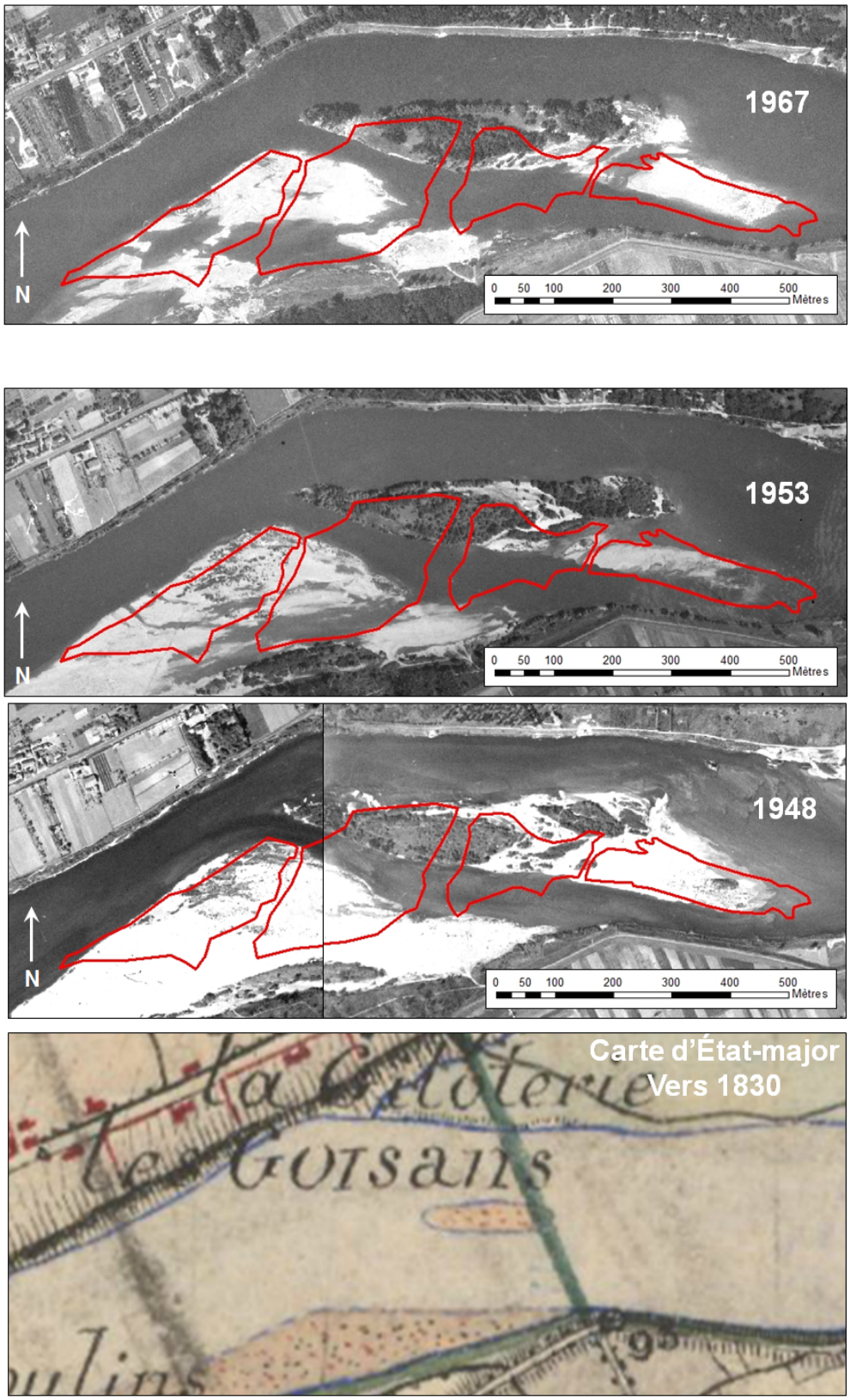


Fig. 1 : Évolution du contour de l'île de Mareau entre 1948 et 2010 et extrait de la carte d'État-major vers 1830. Les tracés rouges correspondent au contour des îlots de 2010. Quatre îlots (A, B, C et D) sont identifiés et nommés sur l'orthophoto infrarouge couleur de 2010.

Les deux photographies de la Figure 2 résument l'évolution entre 1948 et 2010, en identifiant les chenaux (en bleu) dont l'importance est proportionnelle à leur épaisseur. Sur la photo de 2010, la relique boisée au nord-est de l'îlot B actuel est figurée en jaune. Nos prospections de terrain de 2012, 2013 et 2014 montrent que l'érosion de cette relique se poursuit.

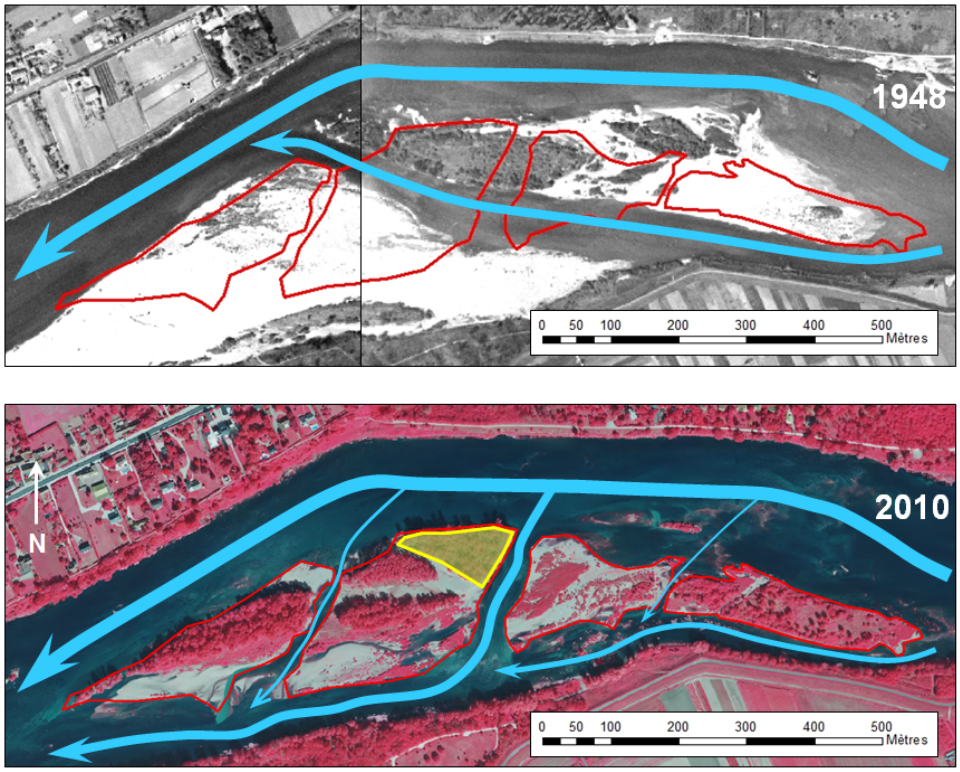


Fig. 2 : Tracé des chenaux, selon leur puissance estimée en 1948 et 2010 (flèches bleues) et délimitation de la relique forestière toujours existante (hachuré jaune sur l'orthophoto infrarouge couleur de 2010).

2.2 - Différences entre les îlots

La photographie de 2010 (*cf.* Figure 1) délimite les quatre îlots contemporains, nommés A, B, C et D. Comme l'îlot B a une superficie double des autres, nous l'avons scindé en deux, au niveau de la partie sud du chenal rectiligne E/W, ce qui distingue désormais B-nord de B-sud. Le Tableau 1 tente de mettre en avant les principales différences entre îlots et intègre les données sur les travaux d'entretien réalisés par la DDE pendant les deux dernières décennies.

Tab. 1 : Particularités des 5 îlots qui composent l'île de Mareau.

	A (aval)	B-sud	B-nord	C (arasé en 2012)	D (amont)
Apparition îlot (grève ou forêt) **pour au moins 50 % du contour de 2010**	avant 1948	avant 1948	avant 1948	vers 1995-2000	avant 1948
Présence de forêt sur au moins 10-20 % de l'îlot et en continu depuis au moins :	vers 1995	vers 1995	avant 1948	vers 2008	vers 1975
Travaux récents	néant	Néant mais au contact des travaux réalisés au sud de l'îlot B-nord	En 2003, coupe des arbres et nivellement (avec évacuation en grande Loire) du chenal E/W au sud de l'îlot (au contact de l'îlot B-sud) toujours visible. Nivellement du bras ensablé orienté SE/NW longeant la partie SW de la vieille île (toujours visible). Surface de l'îlot affectée d'environ 30%.	néant avant l'arasement quasi-total en 2012	Vers 1995, coupe et brûlage de l'ensemble des arbres (peuplier noir et érable négundo). Pas de nivellement.

Ainsi, il ressort que l'îlot C est le plus récent pour partie à l'emplacement de l'ancienne île ; cette dernière y a été quasi-totalement détruite par le grand chenal visible sur la photo de 1989. C'est ensuite que l'îlot s'est installé, bien visible dans son contour et en état presque exclusif de grèves en

2006. En 2010, la forêt a gagné et est devenue suffisamment couvrante en 2012 pour nécessiter des travaux visant à rétablir la circulation de l'eau en son emplacement. Ces données donnent une idée de la rapidité d'installation d'un couvert forestier perceptible sur au moins 10-20 % de la surface, une fois les grèves installées, ici sur une période de 3 à 5 ans.

Les 4 autres îlots se sont maintenus à l'état terrestre sur au moins 50 % de leur surface depuis 1948. Le plus mature est l'îlot B-nord qui a toujours compté au moins 10 à 20 % de forêt sur la relique de l'ancienne île, c'est-à-dire depuis au moins 1948.

Les 3 autres îlots occupent des situations intermédiaires. Ils ont pour point commun d'avoir été à l'état de grèves entre 1948 et 1975, époque à partir de laquelle l'îlot D commence à se boiser. Cet îlot à la particularité d'avoir eu le contour le plus stable au cours du temps et de compter très peu de grèves en 2010. Par ailleurs, il est en amont du seuil calcaire qui le sépare de l'îlot C suivant une orientation NE/SW visible sur l'orthophoto de 2006.

Des deux autres îlots, A se distingue par sa partie nord relativement stable au contact du chenal principal, alors que l'îlot B-sud est régulièrement entaillé par des chenaux instables dans le temps. Cependant, le développement de la forêt y a été plus précoce dans sa partie nord, au contact de l'îlot B-nord.

2.3 - Évolution de l'île de Mareau entre 2010 et 2013

La Figure 3 permet d'avoir une idée de l'évolution du contour des îlots sur une durée similaire et proche de celle du projet. L'orthophoto de 2010 est prise à l'étiage, et celle de 2013, avec un niveau d'eau plus élevé[2].

Sur la photo de 2013, nous constatons que des bancs de sable se sont accumulés à l'emplacement de l'îlot C en 2010, avec cependant un certain ripage vers le sud-ouest. Une fois prises en compte les différences de niveau d'eau, les autres îlots ont conservé leurs contours. Nous constatons toutefois que la forêt à bois durs de la partie est de l'îlot B-nord a été rognée sur une bande de 10 à 15 m de largeur. Ce phénomène n'est pas nouveau puisque entre 2000 (photo en crue non présentée) et 2010 la forêt a été rognée de 60 m au nord-est et de 20 m au sud-est de l'îlot B-nord. Globalement, la partie est de l'îlot B-nord s'érode d'environ 4 m par an, ce qui laisse penser que la partie relictuelle à bois durs de l'île de Mareau n'existera plus dans 40 ans et qu'il en sera de même pour le terrier-hutte principal des castors dans 20 ans.

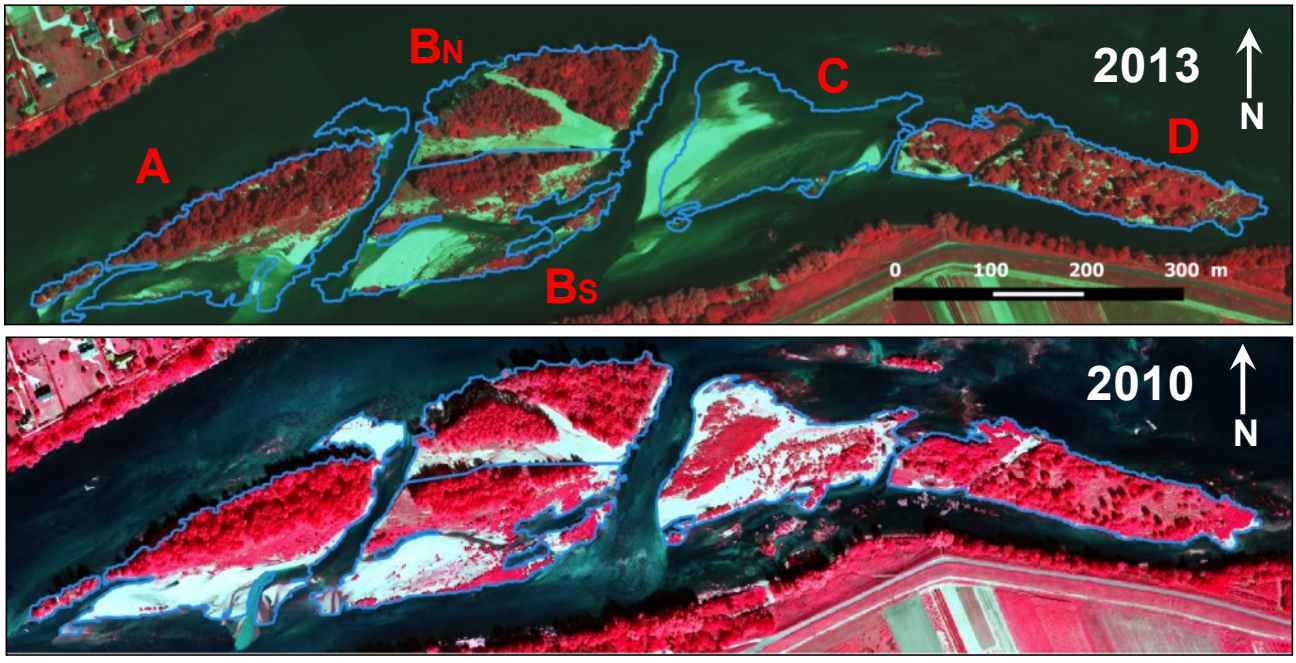


Fig. 3 : Comparaison des orthophotos infrarouge couleur de 2010 (avant travaux DDT) et 2013 (après travaux DDT). Les tracés bleus correspondent aux contours détaillés des cinq îlots en 2010.

[2] *Prise de vue réalisée sur le département du Loiret entre le 6 et 9 juillet 2013, pour un niveau d'eau d'environ - 20 à - 30 cm au Pont d'Orléans alors que l'étiage est à une cote d'environ - 100 cm.*

2.4 - Conclusion sur l'historique de l'île de Mareau

La prise en compte des cartes et photographies aériennes plus ou moins anciennes, intégrées à un SIG (système d'information géographique), a permis de comprendre la dynamique d'agencement des îlots actuels. Les informations portent sur l'identification des zones préférentielles d'érosion et d'accumulation de sédiments mais aussi sur la durée d'installation de la forêt à bois tendre. Les informations complémentaires sur les travaux réalisés par la DDE puis la DDT sont aussi utiles à prendre en compte car ceux-ci créent des ruptures spatio-temporelles dans la dynamique de maturation des écosystèmes étudiés.

Il apparait que l'étude des cartes, photos et informations historiques, constitue un préalable utile pour analyser la pertinence des travaux visant à améliorer la circulation de l'eau, mais aussi une source d'informations à ne pas négliger pour la compréhension et la gestion des écosystèmes ligériens insulaires. Ces informations présentent désormais l'avantage d'être facilement accessibles à moindre coût et facilement intégrables dans un SIG.

3 - CARTOGRAPHIE DES TYPES DE VÉGÉTATION

L'objectif principal de cette partie est de restituer la cartographie des types de végétation terrestre suivant la clé de Cornier (2003). Outre le fait que cette cartographie permettra de mieux cerner les caractéristiques de chacun des 5 îlots, les données élémentaires en fichier SIG sont utilisables pour les autres composantes du projet. De ce fait, cette cartographie peut aussi être considérée comme une action transversale du projet BioMareau.

Par ailleurs, d'autres données ont été récoltées suivant les années, comme les couverts de végétation, de surface en eau, des deux essences d'arbres principales (le peuplier noir et l'érable négundo). Ces données ont permis d'affiner le diagnostic cartographique mais aussi d'étudier la place respective du peuplier noir (espèce patrimoniale) et de l'érable négundo (espèce invasive) qui sont les deux essences structurantes de la dynamique forestière sur l'île de Mareau.

3.1 - Méthode d'échantillonnage

Chaque année, la cartographie des types de végétation a été réalisée en période proche de l'étiage et avec une végétation suffisamment développée pour permettre le meilleur diagnostic. La période idéale serait vers mi-septembre.

Cependant, les travaux d'arasement devant commencer fin août - début septembre 2012, la cartographie a été légèrement anticipée cette année-là (7 au 10 août), par rapport à 2013 (27 au 30 août) et 2014 (8 au 11 septembre).

Pour la spatialisation, la cartographie s'est appuyée sur un maillage systématique carré de 15 mètres de côté préétabli sur carte et repositionné avec un GPS Garmin 78S (précision d'environ 4 m). En chaque point de la maille non en eau[3], un type de végétation de la clé d'identification de Cornier (2003) a été affecté suivant une approche « surfacique » correspondant à l'habitat le plus couvrant dans un rayon de 7,50 m[4].

3.2 - Retour d'expérience, difficultés et inflexions méthodologiques

Nous avons opté pour l'utilisation d'un GPS de terrain de type usuel dont tous les membres du projet pouvaient disposer, mais aussi du fait que c'est ce type d'appareil qui est classiquement utilisé par les gestionnaires d'espaces naturels. Par ailleurs, nous avons choisi une densité d'échantillonnage dense, intéressante pour le projet mais trop coûteuse pour des cartographies en gestion courante. Les données récoltées sont en mesure de calculer la perte d'information avec la diminution de la densité

[3] *Est considéré comme telle, toute placette de 7,5 m de rayon dont la superficie terrestre est supérieure à 50 %, à la cote d'eau -90 cm au Pont d'Orléans.*

[4] *En 2012, une approche « ponctuelle » consistant à identifier uniquement l'habitat observé au nœud de la maille a aussi été pratiquée mais abandonnée en 2013 et 2014 du fait de sa moindre représentativité.*

de points. Ce type d'investigation, rendu possible avec les données acquises et d'intérêt pour les gestionnaires, n'a cependant pas été traité dans le cadre du présent projet.

Par ailleurs, il nous a paru préférable de travailler sur un maillage systématique plutôt que par transects avec arrêts choisis, d'une part du fait de l'imprécision des positionnements GPS et d'autres part du fait que la répartition spatiale des types de végétation peut varier d'une année à l'autre et même au sein d'une même année pour les zones les plus facilement inondables. Plus que positionner précisément les enveloppes des types de végétation[5], c'est une estimation assez fine de la superficie et le positionnement approximatif de chaque type de végétation au sein de chaque îlot qui nous intéresse ici.

Le retour d'expérience de chaque nouvelle campagne annuelle de cartographie nous a permis d'améliorer le diagnostic au cours des années, notamment avec le prélèvement de données complémentaires permettant de réduire la subjectivité liée à l'interprétation de l'opérateur et donc d'améliorer la reproductibilité du diagnostic. Nous mentionnons à présent les principaux points qui pourraient être utiles à des personnes qui se lanceraient dans l'utilisation de la clé de Cornier (2003).

3.2.1 - Prise en compte du niveau d'eau

Le niveau d'eau est fluctuant. Pour les parties les plus soumises aux crues, il n'est pas toujours évident de savoir s'il s'agit d'un habitat terrestre ou d'un habitat aquatique, d'autant plus que la végétation peut même y être absente. Pour résoudre cette question, nous avons décidé de nous caller sur une cote de référence de – 90 cm au pont d'Orléans, légèrement supérieure à l'étiage (données consultables presque en temps réel sur le site Internet Vigicrues, consultation 2012, 2013 et 2014). Lorsque la cartographie se fait à une cote différente, une estimation de la surface qui serait hors d'eau à la cote – 90 cm est estimée pour savoir si l'on est en milieu terrestre[6], le type de végétation prépondérant sur cette surface théorique hors d'eau est alors affecté. Cet exercice est assez contraignant sur les grèves et génère une imprécision qui se cumule à celle du GPS. Si la différence avec la cote de référence est de plus de 20 cm, il est préférable de suspendre la cartographie.

3.2.2 - Hésitations sur le type de végétation

Celles-ci sont de plusieurs natures, soit on hésite entre deux types que l'on a du mal à distinguer, soit on hésite entre deux types bien identifiés mais dont la prépondérance est équivalente. Nous préconisons alors de trancher sur le terrain pour un type principal et de noter, le cas échéant, un type secondaire. Ces données complémentaires seront très utiles lorsqu'il s'agira d'harmoniser les données des différentes années.

3.2.3 - Imprécisions liées aux éléments diagnostics

Elles sont aussi de plusieurs niveaux, soit que les éléments diagnostics ne sont pas utilisables, soit qu'ils sont définis de façon trop imprécise.

Dans le premier cas, nous pouvons évoquer les grèves basses qui comptent souvent peu ou pas de végétation. La distinction entre les types 311, 312 et 313 est alors assez subjective, à moins de passer au moment idéal de développement de ces communautés, avec en plus la difficulté d'un mosaïquage. Nous préconisons alors d'en faire un type générique que nous nommerons 31. L'autre situation concerne les faciès forestiers à érable négundo, non pris en compte dans la clé. Faut-il en faire un type à part ou bien considérer cet érable comme l'équivalent d'une autre essence prise en compte dans la clé ? Cornier (2003) situe l'érable negundo au niveau des forêts à bois tendre. Pour l'île de Mareau, dans le cas de prépondérance de l'érable négundo, nous avons fait l'équivalence avec les saulaies-peupleraies dominées par *Populus nigra* (type 5122), du fait que les saulaies-peupleraies dominées par *Salix alba* (5121) ont une représentation marginale sur le site. Toutefois, noter le couvert du peuplier et de l'érable est utile pour pouvoir éventuellement revenir *a posteriori* sur une telle affectation.

Pour les éléments diagnostics imprécis, nous avons rencontré des difficultés pour distinguer les « communautés dominées par les herbacées » de celles « dominées par les ligneux », premier élément dichotomique de la clé d'identification. Nous avons arbitrairement considéré qu'il s'agissait de

[5] *Irréaliste avec les moyens déployés.*

[6] *C'est-à-dire avec, dans un rayon 7,5 m, au moins 50 % de la superficie théoriquement émergée. Nous préconisons alors de noter le pourcentage « terrestre » à la cote - 90 cm, à 10 % près, à partir d'une valeur de 40 % et d'y affecter un type de végétation, ces données complémentaires étant particulièrement utiles pour harmoniser les différentes années.*

communautés herbacées lorsque les ligneux[7] ont un couvert inférieur à 30 % et de communautés ligneuses lorsque les ligneux ont un couvert d'au moins 40 %, la plage intermédiaire étant soumise à appréciation sur le terrain. Nous préconisons de noter en chaque point le couvert des différentes strates 0-2 m (dont herbacées > 2 m), 2-7 m (ligneux uniquement) et > 7 m. Par ailleurs, pour les communautés que nous avons estimées dominées par les ligneux, nous avons noté le type de végétation « herbacée » en ne considérant que la strate 0-2 m[8] (nous avons alors dû créer un type de formation herbacée forestière lié aux formations à bois durs, non identifié en tant que type de végétation dans la clé car incluse dans des formations ligneuses : nous l'avons nommée F). Cette double notation pour les formations ligneuses nous parait utile en raison des fortes variations de composition du tapis végétal d'une année à l'autre et même au cours de la même année, en lien avec le régime des crues, la composante ligneuse plus ou moins ouverte étant bien plus stable.

3.2.4 - Synthèse des notations effectuées

Le Tableau 2 présente, suivant les années, les différentes notations effectuées sur le terrain en chaque point d'échantillonnage considéré comme terrestre.

Le type de végétation principal est la donnée primordiale. Les autres notations sont utiles, soit pour permettre une harmonisation ultérieure (ici interannuelle), soit pour apporter des informations complémentaires. Au cours des 3 années du projet, le mode opératoire a été amélioré au bénéfice d'une augmentation de la reproductibilité mais en générant une complexification du recueil de données. Parmi les données complémentaires potentiellement intéressantes nous pourrions rajouter :

- le couvert total des saules, en distinguant éventuellement les espèces arbustives et arborescentes,
- la part relative du peuplier noir et de l'érable négundo au sein de chacune des 3 strates de hauteur.

Tab. 2 : Notations effectuées lors de la cartographie en chaque point d'échantillonnage suivant l'année.

	2012	2013	2014	Systématique	Conditionnel	Utilité	Observation
Couvert terre cote -90 cm		(x)	X	X		Harmonisation interannuelle	Le point n'est pris en compte que si ≥ 40 %
Type de végétation principal	X	X	X	X		Restitution carte	/
Type de végétation secondaire	X	X	X		X	Harmonisation interannuelle	Si hésitation avec le type principal
Type de végétation synusie 0-2 m		(x)	X		X	Harmonisation interannuelle, donnée complémentaire	Si type principal en « communautés dominées par les ligneux »
Couvert ligneux > 7 m *		(x)	X	X		Donnée complémentaire, harmonisation interannuelle	/
Couvert ligneux 2 à 7 m *		(x)	X	X		Donnée complémentaire, harmonisation interannuelle	/
Couvert herbacé 0 à 2 m *		(x)	X	X		Donnée complémentaire, harmonisation interannuelle	/
Couvert total érable negundo *		(x)	X	X		Donnée complémentaire, harmonisation interannuelle	/
Couvert total peuplier noir *			X	X		Donnée complémentaire, harmonisation interannuelle	/

Avec : X *: réalisé de façon complète et aboutie.*
(x) *: réalisé de façon incomplète ou perfectible.*
* *: suivant l'échelle en % : 1% (< 2,5 %), 5 % (2,5 à 7,5 %), 10 % (7,5 à 15 %), puis de 10 en 10 %, ramené au couvert de terre à la cote - 90 cm.*

[7] *Ici ≥ 2 m de hauteur.*

[8] *En nous inspirant d'une approche phytosociologique synusiale*

3.3 - Harmonisation et regroupement des types de végétation

Les notations issues du terrain ne sont pas utilisées telles quelles. Une phase d'harmonisation interannuelle est un préalable nécessaire afin de garantir la qualité de la cartographie finale. D'autre part, certains types de végétation peu représentés et (ou) par des faciès peu distincts des types bien plus affirmés sur le site nous ont conduits à faire certains regroupements.

3.3.1 - Harmonisation des cartographies interannuelles

La cartographie de 2014 est la plus aboutie, c'est donc elle qui constitue la référence prioritaire pour la confrontation, en chaque point, des différences de type de végétation entre années. Les différences de type de végétation d'une année à l'autre peuvent provenir de plusieurs sources :

- c'est une réalité écologique ;
- c'est un biais lié à l'imprécision du positionnement GPS ;
- c'est un biais lié à l'imprécision du diagnostic.

Notre objectif est d'éliminer au mieux les deux dernières sources. Suivant un principe de précaution nous avons donc harmonisé le type lorsque les données complémentaires récoltées indiquent une possibilité sérieuse de biais. Les situations sont multiples et ne sont pas détaillées ici, elles sont d'autant plus faciles à élucider que les données ont été récoltées de façon aboutie. En ce sens, 2012 offre peu d'éléments de confrontation. La situation aurait pu être ennuyeuse pour l'îlot C, du fait que la confrontation n'est pas possible entre 2012 et 2013-2014 du fait de l'arasement de l'îlot. Cependant, le problème se pose peu car les types de végétation de l'îlot C étaient les plus faciles à cartographier en 2012, en comparaison des autres îlots.

La clé de Cornier (2003) compte 45 types de végétation terrestre. Après la première phase d'harmonisation ci-avant, 20 types de végétation ont été notés sur l'île de Mareau.

Cependant, certains types de végétation peu typés pour le site, peu représentés, plus ou moins imbriqués à d'autres types, et de ce fait très instables d'une année à l'autre ont une qualité d'identification douteuse pour notre étude. Dès la phase d'harmonisation, nous avons décidé de les réaffecter à d'autres types plus pertinents pour l'île de Mareau. Il s'agit des types :

- de grèves basses 311 (des sables), 312 (des vases) et 313 (des petites dépressions) qui ont été regroupés dans un type générique 31 (*cf.* § 3.2.3) ;
- 23 (autres mégaphorbiaies), un peu fourre-tout, surtout utilisé en cas d'hésitation, réaffecté par défaut et en cohérence avec les variations interannuelles au type 24 (phalaridaies).

Après les deux phases d'harmonisation, **nous comptabilisons 17 types de végétation pour l'île de Mareau**.

3.3.2 - Regroupement des types de végétation

Faisant suite à l'harmonisation interannuelle, cette étape consiste à rattacher des types de végétation peu représentés et (ou) représentés par des faciès peu distincts à des types proches plus affirmés sur le site. Si cette démarche dégrade légèrement la précision, elle en améliore la reproductibilité et rend le résultat plus synthétique.

- Type 25 (mégaphorbiaies de haut de berges ou de lisières forestières). Du fait qu'il s'agit d'un mélange de mégaphorbiaies riveraines et de lisières forestières, ce type confus est très instable d'une année à l'autre. Il a été ventilé en cohérence avec les formations herbeuses des autres années et ou proches géographiquement. Sur un total de 583 points prospectés chaque année, les réaffectations concernent 2 points en 2012, 3 points en 2013 et 5 points en 2014.
- Type 451 (pelouses sèches dominées par les *Sedum*), en synusie avec 322 (friches herbacées héliophiles) et ou 432 (prairies mésophiles à *Elytrigia*). Il a été ventilé en conséquence. Les réaffectations concernent 1 point en 2012, 1 point en 2013 et 3 points en 2014.
- Type 461 (landes à *Cytisus scoparius*), en synusie avec 322 (friches herbacées héliophiles). Les genêts étaient peu denses et étaient secs en 2014. Il a été ventilé en 322. Les réaffectations concernent 2 points en 2012 et 2 points en 2013.
- Types 47 (fruticées d'épineux) et 48 (fourrés précurseurs des forêts à bois durs), peu distincts. Ils ont été regroupés en un type nouveau 49 (fruticées). Le regroupement concerne 16 points en 2012, 15 points en 2013 et 18 points en 2014, issus pour 2/3 du type 47.
- Types 52 (anciennes forêts de bois tendre en cours de colonisation par les bois durs), 531 (frênaies-ormaies), 532 (frênaies-ormaies dominées par *Quercus robur*), peu distincts en raison

de la forte mortalité de l'orme champêtre et de la faible abondance du frêne. Ils ont été regroupés en un type nouveau 53 (forêts à bois durs). Le regroupement concerne 9 points en 2012, 8 points en 2013 et 6 points en 2014, issus majoritairement de 531 et minoritairement de 52.

Après cette phase de regroupement, nous comptabilisons 11 types de végétation qui nous paraissent pertinents pour évaluer la variabilité des habitats des 5 îlots. Les données qui seront présentées ci-après le seront uniquement sur ces 11 types de végétation. Les données élémentaires avant regroupement demeureront bien sûr accessibles et mobilisables à la demande pour les besoins du projet ou dans l'éventualité de suivis futurs. A cette fin, les fichiers de données en format SIG ont été fournis aux partenaires du projet BioMareau le 23 janvier 2015.

3.4 - Restitution de la cartographie des types de végétation

Dans cette partie, après avoir présenté les résultats bruts, c'est-à-dire les cartes annuelles des types de végétation, nous allons traiter les évolutions annuelles et les différences entre îlots.

3.4.1 - Résultats bruts et cartes des types de végétation

Au total, 583 points d'observation, en situation d'habitat terrestre pendant au moins une des 3 années du projet, ont été pris en compte, ce qui représente une enveloppe totale de 13,12 ha pour de l'île de Mareau à la cote de - 90 cm.

Le Tableau 3 présente les numéros et intitulés des 11 types de végétation, pour la typologie de Cornier (2003) et pour l'adaptation que faites après les harmonisations interannuelles et les regroupements présentés précédemment. Pour ces types de végétation propres au projet BioMareau, nous avons préféré des intitulés courts et explicites mais un peu moins précis. Le Tableau 3, donne aussi les équivalences avec les types Corine Biotope et Natura 2000, d'après Cornier (2003), ainsi que la superficie moyenne annuelle de chaque type.

Des 11 types de végétation de BioMareau, 7 sont rattachés à des habitats Natura 2000. Ainsi, 81 % de la superficie de l'île de Mareau correspond à des habitats Natura 2000. Nous noterons aussi que deux types de végétation correspondent à un type d'habitat Natura 2000 prioritaire (*), représentant 27 % de l'île de Mareau. Il s'agit des types 5122 (peupleraies facilement inondables = 3,41 ha) et 513 (peupleraies sèches = 0,17 ha). **Suivant l'entrée « habitat », l'île de Mareau a un caractère patrimonial évident**.

Tab. 3 : Intitulés et occurrence des types de végétation de l'île de Mareau.

Types de végétation du projet BioMareau		Types de végétation de Cornier (2003)		Code Habitats		Surface moyenne annuelle (ha)
N°	Intitulé	N°	Intitulé	Corine biotope	Natura 2000	
0	Eau (< 50 % de terre à la cote – 90 cm)	/	/	/	/	0,62
31	Grèves basses	311	Communautés pionnières des sables du *Chenopodion rubri*	24.52	3270	4,90
		312	Communautés pionnières des vases exondées du *Nanocyperion flavescentis*	22.12 ; 22.13 ; 22.32	3130	
		313	Communautés des basses vaseuses du lit mineur du *Bidention tripartiti*	24.52	3270	
26	Cariçaie	26	Magnocariçaies	53.21 ; 53.14	/	1,01
221	Phragmitaie	221	Phragmitaies	53.11 ; 53.13 ; 53.5	/	0,25
24	Phalaridaie	24	Phalaridaies	37.71	6430	0,75
5112	Saulaies facilement inondables	5112	Saulaie buissonnante à *Salix purpurea* de bas niveau	44.121	/	0,15
5122	Peupleraies facilement inondables	5122	Saulaie-peupleraie à *Populus nigra* dominant	44.3	91E0*	3,41
322	Grèves hautes	322	Communautés pionnières des sables du lit mineur (friches herbacées héliophiles)	81 ; 82 ; 87	/	0,50
432	Prairies à chiendent		prairies mésophiles à *Elytrigia campestris x repens* dominant	38.22	6510 ?	0,83
49	Fruticées	47	Fruticées	31.83	/	0,38
		48	Fourrés précurseurs de la forêt de bois durs	31.83 ; 44.4	91F0	
513	Peupleraies sèches	513	peupleraies sèches à *Populus nigra*	44.3	91E0*	0,17
53	Forêts à bois durs	52	Forêts intermédiaires (anciennes forêts de bois tendres en cours de colonisation par les bois durs)	44.3 ou 44.4	91E0* ou 91F0	0,17
		531	Frênaies-ormaies	44.4	91F0	
		532	Chênaie alluviale à *Quercus robur*	44.4	91F0	

*Avec : * : Habitat Natura 2000 prioritaire.*

La Figure 4 présente les cartes annuelles des 11 types de végétation de l'île de Mareau. La carte de 2014 est la plus aboutie et constitue la référence du projet. Nous commenterons ces cartes un peu plus loin dans les parties relatives aux comparaisons annuelles et entre îlots.

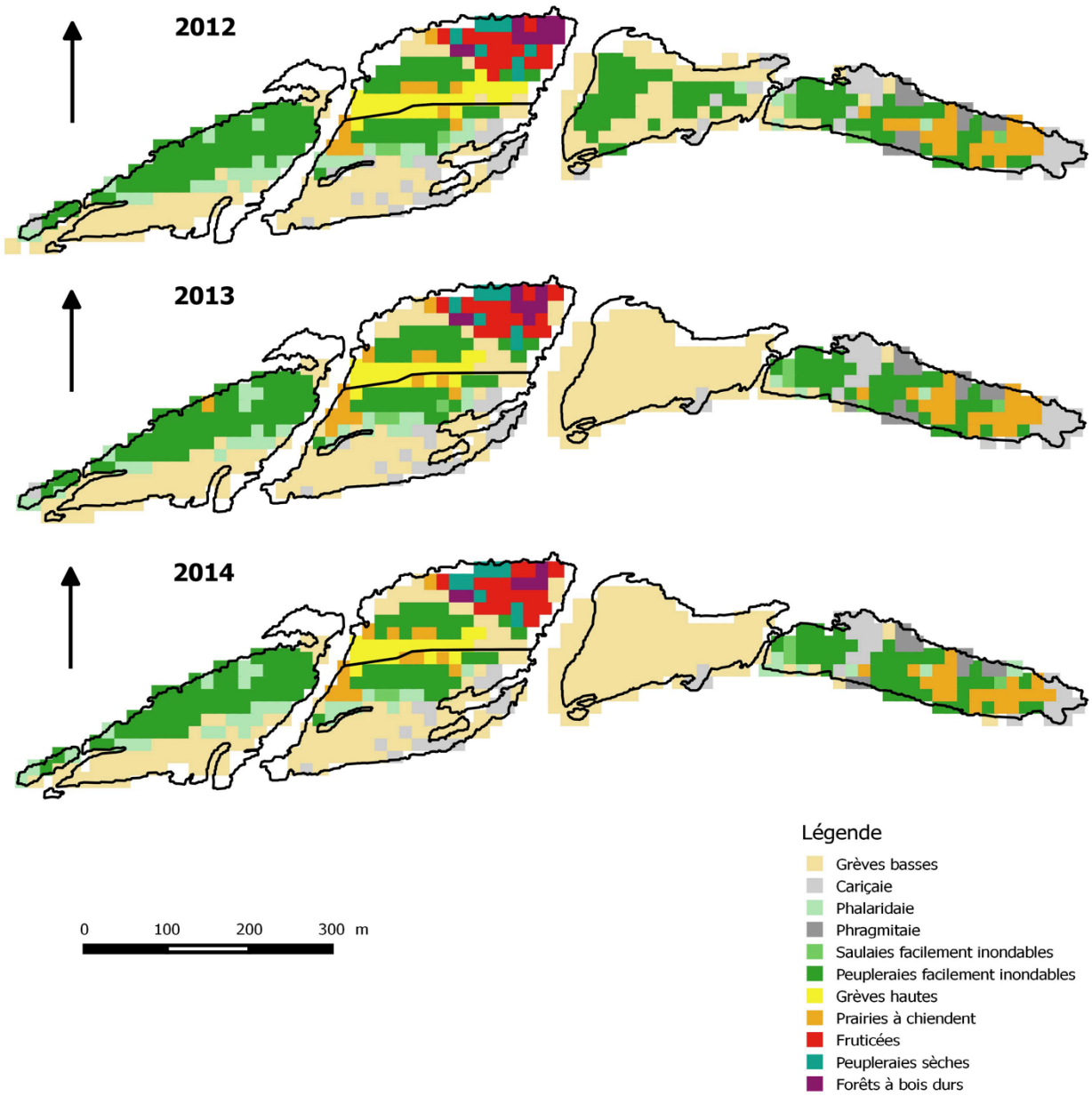


Fig. 4 : Cartes annuelles des 11 types de végétation de l'île de Mareau suivant les années. Les tracés noirs délimitent le contour des îlots d'après l'orthophoto de 2010.

3.4.2 - Variations interannuelles des types de végétation

Les pourcentages de chaque type de végétation, suivant les années, pour l'ensemble de l'île de Mareau et pour l'îlot C (arasé en septembre 2012), sont présentés dans le Tableau 4.

La partie qui est restée constamment terrestre sur les 3 années du projet représente 11,70 ha. Ainsi 11 % de la surface de l'enveloppe totale a été alternativement en habitat terrestre ou aquatique suivant les années, ce qui est assez peu d'autant plus que l'îlot C a été arasé en septembre 2012. Suivant les années, la partie terrestre de l'île de Mareau est assez constante : 12,2 ha en 2012, 12,7 ha en 2013 et 12,5 ha en 2014. Cependant, le Tableau 4 révèle une différence significative de proportion en eau à l'avantage de 2012 et au détriment de 2013 alors que nous attendions une tendance inverse suite aux travaux. Pour l'îlot C, nous n'observons d'ailleurs pas de différence significative de proportion en eau. Nous préférons rester prudents pour l'interprétation de cette

différence de faible magnitude car le calage par rapport à la cote - 90 cm a pu être plus approximatif la première année du projet.

Le principal résultat est ici que les accumulations sédimentaires compensent les érosions d'une année à l'autre, y compris celles anthropiques d'arasement de l'îlot C. Ces résultats convergent avec ceux issus de l'interprétation des photos aériennes de 2010 et 2013 (*cf.* § 2.3). D'autre part, la Figure 4 montre que les contours des îlots sont restés relativement stables d'une année à l'autre, y compris pour l'îlot C qui a juste légèrement ripé vers le sud-ouest.

Suivant les types de végétation, la Figure 4 montre aussi une certaine stabilité d'une année à l'autre sauf pour l'îlot C. Sur un même point d'échantillonnage, le type de végétation a pu changer d'une année à l'autre, mais en cohérence avec les affectations antérieures des points proches. Que ces différences soient dues à une réalité écologique ou à une imprécision du positionnement GPS ou d'identification, la conclusion est qu'il y a peu de changement d'une année à l'autre. En l'absence de travaux, il semble donc inutile de répéter la cartographie d'une année à l'autre, une périodicité d'environ 5 ans nous parait assez pertinente. D'autre part les données chiffrées (*cf*. Tableau 4) apparaissent comme plus informatives que l'interprétation visuelle des cartes. L'interprétation des orthophotos, à périodicité d'environ 5 ans offre déjà un certain niveau d'information approximatif pour l'identification des types de végétation mais qui a l'avantage d'être non biaisé par l'imprécision du positionnement, tel que nous l'avons effectué au GPS. L'interprétation automatique de ces sources d'informations mériterait d'être développée en gestion courante[9].

Tab. 4 : Proportion de chaque type de végétation, suivant les années, pour l'ensemble de l'île de Mareau et pour l'îlot C.

Types de végétation du projet BioMareau		Ensemble des 5 îlots (13,12 ha ; 583 points)				Îlot C (2,79 ha ; 124 points)			
N°	**Intitulé**	**2012**	**2013**	**2014**	**prob. exacte de Fisher min.**	**2012**	**2013**	**2014**	**prob. exacte de Fisher min.**
0	**Eau**	**6,9% (b)**	**2,9% (a)**	**4,5% (ab)**	✶✶	11,3%	9,7%	7,3%	NS
31	**Grèves basses**	**28,8% (a)**	**41,7% (b)**	**41,5% (b)**	✶✶✶	**48,4% (a)**	**87,9% (b)**	**90,3% (b)**	✶✶✶
26	Cariçaie	8,2%	8,1%	6,7%	NS	5,6%	2,4%	2,4%	NS
221	Phragmitaie	2,1%	2,1%	1,5%	NS	-	-	-	/
24	Phalaridaie	5,8%	5,1%	6,2%	NS	0,8%	0,0%	0,0%	NS
5112	Saulaies facilement inondables	1,4%	1,2%	0,9%	NS	-	-	-	/
5122	**Peupleraies facilement inondables**	**30,2% (b)**	**23,8% (a)**	**23,8% (a)**	✶	**33,9% (b)**	**0,0% (a)**	**0,0% (a)**	✶✶✶
322	Grèves hautes	4,6%	3,4%	3,3%	NS	-	-	-	/
432	Prairies à chiendent	6,3%	6,3%	6,2%	NS	-	-	-	/
49	Fruticées	2,7%	2,7%	3,1%	NS	-	-	-	/
513	Peupleraies sèches	1,4%	1,2%	1,4%	NS	-	-	-	/
53	Forêts à bois dur	1,5%	1,4%	1,0%	NS	-	-	-	/
Nombre de types de végétation		**11**	**11**	**11**	/	**4**	**2**	**2**	/

[9] *Nous avons testé quelques interprétations automatiques, plus ou moins prometteuses, mais nous ne développerons pas cet aspect méthodologique dans le présent rapport.*

Avec : *prob. exacte de Fisher min : test de comparaison de proportions 2 à 2 le plus significatif :*
✶✶✶ = p ≤ 0,001 ; ✶✶ = p ≤ 0,01 ; ✶ = p ≤ 0,05.
(a), (b), (c) : groupes présentant des différences significatives (p ≤ 0,05).
Sont figurés en jaune pâle les types facilement inondables et en jaune plus vif les types plus élevés.
Pour les valeurs : cases bleues = valeurs élevées et cases roses = valeurs moins élevées.

En ce qui concerne l'îlot C, les cartes comme les données chiffrées montrent bien évidemment une forte différence avant travaux (2012) et après travaux (2013 et 2014). Ainsi les peupleraies facilement inondables (type 5122), qui représentaient 34 % de la surface en 2012, ont totalement disparu après travaux, la compensation s'étant faite par la forte augmentation de la superficie des grèves basses (type 31). Les différences de proportions pour ces deux types sont donc hautement significatives pour l'îlot C en raison des travaux. Des différences de proportion sont aussi observées pour l'ensemble des 5 îlots, de façon amoindrie mais demeurant significative. Une analyse statistique complémentaire, excluant l'îlot C, ne permet plus d'obtenir de différences significatives de proportions pour les types 31 et 5122.

La conclusion est **qu'en l'absence de travaux, l'assemblage des types de végétation est resté similaire en qualité, quantité et répartition, alors que l'arasement de l'îlot C a une incidence quantitative significative sur l'ensemble de l'île de Mareau**.

L'îlot C, y compris en 2012, compte peu de types de végétation (4 avant et 2 après travaux), tous facilement inondables. Toujours sur l'îlot C, les travaux ont provoqué la perte de l'habitat 5122 (peupleraies facilement inondables) et 24 (phalaridaie, représenté en 2012 de façon anecdotique par un seul point d'échantillonnage). Nous noterons que **le type 5122 est prioritaire suivant Natura 2000 et que près de 1 ha de cet habitat a été détruit par les travaux**. Cependant, ce type (comme le type 24) demeure bien représenté sur l'ensemble des autres îlots. Les types 5122 et 24 ne sont pas encore réapparus sur l'îlot C à ce jour. Par ailleurs, **les travaux n'ont apporté aucun type de végétation nouveau pour l'îlot C ni pour l'ensemble des îlots**.

3.4.3 - Différences entre les îlots

Les pourcentages de chaque type de végétation suivant les îlots sont présentés dans le Tableau 5. Les îlots y sont ordonnés suivant une maturité croissante des types de végétation. Les données concernent l'année 2014 qui est la plus aboutie d'un point de vue méthodologique, sauf pour l'îlot C pour lequel nous avons préféré retenir l'année 2012 (avant travaux)[10]. Le Tableau 5 compare donc les îlots tels qu'ils pourraient se présenter sans les travaux d'arasement de 2012.

Par les mosaïques de couleur, la Figure 4 montre de fortes différences de types de végétation et donc d'habitats suivant les îlots, confirmées par les données du Tableau 5. Avant travaux, l'îlot C s'apparente le plus à l'îlot A. Ces deux îlots sont les moins matures, comptent peu de types de végétation (4 et 3) qui sont tous facilement inondables. A l'opposé, les 3 autres îlots comptent environ deux fois plus de types de végétation avec au moins un type moins facilement inondable. **Les îlots peu matures ont donc une moindre biodiversité d'habitats. En conséquence, l'arasement de l'îlot accentue un tel processus.**

De ces trois îlots, B-nord se distingue par la maturité la plus élevée, avec une prépondérance numérique et surfacique des types de végétation moins facilement inondables. Nous y noterons aussi l'absence de points en eau. Cela signifie que nous n'avons pas pu détecter l'érosion de 4 m par an de la partie est de cet îlot alors que la comparaison des orthophotos de 2010 et 2013 l'avait permis, (*cf*. § 2.3).

L'îlot B-sud, au contact de B-nord, se présente comme une situation intermédiaire entre A/C et B Nord avec toutefois une assez forte représentation des cariçaies. L'îlot D est le plus délicat à positionner car assez singulier par la plus faible représentation des grèves, la plus forte des cariçaies et des prairies à chiendent et l'exclusivité de la phragmitaie qui y occupe 8 % de la surface. Ces particularités semblent plus en lien avec des conditions géomorphologiques particulières qu'avec un positionnement sur un gradient de maturité. En effet, nous avons déjà signalé (*cf.* § 2.2) que l'îlot D, contrairement aux autres îlots, se situait en amont d'une barre calcaire. Cet effet « seuil » pourrait expliquer la faible présence des grèves et l'abondance des cariçaies et phragmitaies.

L'île de Mareau se présente donc comme un complexe d'îlots constitué de types de végétation suivant un agencement qualitatif et quantitatif variable et complémentaire d'un îlot à l'autre. Cette diversité

[10] *Le Tableau 4 permet de visualiser les données des différentes années de l'îlot C. Pour les autres îlots, les variations interannuelles sont très faibles.*

des conditions écologiques, qui couvre une large gamme de maturité des écosystèmes ligériens, ne peut être que bénéfique à la biodiversité de l'île de Mareau. Le fait d'araser un îlot peut donc être lourd de conséquences. Cependant, **l'arasement de l'ilot C n'a pas provoqué l'extinction d'un type de végétation à l'échelle de l'île de Mareau**, ce qui aurait été le cas si l'îlot B-nord ou D avait été arasé. Avant arasement, l'îlot C était légèrement moins mature que l'îlot A et les grèves y étaient légèrement plus abondantes, à l'inverse des peupleraies qui y étaient aussi moins hautes du fait du recépage régulier par les castors. Suite à l'étude des types de végétation, **l'ordre de maturité des îlots est le suivant : C ≤ A < B Sud (et D ?) < B Nord**, ce qui est légèrement différent de l'ordre d'arrivée de la forêt interprété à partir des photos aériennes (C < A et B sud < D < B Nord, *cf.* Tableau 1). Ceci signifie que la maturation peut se faire de manière plus ou moins rapide suivant les îlots et montre encore une fois l'intérêt d'utiliser des séries de photos aériennes remontant le temps pour mieux comprendre la dynamique de la végétation.

Tab. 5 : Proportion de chaque type de végétation, suivant les îlots en 2014 (sauf pour C = 2012).

N°	Intitulé type de végétation du projet BioMareau	C 2012 (2,79 ha ; 124 points)	A 2014 (3,02 ha ; 134 points)	D 2014 (2,52 ha ; 112 points)	B-sud 2014 (2,75 ha ; 122 points)	B-nord 2014 (2,05 ha ; 91 points)	prob. exacte de Fisher min.
0	Eau	11,3% (c)	9,0% (c)	1,8% (ab)	2,5% (ab)	0,0% (a)	✶✶✶
31	Grèves basses	48,4% (d)	35,1% (c)	5,4% (a)	46,7% (cd)	22,0% (b)	✶✶✶
26	Cariçaie	5,6% (b)	0,0% (a)	17,0% (c)	13,9% (c)	0,0% (a)	✶✶✶
221	Phragmitaie	0,0% (a)	0,0% (a)	8,0% (b)	0,0% (a)	0,0% (a)	✶✶✶
24	Phalaridaie	0,8% (a)	14,9% (c)	6,3% (b)	7,4% (bc)	0,0% (a)	✶✶✶
5112	Saulaies facilement inondables	0,0%	0,0%	2,7%	1,6%	0,0%	NS
5122	Peupleraies facilement inondables	33,9% (b)	41,0% (b)	39,3% (b)	18,0% (a)	19,8% (a)	✶✶✶
322	Grèves hautes	0,0% (a)	0,0% (a)	0,0% (a)	2,5% (a)	17,6% (b)	✶✶✶
432	Prairies à chiendent	0,0% (a)	0,0% (a)	19,6% (c)	7,4% (b)	5,5% (b)	✶✶✶
49	Fruticées	0,0% (a)	0,0% (a)	0,0% (a)	0,0% (a)	19,8% (b)	✶✶✶
513	Peupleraies sèches	0,0% (a)	0,0% (a)	0,0% (a)	0,0% (a)	8,8% (b)	✶✶✶
53	Forêts à bois durs	0,0% (a)	0,0% (a)	0,0% (a)	0,0% (a)	6,6% (b)	✶✶
Nombre de types de végétation		**4**	**3**	**7**	**7**	**7**	/

Avec : *prob. exacte de Fisher min : test de comparaison de proportions 2 à 2 le plus significatif :*
✶✶✶ = p ≤ 0,001 ; ✶✶ = p ≤ 0,01 ; ✶ = p ≤ 0,05.
(a), (b), (c) : groupes présentant des différences significatives (p ≤ 0,05).
Sont figurés en jaune pâle les types facilement inondables et en jaune plus vif les types plus élevés.
Pour les valeurs : cases bleues = valeurs élevées et cases roses = valeurs moins élevées.

3.5 - Perspectives pour la cartographie automatique des types de végétation

Les résultats précédents ont montré les limites et la complémentarité de l'utilisation des photos aériennes et de la typologie des types de végétation de Cornier (2003), pour cartographier les habitats et tenter d'en comprendre la dynamique.

L'avantage des photos aériennes orthorectifiées sur SIG est leur précision de positionnement géographique, l'avantage de la typologie Cornier est de pouvoir utiliser des indicateurs biologiques. La mise en œuvre de la cartographie a dû être améliorée en cours de projet avec le rajout d'observations

complémentaires afin d'en augmenter la reproductibilité. Ainsi, la méthode est la plus aboutie en 2014, mais au prix d'un alourdissement de la prise de données.

Par ailleurs, si la typologie de Cornier nous semble pertinente à l'échelle de l'axe ligérien et pour assoir la gestion courante des écosystèmes ligériens, elle nous semble parfois trop grossière pour l'étude fine de la dynamique de la végétation, telle que nous voulons la réaliser sur l'île de Mareau.

Ainsi, nous avons pu constater que :

- pour les grèves basses, les couverts de végétation sont très variables suivant que les sédiments émergent plus ou moins longtemps ;
- pour les peupleraies facilement inondables, l'accumulation et la stratification de la biomasse n'est pas prise en compte alors que ce sont des éléments importants de la dynamique forestière en mesure d'influencer la biodiversité associée.

Or, ces deux types de végétation (31 et 5122) représentent près des 2/3 de la superficie de l'île de Mareau. Nous pensons qu'en distinguer des sous-types serait utile pour mieux étudier les îles de Mareau et peut-être plus largement les complexes insulaires de la Loire moyenne, ce que nous sommes en mesure de réaliser avec les informations complémentaires que nous avons recueillies sur les couverts de végétation (*cf.* § 3.2). Toutefois, l'appréciation de ces couverts demeure soumise à des effets opérateurs non négligeables pouvant générer un biais.

L'idéal serait, tout en gardant le contenu de la typologie Cornier, de la rendre plus précise pour les types les mieux représentés et globalement plus reproductible en réduisant les effets opérateurs. Les techniques de photogrammétrie et Lidar sont en cours de généralisation et deviennent de plus en plus accessibles. Nous pouvons penser qu'elles seront de plus en plus performantes et de moins en moins coûteuses à mettre en œuvre, notamment avec l'utilisation des drones. Elles sont amenées à se substituer progressivement aux cartographies réalisées exclusivement à partir d'observations de terrain.

Nous proposons donc une typologie dérivée mais emboitée dans celle de Cornier, où la technologie Lidar permettrait de distinguer les parties terrestres des parties aquatiques, mais aussi de constituer un modèle numérique de terrain précis permettant de faire la distinction entre zones facilement inondables et celles qui le sont moins. Le Lidar permettrait aussi d'estimer le couvert des différentes strates de végétation. La photogrammétrie, de son côté, permettrait de calculer les couverts totaux de la végétation, mais aussi de faire la part des principales espèces d'arbres et d'herbacées sociales (*Carex*, *Phalaris*, *Phragmites*, *Elytrigia* …).

A cet effet, nous proposons, dans le Tableau 6, une clé qui pourrait être appliquée sur le terrain suivant le mode opératoire abouti d'utilisation de la clé de Cornier en 2014 (*cf.* § 3.2.4), mais qui pourrait dans le futur être utilisée par interprétation automatique de données photogrammétriques et Lidar. Il est cependant probable qu'une démarche mixte (interprétation automatique partielle + compléments ciblés d'observations locales) constitue une étape intermédiaire.

Tab. 6 : Proposition d'une nouvelle clé des types de végétation pour l'île de Mareau. Cette clé, emboitée avec la typologie Cornier est conçue dans l'espoir qu'elle puisse être utilisée à partir de données photogrammétriques et Lidar.

Cheminement de la Clé d'identification		Origine clé Cornier adaptée BioMareau
0	↗ Facilement inondable : types 31, 26, 221, 24, 5112, 5122 ⇨ **1** ↘ Moins facilement inondable : types 322, 432, 49, 513, 53 ⇨ **5**	/ /
1	↗ Couvert total relatif flore < 5 % ⇨ **Type 31a** ➔ Couvert total relatif flore compris entre 5 et 25 % ⇨ **Type 31b** ↘ Couvert total relatif flore > 25 % ⇨ **2**	138 points issus à 100 % de 31 49 points issus à 98 % de 31 /
2	↗ Couvert relatif ligneux (> 2 m) ≥ 35 % ⇨ **3** ↘ Couvert relatif ligneux (> 2 m) < 35 % ⇨ **4**	/ /
3	↗ Synusie 0-2 m en "F" en principal ou en hésitation. ⇨ **5** [a] ➔ Couvert relatif ligneux > 7 m ≥ 50 % ⇨ **Type 510b** ↘ Couvert relatif ligneux > 7 m < 50 %. ⇨ **Type 510a**	/ 58 points issus à 100 % de 5122 67 points issus à 84 % de 5122
4	↗ Synusie 0-2 m en Cariçaie ⇨ **Type 26** ➔ Synusie 0-2 m en Phragmitaie ⇨ **Type 221** ➔ Synusie 0-2 m en Phalaridaie ⇨ **Type 24** ➔ Synusie 0-2 m en Grèves herbacées ⇨ **Type 31c** ↘ Synusie 0-2 m en "F" ⇨ **5** [a]	38 points issus à 97 % de 26 8 points issus à 88 % de 221 36 points issus à 94 % de 24 55 points issus à 95 % de 31 /
5	↗ Couvert relatif ligneux > 7 m ≥ 50 %. ⇨ **6** ➔ Couvert relatif ligneux > 2 m ≥ 35 %⇨ **7** ↘ Couvert relatif ligneux > 2 m < 35 %⇨ **8**	/ / /
6	↗ % couvert ligneux occupé par peuplier et negundo ≥ 50 % ⇨ **Type 510c** ↘ % couvert ligneux occupé par peuplier et negundo < 50 % ⇨ **Type 53b**	25 points issus à 92 % de 5122 et 513 4 points issus à 100 % de 53 ou 49
7	↗ % couvert ligneux occupé par peuplier et negundo ≥ 50 % ⇨ rattrapage 510c ↘ % couvert ligneux occupé par peuplier et negundo < 50 % ⇨ **Type 53a**	/ 24 points issus à 83 % de 49 ou 53
8	↗ Friche herbacée ⇨ **Type 322** ➔ Prairie à chiendent ⇨ **Type 432** ↘ Reste ⇨ rattrapage 53a	19 points issus à 100 % de 322 36 points issus à 94 % de 432 /

Avec : [a] option non envisagée dans le cas de cartographie automatique, le modèle numérique de terrain réglant le problème.

Le Tableau 7 établit la correspondance entre cette nouvelle clé et celle de Cornier adaptée pour l'île de Mareau (*cf.* Tableau 3). Au total, cette nouvelle typologie compte 13 types au lieu de 11 initialement.

Les principaux changements sont :

- le découpage en trois types (31a, 31b et 31c) du type 31 suivant l'importance de la couverture herbacée,
- la distinction de trois types pour les peupleraies (510a, 510b et 510c) suivant la hauteur des arbres et la fermeture du couvert forestier,
- la distinction de deux types pour l'ensemble fruticées / forêts à bois durs (53a et 53b) suivant la hauteur des arbres et la fermeture du couvert forestier.

Le principal avantage est ici de décrire plus finement l'habitat prioritaire Natura 2000 (91E0) qui est celui qui contribue le plus à la dynamique forestière les îles de Mareau. Cependant, il convient de souligner que pour l'instant, cette nouvelle clé est valide uniquement pour l'île de Mareau. Sur d'autres sites, la proportion des types de végétation peut-être différente et conduire à en réviser la clé, la typologie Cornier (2003) demeurant l'outil générique de référence.

Nous n'avons pas eu la possibilité de travailler sur des données photogrammétriques détaillées et Lidar sur l'île de Mareau. Les premières approches que nous avons menées à partir de l'orthophoto de 2010 permettent de diagnostiquer certains éléments (couvert total de végétation, couvert des arbres, identification des cariçaies) mais demeurent insuffisantes. Compte tenu des données cartographiques déjà recueillies et pouvant servir au calage, l'île de Mareau serait un site potentiellement intéressant pour mettre à l'épreuve la cartographie automatique des types de végétation.

Tab. 7 : Intitulés et occurrence des types de végétation de l'île de Mareau.

Types de végétation du projet BioMareau		Types de végétation « Photogrammétrie / Lidar »		Natura 2000	Surface 2014 (ha)
N°	Intitulé	N°	Intitulé		
31	Grèves basses	**31a**	Grèves basses minérales	3130 3270	3,11
		31b	Grèves basses peu herbeuses		1,10
		31c	Grèves basses herbeuses		1,24
26	Cariçaie	**26**	Cariçaie	/	0,86
221	Phragmitaie	**221**	Phragmitaie	/	0,18
24	Phalaridaie	**24**	Phalaridaie	6430	0,81
5112 et 5122	Saulaies facilement inondables et Peupleraies facilement inondables (pour partie)	**510a**	Jeunes peupleraies-saulaies facilement inondables	91E0*	1,51
		510b	Peupleraies-saulaies plus âgées facilement inondables		1,31
5122 et 513	Peupleraies facilement inondables (pour partie) et Peupleraies sèches	**510c**	Peupleraies âgées de niveau intermédiaire		0,56
322	Grèves hautes	**322**	Grèves hautes	/	0,43
432	Prairies à chiendent	**432**	Prairies à chiendent	6510 ?	0,81
49 et 53	Fruticées (pour partie) et Forêts à bois durs (pour partie)	**53a**	Fruticées et jeunes forêts à bois durs	91F0	0,54
49 et 53	Fruticées (pour partie) et Forêts à bois durs (pour partie)	**53b**	Forêts à bois durs plus âgées		0,09

Avec : ** : Habitat Natura 2000 prioritaire.*

3.6 - Conclusion sur la cartographie des types de végétation

La cartographie des types de végétation a pu être menée à bien et la typologie utilisée s'est avérée pertinente. Cependant, sa prise en main et sa mise en œuvre sur le terrain ont nécessité une adaptation et une amélioration du mode opératoire au cours des années, ce qui a eu pour conséquence d'alourdir le recueil de données.

Les résultats révèlent le caractère patrimonial évident des habitats de l'île de Mareau. Ainsi 7 des 11 types de végétation sont rattachés à des habitats Natura 2000 et représentent 81 % de la superficie. Il est à noter que l'habitat Natura 2000 prioritaire 5122 (peupleraies facilement inondables) est le principal habitat forestier et qu'il occupe plus du quart de la superficie.

Les îlots ont une diversité d'habitats plus importante lorsqu'ils cumulent des espaces facilement inondables et d'autres qui le sont moins. Les 5 îlots ont des assemblages de types de végétation assez différenciés, l'ensemble contribuant à une biodiversité d'habitats conséquente, ils sont donc en partie complémentaires.

Les travaux d'arasement de septembre 2012 ont porté sur l'îlot C qui est le moins mature et qui s'apparente assez à l'îlot A. Si l'arasement a détruit près de 1 ha de l'habitat prioritaire 5122, cet habitat n'est pas menacé à l'échelle du site. Suite aux travaux, aucun habitat original n'est apparu sur l'îlot C. **Si les travaux d'arasement ont un impact négatif sur la diversité des habitats de l'îlot C, l'impact demeure modéré à l'échelle du complexe d'îlots**. Vis-à-vis de la gestion de ces écosystèmes, cela souligne l'intérêt de disposer d'une cartographie des types de végétation afin d'évaluer l'impact des travaux futurs sur la diversité des habitats, afin de les infléchir le cas échéant. Dans le cas présent, sous réserve de conserver leur efficacité d'ordre hydrologique, les travaux auraient pu épargner une partie de l'îlot C préservant une part de l'habitat 5122. Par ailleurs, un trou d'eau déconnecté une partie de l'année de la Loire aurait aussi pu être préservé sur l'îlot C[11]. Plus généralement, **la préconisation de préserver des parties d'îlots bien choisies lors des travaux apparait évident si l'on souhaite en atténuer l'impact écologique**.

Nous avons proposé une inflexion typologique de Cornier (2003) afin de rendre envisageable une cartographie des types de végétation par photogrammétrie et Lidar. Ces techniques permettraient en outre de réaliser un modèle numérique de terrain (MNT) fin et une cartographie du couvert de végétation suivant plusieurs strates. Ces données seraient particulièrement utiles pour une prise de décision concertée entre la DDT et les gestionnaires d'espaces naturels de la Loire moyenne.

[11] *Ce type d'habitat des eaux stagnantes (Types Cornier 1.3 - Communautés dominées par les potamots et 1.4 - Communautés dominées par les myriophylles et les nénuphars) sont assez rares sur l'île de Mareau : une mare sur l'îlot D et celle qui a été détruite par les travaux sur l'îlot C. Ces types de végétation de petite taille n'ont été qu'imparfaitement pris en compte avec notre mode opératoire cartographique.*

4 - CARTOGRAPHIE DU PEUPLIER NOIR ET DE L'ÉRABLE NÉGUNDO

L'amélioration du mode opératoire de la cartographie des types de végétation sur le terrain nous a conduit à cartographier les couverts du peuplier noir et de l'érable négundo toutes strates confondues (*cf.* § 3.2.3). Si ces données ont été utilisées pour harmoniser les cartographies annuelles et pour effectuer des regroupements de types de végétation (*cf.* § 3.3), elles méritent d'être utilisées pour leur contenu direct. **Le peuplier noir et l'érable négundo sont les deux essences forestières principales de l'île de Mareau. De ce fait, elles en conditionnent la dynamique dendrologique**.

Le peuplier est une essence déterminante ZNIEFF (DREAL Centre, 2012), de ce fait nous pouvons la considérer comme une espèce patrimoniale. A l'opposé, l'érable négundo est une espèce invasive avérée en région Centre (Vahrameev et Nobilliaux, 2013). Le castor consomme le peuplier noir alors qu'il néglige l'érable négundo. **Les interactions érable négundo / peuplier noir / castor d'Europe semblent fortes et pourraient contribuer à l'augmentation de la place de l'érable négundo dans la dynamique forestière**, ce qui constituerait un préjudice croissant pour l'état de conservation et vraisemblablement pour la biodiversité de l'île de Mareau.

L'objet de cette partie est, avec les données de couvert du peuplier noir et de l'érable négundo, de tenter de quantifier la problématique et de voir si elle interfère avec les types de végétation.

4.1 - Carte des couverts du peuplier noir et de l'érable négundo

La Figure 5 présente les cartes d'abondance du peuplier noir et de l'érable négundo en 2014. Celles-ci seront commentées plus loin.

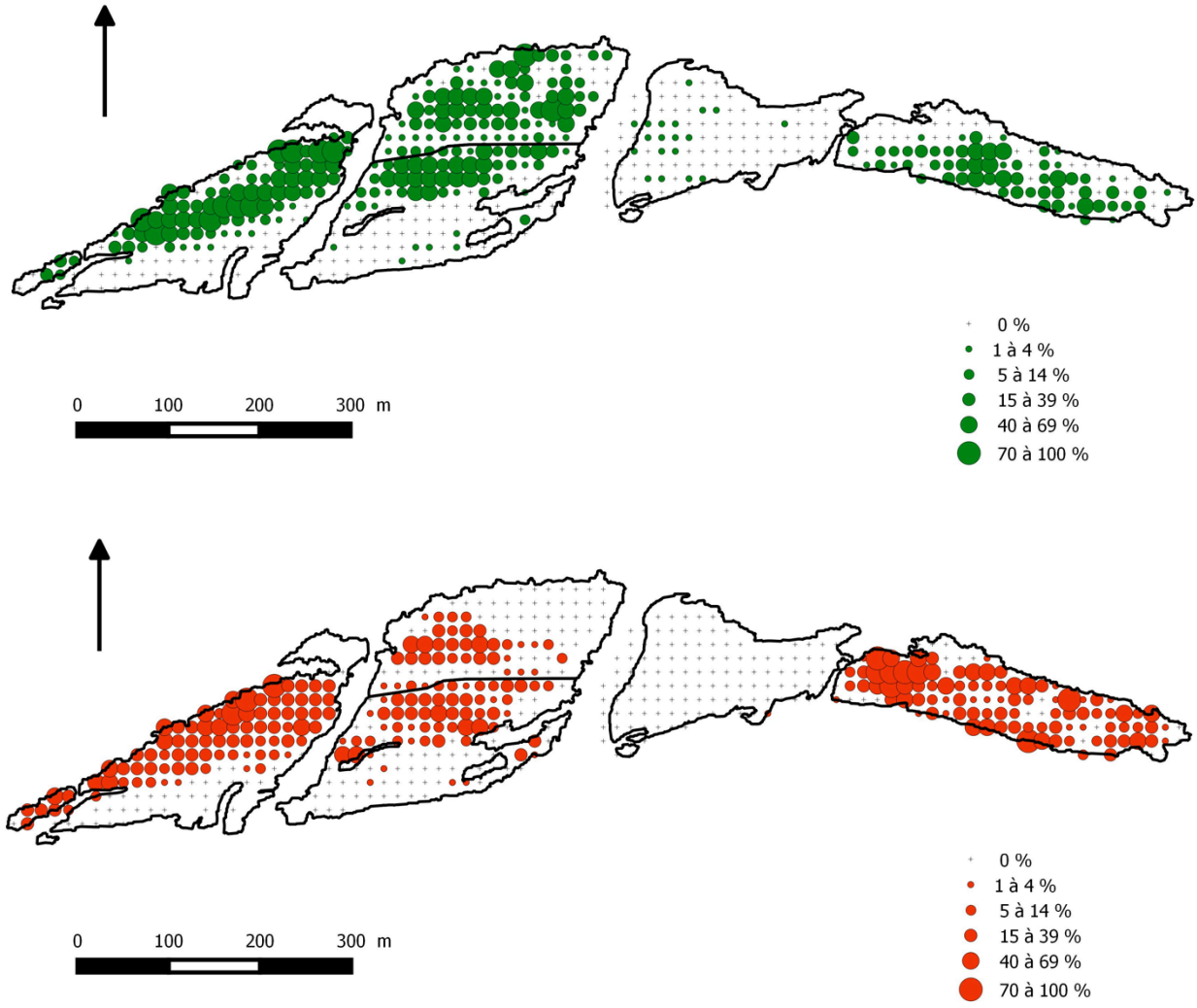


Fig. 5 : Carte des couverts de peuplier noir (en vert, en haut) et d'érable negundo (en rouge en bas), en 2014, sur l'île de Mareau.

4.2 - Abondance des deux essences suivant les îlots

L'examen de la Figure 5 et des données chiffrées du Tableau 8 révèlent :

- que pour l'ensemble de l'île de Mareau, les deux essences ont un couvert similaire ;
- qu'il y a de fortes variations de couvert entre les deux essences, suivant les îlots, avec parfois des différences significatives entre peuplier noir et érable négundo pour un même îlot.

Pour l'ensemble des îlots, chacune des deux essences occupe un petit peu plus de 10 % du couvert. Cette valeur peut paraître faible mais elle intègre le fait qu'une grande partie des îlots correspond à des habitats sans ou avec très peu d'arbres. Le fait que les deux essences aient des couverts équivalents montre que le problème lié au caractère invasif de l'érable négundo est plus prononcé que ce que nous le supposions sur l'île de Mareau. Cependant, la grandeur étudiée est le couvert total ; du fait que l'érable négundo a un développement moins important que le peuplier noir (15-20 m contre 25-30 m d'après Rameau *et al.,*1989), le peuplier devrait avoir une quantité significativement plus importante si l'on raisonnait en biomasse (non quantifiée dans la présente étude). Bien que l'érable négundo et le peuplier noir soient tous les deux qualifiés d'espèces héliophiles par Rameau *et al.* (1989) et positionnés avec une note 5 (intermédiaire) sur le gradient L de lumière d'Ellenberg[12] *et al.* (1992), il semblerait que l'érable négundo soit plus tolérant à l'ombrage que le peuplier noir, le premier pouvant se développer sous le second mais pas l'inverse (observations personnelles au cours du projet BioMareau).

Tab. 8 : Couvert total du peuplier noir et de l'érable négundo sur l'île de Mareau et pour chacun des 5 îlots, en 2014.

Îlot	n points	Couvert peuplier noir	Couvert érable négundo	prob. Kruskal-Wallis
5 îlots	557	11,0%	10,4%	NS
C	115	0,17%	0,02%	✶✶✶
A	122	19,9%	16,8%	NS
B-sud	119	9,8%	7,4%	NS
D	110	9,8%	21,2%	✶✶✶
B-nord	91	16,1%	5,9%	✶✶✶

Avec : *prob. Kruskal-Wallis : test non paramétrique de Kruskal-Wallis :*
✶✶✶ = p ≤ 0,001 ; ✶✶ = p ≤ 0,01 ; ✶ = p ≤ 0,05.
Pour les valeurs : cases bleues = valeurs élevées et cases roses = valeurs moins élevées.

Pour les différences entre îlots, nous noterons que le couvert cumulé des deux essences est le plus important pour l'îlot A (37 %) et moindre pour l'ilot C (0,2 %) qui a été arasé 2 ans auparavant. Pour l'îlot A, il n'y a pas de différence significative entre les deux essences qui s'y concurrencent abondamment. Pour l'îlot C, le peuplier noir y est significativement plus fréquent alors que l'érable négundo y est quasi absent[13]. Nous pouvons déjà affirmer que **le peuplier noir s'installe plus tôt que l'érable négundo suite aux travaux et est donc de ce fait plus précoce dans la dynamique forestière**. L'arasement est donc en mesure de constituer un moyen de lutte, certes radical, contre l'érable négundo. Cependant, la durée de cet effet semble limitée dans le temps. En effet, l'îlot A, qui préfigure l'évolution à échéance de 15-25 ans de l'îlot C, compte un couvert proche pour les deux essences. Toujours pour l'îlot A, les fortes abondances des deux essences ne sont pas localisées aux mêmes endroits, le peuplier noir étant favorisé au cœur de l'îlot alors que l'érable l'est plus en rive nord, au contact du chenal principal. Pour l'îlot C, les peupliers noirs se sont installés préférentiellement dans la partie ouest. L'étude de ces deux îlots, dont la totalité de la surface est facilement inondable, montre que la dynamique des deux essences répond à des agencements spatiaux qui pourraient être en lien avec la dissémination et la germination des graines

Pour les trois autres îlots, qui comptent des parties moins facilement inondables, l'îlot B-sud présente des couverts moindres pour les deux essences, en raison de la très forte proportion de grèves (47 %). Comme pour l'îlot A, il n'y a pas de différence significative entre les deux essences.

[12] *Qui va de 1 (hypersciaphile) à 9 (hyperhéliophile).*

13 Un seul point qui correspond à une infime partie de l'îlot initial qui a été préservée lors des travaux

Pour l'îlot B-nord, qui compte la moindre surface facilement inondable, le peuplier noir est près de trois fois plus couvrant que l'érable négundo. La Figure 5 montre que l'érable négundo, contrairement au peuplier noir, est totalement absent de la partie nord-est de cet îlot qui correspond aux habitats forestiers les plus matures de l'île de Mareau. Cet aspect de l'incidence du type de végétation sur la part des deux essences, déjà perceptible ici, sera développé plus loin.

Enfin, l'îlot D se distingue des autres par la plus forte abondance de l'érable négundo qui est plus que double de celle du peuplier noir. Nous ne pouvons nous empêcher de faire le lien avec les travaux de coupe et brûlage de tous les arbres de l'îlot en 1995 (*cf.* Tableau 1), qui pourraient être la cause de ce déséquilibre, à moins que ce ne soit lié à la particularité géomorphologique de cet îlot déjà signalée à plusieurs reprises. La situation de l'îlot D est d'autant plus préoccupante que, suite à l'arasement de l'îlot C, les castors ont reporté une partie de leur consommation sur les peupliers de l'îlot D.

4.3 - Abondance des deux essences suivant les types de végétation

Comme nous le pressentions précédemment, le Tableau 9 révèle des différences significatives de couvert entre peuplier noir et érable négundo pour 8 des 11 types de végétation.

Tab. 9 : Couvert total du peuplier noir et de l'érable négundo sur l'île de Mareau, suivant les types de végétation, en 2014.

N°	Intitulé type de végétation du projet BioMareau	n points	Couvert peuplier noir	Couvert érable négundo	prob. Kruskal-Wallis
31	Grèves basses	242	1,3%	1,0%	✶✶
26	Cariçaie	39	0,8%	7,4%	✶
221	Phragmitaie	9	3,8%	14,6%	✶
24	Phalaridaie	36	4,4%	11,4%	✶✶✶
5112	Saulaies facilement inondables	5	20,0%	16,2%	NS
5122	Peupleraies facilement inondables	139	33,2%	31,6%	NS
322	Grèves hautes	19	3,5%	0,9%	✶✶✶
432	Prairies à chiendent	36	9,2%	6,4%	NS
49	Fruticées	18	6,9%	0,0%	✶✶✶
513	Peupleraies sèches	8	42,5%	0,0%	✶✶✶
53	Forêts à bois durs	6	6,0%	0,0%	✶

Avec : *prob. Kruskal-Wallis : test non paramétrique de Kruskal-Wallis :*
✶✶✶ = p ≤ 0,001 ; ✶✶ = p ≤ 0,01 ; ✶ = p ≤ 0,05.
Sont figurés en jaune pâle les types facilement inondables et en jaune plus vif les types plus élevés.
Pour les valeurs : cases bleues = valeurs élevées et cases roses = valeurs moins élevées.

Il ressort clairement que **l'érable négundo est beaucoup moins dynamique que le peuplier noir dans les types de végétation moins facilement inondables**. Pour notre échantillon, il est même absent des trois types de végétation les plus matures (fruticées, peupleraies sèches et forêts à bois durs), avec un écart très important pour la peupleraie sèche (43 % contre 0 %). Deux hypothèses sont envisageables pour expliquer l'absence de l'érable négundo : (1) ces types de végétation étant surélevés, les graines d'érable (ailées mais assez lourdes) y sont moins déposées par les crues que pour les types facilement inondables ou (2) les conditions édaphiques, notamment sècheresse estivale du sol, sont peu propices à la germination et au développement de l'érable négundo. Nous pencherions plutôt pour la deuxième hypothèse du fait de l'absence totale d'érable négundo dans ces types de végétation. Une dissémination de cette espèce anémochore depuis les types facilement inondables, même modérée, aurait nécessairement été observée dans le cas de l'hypothèse (1).

Dans les **peupleraies facilement inondables (5122)**, qui cumulent le plus grand couvert pour les deux essences, le peuplier et l'érable y sont aussi compétitifs, avec un couvert respectif d'un peu plus de 30 %. **C'est donc là que le problème d'invasion par l'érable négundo est le plus crucial, car il s'agit du principal habitat forestier de l'île de Mareau qui est prioritaire suivant Natura 2000. De**

plus, il s'agit de l'habitat optimal du peuplier noir, espèce patrimoniale dont la diversité génétique est à préserver.

Toujours pour les types de végétation facilement inondables, les types à grandes herbes, qu'il s'agisse de cariçaies, phragmitaies ou phalaridaies, ont forcément un faible couvert ligneux. Cependant, le couvert d'érable négundo y est systématiquement plus élevé. Ces trois types de végétation sont plutôt en lien avec des sols plutôt humides, ce qui conforterait l'hypothèse d'une plus forte exigence en eau de l'érable négundo que du peuplier noir.

Toujours suivant la même logique, les grèves, qu'elles soient basses ou hautes, toujours avec des couverts ligneux faibles, sont plus favorables à l'installation du peuplier noir que de l'érable négundo.

4.4 - Essai de positionnement des deux essences dans la dynamique forestière

En § 3.5, nous avons proposé une typologie qui prend mieux en compte la variabilité des deux principaux types de végétation de l'île de Mareau, d'une part les grèves basses et d'autre part les peupleraies facilement inondables. Nous avons alors éclaté chacun des types en 3 sous-types suivant le développement de la végétation (couvert total pour les grèves, maturité du peuplement pour les peupleraies).

Nous venons de voir que le peuplier arrive plus tôt sur les grèves que l'érable négundo mais que dans les peupleraies facilement inondables les deux essences y sont en quantité importante et équivalente. Nous pensons que l'étude des couverts des deux essences au gré des différents sous-types de grèves et de peupleraies facilement inondables permettra de mieux comprendre leur dynamique. Pour cela nous définissons le gradient de maturation suivant : 31a > 31b > 31c > 24 > 510a > 510b > 510c. Nous avons intercalé le type 24 (phalaridaie) entre les grèves et les peupleraies car c'est celui qui nous parait le plus pertinent pour en faire « la jointure ».

Le Tableau 10 présente les données et la Figure 6 visualise l'évolution sous forme de courbes. Nous constatons en premier lieu que l'évolution, le long du gradient proposé, est harmonieuse pour les deux essences, ce qui conforte l'intérêt des sous-types de grèves et de peupleraies pour mieux étudier la dynamique de la végétation.

Tab. 10 : Couvert total du peuplier noir et de l'érable négundo sur l'île de Mareau, suivant les sous-types de grèves basses et de peupleraies facilement inondables, en 2014.

N°	Intitulé type de végétation du projet BioMareau	n points	Couvert peuplier noir	Couvert érable négundo	prob. Kruskal-Wallis
31a	Grèves basses minérales	138	0,12%	0,01%	✶✶✶
31b	Grèves basses peu herbeuses	48	1,2%	0,6%	✶
31c	Grèves basses herbeuses	55	3,4%	4,1%	NS
24	Phalaridaie	36	4,4%	11,4%	✶✶✶
510a	Jeunes peupleraies-saulaies facilement inondables	67	20,5%	28,0%	✶
510b	Peupleraies-saulaies plus âgées facilement inondables	58	42,0%	34,9%	NS
510c	Peupleraies âgées de niveau intermédiaire	25	45,9%	23,3%	✶✶✶

Avec : *prob. Kruskal-Wallis : test non paramétrique de Kruskal-Wallis :*
✶✶✶ = p ≤ 0,001 ; ✶✶ = p ≤ 0,01 ; ✶ = p ≤ 0,05.
Pour les valeurs : cases bleues = valeurs élevées et cases roses = valeurs moins élevées.

Si le peuplier s'installe plus tôt sur les nouvelles grèves (type 31a), son couvert s'accroit tout le long du gradient, lentement sur les grèves puis de façon soutenue dans les peupleraies. L'érable négundo rattrape vite son retard d'installation sur les grèves et obtient un couvert significativement supérieur dans les phalaridaies (type 24) et les jeunes peupleraies (type 510a). Son accroissement s'atténue dans les peupleraies plus âgées (type 510b) et son couvert chute dans les peupleraies âgées (type 510c).

Cela montre **une dynamique légèrement différente pour les deux essences**. Par rapport à l'érable négundo, le peuplier aurait l'avantage d'adaptation édaphique sur les grèves minérales et dans une moindre mesure sur les grèves peu herbeuses. **L'efficacité d'un arasement d'îlot pour contenir**

l'érable négundo serait donc très fugace. C'est probablement aux stades phalaridaie (type 24) et jeune peupleraie (510a), où l'érable négundo est plus couvrant que le peuplier, que la lutte devrait plutôt se focaliser.

Dans les peupleraies plus âgées (510b et 510c), le peuplier reprend l'avantage, vraisemblablement à la faveur de son plus grand développement en hauteur qui pénalise l'accès à la lumière des érables négundos. Cependant, nous avons réalisé une étude synchronique qui ne prend pas en compte l'augmentation du caractère invasif de l'érable négundo pendant cette dernière décennie. Ainsi, il est fort probable que nos peupleraies âgées (510c) aient été moins soumises à la concurrence de l'érable négundo dans leur jeune âge que les jeunes peupleraies contemporaines. Par ailleurs, l'augmentation de la pression du castor sur la peupleraie a pour conséquence de la rajeunir, ce qui pourrait la faire stagner dans le stade de jeune peupleraie particulièrement propice à l'épanouissement de l'érable négundo, ce qui était vraisemblablement le cas sur l'îlot C avant son arasement.

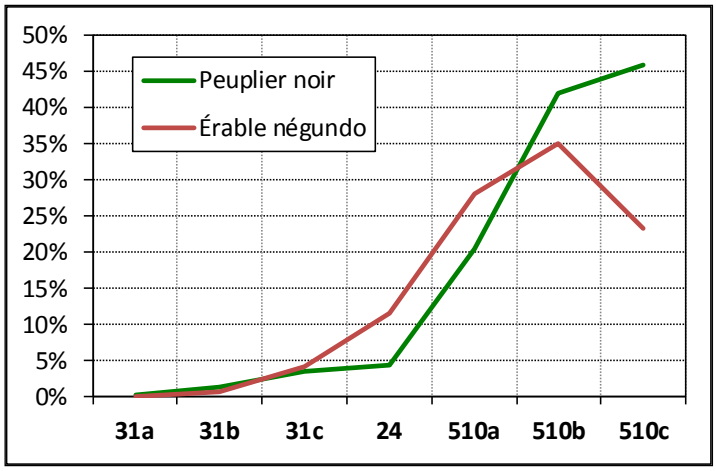


Fig. 6 : Évolution des couverts du peuplier noir et de l'érable negundo, en 2014, le long du gradient de maturation des types de végétation facilement inondables de l'île de Mareau (typologie « Photogrammétrie / Lidar »).

4.5 - Conclusion sur la place respective du peuplier noir et de l'érable négundo

La simple étude des couverts totaux du peuplier noir (espèce patrimoniale) et de l'érable négundo (espèce invasive) a permis d'obtenir des résultats intéressants sur la répartition et l'abondance de ces deux essences qui sont les plus importantes dans la dynamique forestière de l'île de Mareau.

Globalement, l'érable négundo a un couvert équivalent à celui du peuplier noir sur l'île de Mareau. L'impact de cette espèce envahissante est plus important que ce que nous l'imaginions et il est vraisemblable que la situation soit aussi alarmante sur d'autres sites de Loire moyenne.

Nous avons vu que la part respective des deux essences pouvait varier de façon importante suivant les îlots et les types d'habitats. Ces derniers constituent l'échelle la plus intéressante pour étudier le phénomène et probablement pour organiser la lutte contre l'érable négundo. Les types de végétation facilement inondables sont plus impactés par l'érable négundo que ceux qui le sont moins, les types les plus matures (fruticées, forêts à bois durs) ne l'étant nullement. **La peupleraie facilement inondable est de loin la plus impactée, avec des couverts conséquents d'érable négundo, s'avérant même significativement supérieurs à ceux du peuplier noir dans les jeunes peupleraies**. La création de sous-types de végétation pour les grèves et les peupleraies facilement inondables a permis de mieux comprendre la dynamique des deux essences et de dégager les premières pistes pour orienter la lutte contre l'érable négundo.

Cependant, les investigations restent à poursuivre, notamment en adoptant des suivis diachroniques, sur l'île de Mareau mais aussi sur d'autres sites de Loire moyenne afin d'avoir une vue plus globale du problème. L'influence du castor sur la dynamique des deux essences semble aussi une composante dont l'étude est incontournable pour comprendre les mécanismes qui nous intéressent.

Les peupleraies naturelles facilement inondables font partie de l'habitat Natura 2000 prioritaire (91E0). Cet habitat est principalement structuré par le peuplier noir qui est une espèce forestière patrimoniale

dont la diversité génétique doit être préservée. Ces peupleraies méritent donc, au sein de l'île de Mareau mais aussi ailleurs, un intérêt particulier et la poursuite des recherches sur leur dynamique et la biodiversité associée.

5 - INVENTAIRE FLORISTIQUE DES DIFFÉRENTS ÎLOTS ET DES BERGES

L'objectif de cette partie est de rendre compte des inventaires floristiques qui ont été réalisés à l'échelle de l'îlot ou de la portion de berge. Nous présenterons le fond floristique de la zone d'étude en insistant sur les espèces patrimoniales et invasives qui sont une préoccupation majeure dans une réserve naturelle nationale.

De tels inventaires nous permettront aussi de traiter de certaines thématiques telles que :
- les variations interannuelles, sous l'incidence du régime hydrologique ;
- les différences entre les îlots, en lien avec leur diversité des types de végétation ;
- les différences entre îlots et berges ;
- et bien sûr la reconstitution des cortèges floristiques suite à l'arasement de l'îlot C.

5.1 - Aspects méthodologiques

La méthode d'inventaire utilisée est peu habituelle. En général, les relevés floristiques des études scientifiques sont réalisés à l'échelle de la communauté ou du fragment de communauté. Sachant que notre principale préoccupation est d'inventorier le plus grand nombre d'espèces en portant une attention particulière aux espèces rares, soit des espèces patrimoniales très disséminées, soit des espèces invasives qu'il convient de détecter à des seuils relativement bas, nous avons opté pour des relevés sur de plus grandes superficies.

L'unité d'inventaire retenue est celle de l'îlot, d'une superficie de 2 à 3 ha et constitué de 2 à 7 types de végétation. L'inventaire porte donc sur un assemblage de communautés végétales ou d'écosystèmes. Cette échelle a été appelée « écocomplexe » par Blandin et Lamotte (1988) : *« une mosaïque d'écosystèmes qui se révèle former une entité écologique, dont la structure et le fonctionnement contrôlent la démographie de nombreuses espèces »*. Ce concept nous paraît assez pertinent pour un îlot, qui est une entité spatiale bien délimitée, dont une grande partie est facilement inondable et soumise à des régimes hydrologiques variables d'une année à l'autre. Les limites entre habitats y sont mouvantes dans l'espace et le temps, ce qui crée de nombreuses zones de transition en général négligées par les méthodes d'inventaire classiques qui portent sur des zones homogènes.

5.1.1 - Les relevés sur le terrain

Dans cet esprit, nous avons utilisé la méthode dite d'inventaires floristiques par parcelles entières qui a été développée par Irstea (Chevalier *et al*., 2010). La reproductibilité de l'observation est obtenue en effectuant trois passages d'inventaire sur l'îlot, avec un effort de recherche conséquent et contrôlé. Les 3 passages ont été agencés pour couvrir une grande partie de la saisonnalité de la végétation. Les périodes prévues étaient fin juin, fin juillet et début septembre. Nous avons renoncé à la période vernale (avril-mai) en raison de son caractère trop aléatoire du fait de la fréquence des crues à cette période.

Suivant les années, en fonction des crues[14] et des contraintes temporelles des opérateurs :
- le 1er passage a eu lieu les 17 et 18 juillet 2012 ; les 25, 26 et 27 juin 2013 ; les 30 juin et 3 juillet 2014 ;
- le 2ème passage a eu lieu les 7, 8 et 9 août 2012 ; les 23, 24 et 25 juillet 2013 ; les 29 et 30 juillet 2014 ;
- le 3ème passage a eu lieu les 30 et 31 août 2012 ; les 27, 28 et 29 août 2013 ; les 4 et 5 septembre 2014.

Lors de chaque passage d'inventaire, sur chacun des îlots ou sur chaque portion de berge, l'effort de recherche (hors déterminations sur flore) a été contrôlé, à hauteur de 1h45' à 2 personnes ou de 2h40' à une personne. A chaque passage, un nouveau relevé est réalisé sans se soucier des observations précédentes. L'abondance de chaque espèce est notée grossièrement suivant une

[14] *Les relevés ne sont envisageables que lorsque la cote d'eau est inférieure à -50 cm au pont d'Orléans.*

cotation de 1 à 4[15] : 1 pour accidentel, 2 pour peu fréquent, 3 pour moyennement fréquent et 4 pour fréquent.

Les inventaires ont porté sur la flore vasculaire (plantes à fleurs et fougères) au moins en partie enracinée sur les parties terrestres.

La figure 7 et le Tableau 11 présentent les différentes entités (îlot ou berge) inventoriées suivant les années. L'idéal aurait été d'inventorier toutes les entités aux trois années. L'îlot B a été inventorié dans sa globalité en 2012. Ce n'est qu'en 2013, après retour de la première campagne de terrain, qu'il a été décidé de le scinder en deux parties du fait de sa bien plus grande superficie et de son plus grand nombre d'habitats[16].

Pour les deux berges, en raison de limitations budgétaires, leur inventaire n'a été réalisé qu'une seule année (2013) comme le prévoyait le projet :

- en berge nord, sur des habitats fortement anthropisés, s'apparentant plus au coteau calcaire proche (pelouses sèches, zones empierrées, forte déclivité) qu'à l'île de Mareau ;
- en berge sud, sur des habitats linéaires anthropisés mais s'apparentant plus à l'île de Mareau (ripisylve, formations à grandes herbes) bien que les grèves n'y soient pas représentées.

Pour chaque berge, la zone inventoriée est très linéaire, en particulier, pour la berge-sud. Nous en estimons la superficie à environ 1,5 ha, moindre que celle de l'îlot moyen. La délimitation de la zone inventoriée est, pour les deux berges, contenue entre l'axe du chemin de terre de service et la rive de la Loire. Nous n'avons pas pu étendre plus cette superficie, au risque de donner trop d'importance à des habitats non alluviaux. Toutefois, la forte linéarité des berges permet de prendre en compte une plus forte hétérogénéité que pour les îlots. Nous estimons que cela constitue un facteur de compensation de la surface.

Le Tableau 11 ordonne les entités suivant la maturation des habitats, les berges se positionnant après les îlots. Comme la berge-sud est la plus ressemblante aux îlots, nous avons continué à l'inventorier en 2014.

Tab. 11 : Entités inventoriées pour la flore suivant les années. Les surfaces correspondent à l'enveloppe terrestre maximale sur la durée du projet.

Année	C 2,79 ha	A 3,02 ha	D 2,52 ha	B-sud 2,75 ha	B-nord 2,05 ha	Berge-sud ≈ 1,5 ha	Berge-nord ≈ 1,5 ha
2012	X	X	X	(global des 2 îlots)			
2013	X	X	X	X	X	X	X
2014	X	X	X	X	X	X	

[15] *Le fait de travailler à l'échelle de l'écocomplexe nous oblige à utiliser une cotation d'abondance plus grossière que les coefficients d'abondance-dominance de Braun-Blanquet utilisés habituellement.*

[16] *Ce qui ne permet pas de distinguer l'effet surface de l'effet diversité des habitats. De ce fait, les données globalisées de l'îlot B en 2012 ne seront que très partiellement utilisées.*

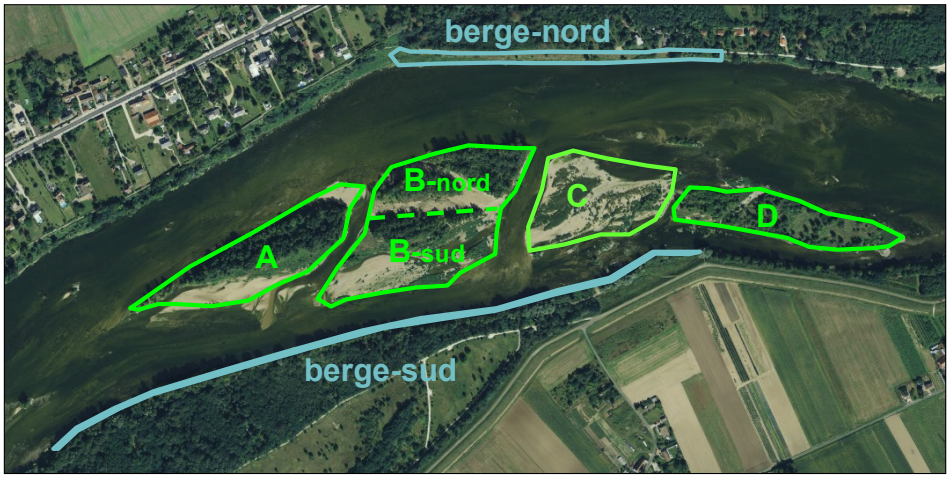


Fig. 7 : Entités d'inventaire de la flore en 2013. Les Îlots sont en vert et les berges en bleu. Orthophoto de 2010.

5.1.2 - Les indices de biodiversité utilisés

Nous utiliserons la richesse spécifique soit totale, soit de plusieurs groupes d'espèces à signification patrimoniale, écologique, biologique ou d'habitat (Chevalier *et al*., 2010). Ainsi, nous nous intéresserons essentiellement à la présence des espèces. L'abondance sera ici peu utilisée si ce n'est pour les résultats globaux sur le cortège floristique. Pour cela, les relevés des passages annuels d'une même entité ont été agrégés en conservant la cote d'abondance la plus élevée pour chaque espèce, il s'agira pour nous du relevé annuel. Ainsi le Tableau 11 révèle que nous disposons de 16 relevés annuels utilisables. Lorsque, pour une analyse donnée, plusieurs relevés annuels sont agrégés, les abondances de chaque espèce sont moyennées. Ainsi, l'abondance d'une espèce reste contenue entre 0 et 4.

5.1.2.1 - La richesse totale (**RS-totale**)

C'est l'indice le plus connu et le plus utilisé. Ce n'est pas le plus intéressant car il mélange toutes les espèces quels que soient leurs niveaux de patrimonialité, leurs préférences d'habitat ou leurs exigences écologiques (Chevalier *et al.,* 2010). Nous le mentionnons tout de même en tant qu'indice purement quantitatif et pour faire le lien éventuel avec d'autres études.

5.1.2.2 - Les indices de patrimonialité-banalité

La méthodologie a été initiée par Chevalier (2011) et adoptée avec succès pour diverses études menées par Irstea. Citons à titre d'exemple Chevalier *et al.*, (2010a) pour la comparaison de la biodiversité floristique des peupleraies, des prairies et des forêts dans les vallées de Champagne. Nous adoptons toutefois la méthode au contexte de l'île de Mareau.

La première phase du travail consiste, en s'inspirant des cotations autécologiques d'Ellenberg *et al.* (1992), à affecter une note de patrimonialité/banalité à chacune des 457 espèces de notre étude. Cette note varie entre 1 (espèce très patrimoniale) et 9 (espèce très banale[17]).

[17] *La notion de banalité est ici prise au sens large d'une contribution à la banalisation des communautés végétales et donc d'atteinte à leur état de conservation. Ainsi, une espèce invasive avérée, même rare, sera considérée comme très banale.*

Tab. 12 : Clé d'affectation de la note de patrimonialité/banalité à chacune des 457 espèces végétales de l'île de Mareau.

Cheminement de la Clé d'identification	
a	↗ Espèce indigène ⇨ **b** ↘ Espèce non indigène ⇨ **e**
b	↗ Espèce protégée ou figurant dans le Livre rouge Centre ⇨ **Note 1** *(n = 12)* ➔ Espèce déterminante ZNIEFF ⇨ **Note 2** *(n = 18)* ↘ Reste ⇨ **c**
c	↗ Espèce ligérienne ou rare en région Centre ⇨ **Note 3** *(n = 45)* ➔ Espèce à tendance ligérienne ou assez rare ou des habitats de grèves / aquatiques ⇨ **Note 4** *(n = 39)* ↘ Reste ⇨ d
d	↗ Espèce adventice problématique dans les cultures ⇨ **Note 6** *(n = 72)* ↘ Reste des espèces indigènes ⇨ **Note 5** *(n = 195)*
e	↗ Espèce invasive avérée ⇨ **Note 9** *(n = 22)* ➔ Espèce potentiellement invasive ⇨ **Note 8** *(n = 25)* ↘ Reste des espèces non indigènes ⇨ **Note 7** *(n = 29)*

Le Tableau 12 en présente la clé d'identification qui s'appuie sur plusieurs sources d'informations. Dans l'ordre de cheminement de la clé :

- Espèces indigènes : en région Centre d'après le catalogue de la flore sauvage de la région Centre de Cordier *et al.* (2010).
- Espèces protégées : sur l'ensemble du territoire[18] ou en région Centre[19].
- Espèces figurant dans le Livre rouge Centre : espèces menacées (CR, EN ou VU) et quasi menacées (NT) d'après Nature Centre et CBNBP (2014).
- Espèces déterminantes ZNIEFF : espèces indigènes déterminantes d'après DREAL Centre (2012).
- Espèces ligériennes : qui ont une préférence ligérienne assez nette au niveau des départements de la région Centre traversés par la Loire. Consultation des cartes de la base Flora du CBNBP (consultation 2015) et en appoint des cartes de l'Atlas de la flore sauvage du Loiret de Pujol *et al*. (2007) et de l'atlas de la flore remarquable du Val de Loire de Boudin *et al.* (2007).
- Espèces à tendance ligérienne : idem mais avec une tendance moins nette à une préférence ligérienne.
- Espèces rares en région Centre : notées R, RR, RRR ou NRR par Cordier *et al.* (2010).
- Espèces assez rares en région Centre : notées AR par Cordier *et al.* (2010).
- Espèces des habitats de grèves/aquatiques : d'après Julve (consultation 2007), (*cf.* § 5.1.2.3).
- Espèces adventices problématiques dans les cultures : qui sont à la fois au moins assez communes dans les cultures en France (AC, C, TC) d'après Jauzein (1995), indigènes, très communes en région centre et dans le département du Loiret (CC ou CCC).
- Espèces invasives avérées : en secteur atlantique ou continental d'après Aboucaya (1999) *in* Muller (2004), ou espèces invasives avérées en région centre d'après Vahrameev et Nobilliaux (2013).

18 *Arrêté du 20 janvier 1982 fixant la liste des espèces végétales protégées sur l'ensemble du territoire. Version consolidée au 25 mars 2015*.

19 *Arrêté du 12 mai 1993, relatif à la liste des espèces végétales protégées en région Centre complétant la liste nationale. NOR : ENVN9320237A. Version consolidée au 14 juillet 1993.*

- Espèces invasives potentielles : espèces invasives potentielles, émergentes ou en liste d'observation suivant les mêmes sources.

Les notes allant de 1 à 4 correspondent aux espèces patrimoniales, celles allant de 6 à 9 aux espèces banales et la note 5 aux espèces ordinaires. Suivant leur note de patrimonialité/banalité, les espèces sont affectées ensuite à des groupes plus ou moins stricts d'espèces patrimoniales ou d'espèces contribuant à la banalisation des communautés végétales. Les groupes stricts reposent sur peu d'espèces et permettent rarement d'obtenir des résultats significatifs, au sens statistique du terme, contrairement aux groupes les plus élargis.

Pour le projet BioMareau, en plus de la richesse totale, le Tableau 13 propose 4 niveaux de patrimonialité/banalité emboîtés. Nous constatons que le fait d'élargir le spectre de patrimonialité et de banalité permet d'au moins doubler le nombre d'espèces lorsque l'on passe à un niveau plus élargi. Nous constatons aussi que près d'un tiers des espèces inventoriées sont indésirables[20]. Au final, nous disposons de 7 indices suivant le gradient de patrimonialité/banalité : **RS-patri-strict**, **RS-patri-élargi**, **RS-intéressantes**, **RS-souhaitables**, **RS-indésirables**, **RS-invas-élargi**, **RS-invas-strict**.

Tab. 13 : Organisation des indices suivant différents niveaux de patrimonialité / banalité.

<table>
<tr><th>Note de patrimonialité / banalité</th><th>Patrimoniales / Invasives Strict</th><th>Patrimoniales / Invasives Élargi</th><th>Intéressantes / « Indésirables »</th><th>Souhaitables / « Indésirables »</th><th>RS Totale</th></tr>
<tr><td>1</td><td>Patrimoniales strictes (n = 12)</td><td rowspan="2">Patrimoniales élargies (n = 30)</td><td rowspan="3">Intéressantes (n = 114)</td><td rowspan="4">Souhaitables (n = 309)</td><td rowspan="9">Toutes espèces (n = 457)</td></tr>
<tr><td>2</td><td>/</td></tr>
<tr><td>3</td><td>/</td><td rowspan="2">/</td></tr>
<tr><td>4</td><td>/</td></tr>
<tr><td>5</td><td>/</td><td>/</td><td>/</td></tr>
<tr><td>6</td><td>/</td><td rowspan="2">/</td><td colspan="2" rowspan="3">« Indésirables » (n = 148)</td></tr>
<tr><td>7</td><td>/</td></tr>
<tr><td>8</td><td>/</td><td rowspan="2">Invasives élargies (n = 47)</td></tr>
<tr><td>9</td><td>Invasives strictes (n = 22)</td><td colspan="3"></td></tr>
</table>

5.1.2.3 - Les indices à signification d'habitat

Parmi toutes les espèces rencontrées, nous avons repéré celles qui ont une préférence pour 9 grands types d'habitats représentatifs des îlots et des berges étudiées :

- **RS-cultures** : espèces des cultures, qui sont à la fois au moins assez communes dans les cultures en France (AC, C, TC) d'après Jauzein (1995) et très communes en région centre (CC ou CCC) d'après Cordier *et al.* (2010) ⇨ 77 espèces.
- **RS-forêts** : espèces forestières qui sont soit des arbres pouvant atteindre une hauteur de 16 m d'après Rameau *et al*. (1989), soit des espèces d'ombre ou de semi-ombre d'après Rameau *et al*. (1989), soit des espèces ayant une préférence pour les forêts anciennes dans au moins trois des 22 publications examinées par Hermy *et al.* (1999) ⇨ 59 espèces.

A ce stade, 3 espèces relèvent à la fois des cultures et des forêts (*Galium aparine*, *Lapsana communis* et *Ranunculus repens*). Leur affectation a été neutralisée. Pour les espèces restantes, elles ont été affectées suivant les habitats optimaux de Julve (2007) :

- **RS-aquatiques** : espèces des herbiers dulçaquicoles ⇨ 11espèces.
- **RS-grandes-herbes** : espèces des formations à grandes herbes telles que les cariçaies, les roselières, les mégaphorbiaies, les prairies longuement inondables et les cressonnières flottantes ⇨ 48 espèces.

[20] *Nous avons hésité à utiliser ce terme qui nous parait sévère. Certaines espèces « indésirables » exogènes sont même typiques de l'axe Ligérien (Boudin et al., 2007). Au final, nous l'avons gardé car le cumul de ces espèces est un indicateur de mauvais état de conservation.*

- **RS-grèves** : espèces des grèves telles que celles des friches annuelles, des tonsures hydrophiles et hygrophiles, des prairies hydrophiles surpiétinées, des prairies méditerranéennes, les commensales subtropicales des cultures de riz ⇨ 42 espèces.
- **RS-pelouses** : espèces des tonsures et pelouses ⇨ 64 espèces.
- **RS-prairies** : espèces des prairies hygrophiles et des prairies mésophiles ⇨ 33 espèces.
- **RS-friches** : espèces des friches vivaces (non de lisière) ⇨ 45 espèces.
- **RS-lisières** : espèces des fourrés, friches-lisières vivaces, ourlets, annuelles pionnières des clairières et lisières, landes, matorrals ⇨ 47 espèces.

5.1.2.4 - Les indices à signification écologique

Nous avons défini 8 groupes d'espèces suivant les cotations autécologiques d'Ellenberg *et al.* (1992) :

- **RS-xérophiles** : espèces dont la note F d'humidité édaphique ≤ 3 ⇨ 65 espèces.
- **RS-hydrophiles** : espèces dont la note F d'humidité édaphique ≥ 8 ⇨ 73 espèces.
- **RS-acidiclines** : espèces dont la note R de Réaction du sol (pH) ≤ 5 ⇨ 48 espèces.
- **RS-basophiles** : espèces dont la note R de Réaction du sol (pH) ≥ 8 ⇨ 75 espèces.
- **RS-oligotrophes** : espèces dont la note N de Nutriments du sol[21] ≤ 3 ⇨ 74 espèces.
- **RS-eutrophiles** : espèces dont la note N de Nutriments du sol ≥ 8 ⇨ 69 espèces.
- **RS-sciaclines** : espèces dont la note L de lumière ≤ 5 ⇨ 45 espèces.
- **RS-héliophiles** : espèces dont la note L de lumière ≥ 8 ⇨ 153 espèces.

Nous avons recherché à constituer des groupes d'environ 50 à 100 espèces, caractéristiques des deux pôles de chaque cotation (philie : ≤ 3 et ≥ 8). Cela n'a pas été possible pour les espèces acidiphiles et sciaphiles, nous nous sommes alors contentés d'identifier la clinie (≤ 5). Pour les espèces héliophiles, leur nombre est particulièrement élevé (153 espèces). Notre objectif de constituer des groupes qui identifient les pôles du gradient écologique local est à peu-près atteint, le site s'avérant particulièrement propice aux espèces héliophiles et peu propice aux espèces acidiphiles.

5.1.2.5 - Les indices à signification biologique

Nous inspirant de la classification des types biologiques de Raunkiaer (1934), nous avons défini 5 groupes d'espèces suivant les informations fournies par Julve (2007) :

- **RS-annuelles** : espèces thérophytes ⇨ 133 espèces.
- **RS-bisannuelles** : espèces bisannuelles au sens large, incluant les thérophytes parfois bisannuelles ou vivaces ainsi que les espèces vivaces parfois bisannuelles ou annuelles ⇨ 57 espèces.
- **RS-géophytes** : espèces géophytes à bulbes, à tubercules ou à rhizomes ⇨ 47 espèces.
- **RS-hémicryptophytes** : espèces hémicryptophytes à rosettes, cespiteuses, stolonifères ou érigées ⇨ 168 espèces.
- **RS-ligneuses** : espèces ligneuses incluant les arbres, les arbustes, les arbrisseaux, les ligneux bas[22], et les lianes ⇨ 52 espèces.

Nous noterons que les espèces hémicryptophytes (n = 168) et annuelles (n = 133) sont les mieux représentées.

[21] *Surtout anions azotés et phosphatés, également cations potassiques.*

[22] *Les ronces, Genista tinctoria, Ruscus aculeatus, Solanum dulcamara et Vinca major sont inclus dans cette catégorie des ligneux bas.*

5.1.3 - Les analyses de données réalisées

Le principal souci d'avoir inventorié des écocomplexes est que les entités sont en faible effectif (16 relevés annuels au total) qui se prêtent peu à des tests statistiques permettant de discriminer significativement des modalités. Le choix de la méthode de travail a été motivé par la volonté d'inventorier un grand nombre d'espèces en portant une attention particulière aux espèces rares. Les analyses de données doivent être orientées en ce sens. Nous inspirant de Vanpeene-Bruhier *et al.* (1998), nous distinguerons :

- le **Fond commun**, qui est constitué des espèces qui sont rencontrées dans toutes les modalités comparées ;
- de l'**Originalité**, constituée des espèces rencontrées seulement dans une modalité.

La comparaison de la proportion d'un groupe d'espèces à signification patrimoniale, d'habitat, écologique ou biologique des espèces originales d'une modalité par rapport au fond commun de l'ensemble de modalités comparées rend possible des tests statistiques. Nous utiliserons pour cela le **test de comparaison de proportion dit de probabilité exacte de Fisher**, deux à deux. La différence entre les catégories peut alors prendre plusieurs niveaux de signification en fonction de la valeur de probabilité du test :

- ✶✶✶ : hautement significatif ($p \leq 0,001$) ;
- ✶✶ : très significatif ($p \leq 0,01$) ;
- ✶ : significatif ($p \leq 0,05$) ;
- NS : non significatif ($p > 0,05$).

Ces tests révèleront si les espèces originales, forcément rares, se différencient par leurs caractéristiques patrimoniales, d'habitats, écologiques ou biologiques. Si une modalité a une très faible originalité, ce qui constitue déjà un résultat, les tests de comparaison ne pourront être significatifs faute d'effectifs suffisants. Nous proposons donc, en complément, de comparer le **Différentiel au fond commun** d'une modalité, ce qui permet de travailler sur des effectifs plus conséquents et sur une partie de la communauté moins exceptionnelle.

En complément, nous calculerons les **Indices de similitude floristique de Jaccard** (1901), deux à deux, qui consistent à faire le rapport entre le nombre de descripteurs ayant le même état pour les deux objets et le nombre total de descripteurs. Cet indice permet d'étudier la ressemblance entre les modalités.

5.2 - Résultats généraux sur le fond floristique

Cette partie présente la liste des espèces, en insistant sur les espèces patrimoniales strictes et invasives. Nous aborderons la répartition des espèces suivant les îlots et les berges de façon globalisée, les comparaisons plus détaillées étant réalisées un peu plus loin dans le rapport.

5.2.1 - Liste totale des espèces sur les îlots et les berges

L'Annexe 1 dresse la liste des 457 taxons inventoriés sur les îlots et les berges pendant la durée du projet. Nous y avons aussi mentionné les caractéristiques de chaque espèce et leur abondance pour l'ensemble des îlots et des berges.

Le nom latin des espèces se réfère à TAXREF v8.0 (Gargominy *et al.,* 2014). 96 % des taxons sont identifiés à l'espèce[23]. Neuf taxons sont identifiés à un niveau supérieur à l'espèce en raison de problèmes d'identification[24]. Sept taxons sont identifiés à un niveau inférieur à l'espèce, le plus souvent à la sous-espèce[25], notamment en raison des évolutions taxonomiques au cours de projet. Enfin, 3 hybrides stabilisés ont été distingués[26]. **Par la suite nous parlerons d'espèces, de richesse spécifique et de biodiversité spécifique**.

---

[23] *Nous considérons comme tels les taxons correspondant à une seule espèce pour l'étude mais pour lesquels nous mentionnons la sous-espèce : Aethusa cynapium subsp. elata, Bryonia cretica subsp. dioica, Clinopodium nepeta subsp. ascendens, Geranium robertianum subsp. robertianum, Setaria italica subsp. viridis, Silene latifolia subsp. alba.*

[24] *Elytrigia campestris et repens, Festuca ovina aggr., Oenothera glazioviana et biennis, Rosa canina aggr., Rubus fruticosus aggr., Taraxacum Ruderalia sect., genre Callitriche sp1, genre Iris sp1 cultivar, genre Triticum sp1 cultivar.*

[25] *Pour Capsella bursa-pastoris : distinction de subsp. bursa-pastoris et subsp. rubella. Pour Medicago sativa : distinction de subsp. ambigua, subsp. falcata et subsp. sativ. Pour Valerianella locusta : distinction de form. locusta et form. carinata.*

26 *Hybrides stabilisés : Platanus x hispanica, Populus x canescens et Salix x rubens.*

Les îlots comptabilisent 387 espèces et les berges 349. La différence est assez faible, d'autant plus que l'inventaire des îlots s'est fait avec près de 5 fois plus de relevés que pour les berges (14 contre 3).

L'île de Mareau et la berge sud sont implantés sur la commune de Mareau-aux-Prés (45) alors que la berge nord est à cheval sur les communes de Chaingy (45) et de St-Ay (45).

Nous allons à présent comparer, pour l'île de Mareau (hors berges) (1) la liste des 387 espèces inventoriées en 2012, 2013 et 2014 dans le cadre du projet BioMareau à celle (2) des 153 espèces terrestres, constituée avec des données antérieures[27] compilées par les gestionnaires de la Réserve naturelle nationale (RNN) de St-Mesmin (communication du Conservateur Michel Chantereau).

Des 153 espèces antérieures, 140 ont été trouvées sur l'ile de Mareau[28] pendant le projet BioMareau. Nous avons donc rajouté 247 espèces à la liste antérieure, ce qui constitue **un progrès conséquent de connaissance pour l'île de Mareau**. Comparons maintenant cette liste de 247 espèces à celle de la commune de Mareau-aux-Prés, constituée par le CBNBP (consultation 2012).

Avant les inventaires du projet BioMareau, le CBNBP, comptabilisait 407 espèces dont 404 post 1989 et 360 post 1999. Sur les 247 espèces supplémentaires à la liste de la RNN, 145 espèces figurent dans la liste communale du CBNBP, dont 137 post 1999. Ainsi, nos inventaires de la flore de l'île de Mareau apporteraient la connaissance de 102 nouvelles espèces sur la commune de Mareau-aux-Prés. En se référant au Tableau 13 décrivant les différents niveaux de patrimonialité, nous pouvons y distinguer :

- 72 espèces souhaitables, dont :
- 26 espèces intéressantes, dont :
- 11 espèces patrimoniales élargies, dont :
- 6 espèces patrimoniales strictes.

Mais aussi :

- 30 espèces « indésirables », dont :
- 14 espèces invasives élargies, dont :
- 6 espèces invasives strictes.

Nous pouvons aussi comparer la liste d'espèces (1) de l'île de Mareau (13,1 ha sur une commune) constituée lors des inventaires du projet BioMareau (387 espèces) à (2) celle de la RNN (263 ha sur 5 communes) compilée par les gestionnaires de la RNN (454 espèces[29]).

Des 387 espèces du projet BioMareau, 295 figurent déjà dans la liste de la RNN. Le projet BioMareau a donc apporté la connaissance de 92 nouvelles espèces[30] pour la RNN, nous pouvons y distinguer :

- 63 espèces souhaitables, dont :
- 25 espèces intéressantes, dont :
- 11 espèces patrimoniales élargies, dont :
- 4 espèces patrimoniales strictes ;

mais aussi :

- 29 espèces « indésirables », dont :
- 11 espèces invasives élargies, dont :
- 2 espèces invasives strictes.

L'apport de connaissance du projet BioMareau s'avère considérable pour l'ensemble de la RNN. Tous les inventaires réalisés pendant la durée du projet ont été ou seront transmis au CBNBP et à la RNN pour alimenter les bases de données Flora et Serena.

Nous pouvons aussi mentionner trois raretés, pour le département du Loiret et la région Centre, découvertes sur l'île de Mareau :

- ***Centaurea maculosa***, espèce indigène en danger en région Centre, très rare en région et dont l'île de Mareau serait la mention contemporaine la plus occidentale du territoire d'agrément du CBNBP.
- ***Rorippa austriaca***, espèce dont le statut d'indigénat est contesté dans le département et en région (Cordier *et al*., 2010) qui, comme *Centaurea maculosa*, est très rare dans la région et non

[27] *Du 25/09/1999 au 20/06/2012.*

[28] T*rois autres ont été trouvées en berge sud.*

[29] *Les inventaires du projet BioMareau étant exclus.*

30 *Les inventaires des berges nord et sud, apporteraient un complément supplémentaire de 27 espèces dont 22 souhaitables, dont 9 intéressantes, dont 1 patrimoniale élargie, dont 1 patrimoniale stricte.*

mentionnée dans le Loiret, dont l'île de Mareau serait la mention contemporaine la plus occidentale du territoire d'agrément du CBNBP.
- ***Galinsoga parviflora***, espèce naturalisée apparue récemment, mentionnée pour seulement 2 communes dans le département et en région avant 2012 (base Flora du CBNBP).

5.2.2 - Les espèces patrimoniales

Le Tableau 14 liste les 30 espèces patrimoniales dont 12 patrimoniales strictes. Pour ces dernières, la berge nord se distingue par son originalité : ses 4 espèces patrimoniales strictes sont absentes des autres entités et liées à des habitats de pelouses bien surélevées par rapport à La Loire.

Des 8 espèces restantes, 6 sont rencontrées dans l'îlot B nord que l'on peut qualifier de plus patrimonial. Cet avantage est en grande partie lié aux types de végétation de grèves hautes et de prairies à chiendent à la limite de l'îlot B-sud, notamment avec *Centaurea maculosa*, *Sedum sexangulare*, *Crepis foetida*, *Micropyrum tenellum,* les deux dernières espèces étant aussi retrouvées dans les mêmes types de végétation qui s'étendent sur l'îlot B-sud.

Les autres entités comptent 1 à 4 espèces patrimoniales strictes, l'îlot C étant le seul à n'en compter qu'une seule : *Pulicaria vulgaris* (protégée nationale), rencontrée à l'état disséminé sur quasiment toutes les entités, sur les grèves facilement inondables.

Les trois dernières espèces patrimoniales strictes sont rencontrées :
- pour *Cynoglossum officinale,* dans les peupleraies facilement inondables de B-nord et B-sud,
- pour *Inula britannica* et *Thalictrum flavum*, sur les berges s'apparentant à de la phalaridaie sur l'îlot A et la berge-sud.

Tab. 14 : Liste, caractéristiques, abondance et répartition des espèces patrimoniales.

Nom latin Taxref 8	Patrimonial/Banal	Liste rouge Centre	Protection	Déterminante ZNIEFF	Habitat	Type biol.	F Ellenb.	R Ellenb.	N Ellenb.	L Ellenb.	île de Mareau *(14 rel.)*	Berges nord et sud *(3 rel.)*	C *(3 rel.)*	A *(3 rel.)*	D *(3 rel.)*	B-sud *(2 rel.)*	B-nord *(3 rel.)*	berge-sud *(2 rel.)*	berge-nord *(1 rel.)*
Armeria arenaria	1	NT	/	2	pelo	hem	3	6	2	8	/	0,3	/	/	/	/	/	/	1,0
Artemisia campestris	1	NT	/	1	pelo	géo	2	5	2	9	/	0,7	/	/	/	/	/	/	2,0
Bothriochloa ischaemum	1	NT	/	/	pelo	hem	3	8	3	9	/	1,0	/	/	/	/	/	/	3,0
Centaurea maculosa	1	EN	/	1	pelo	bis	/	/	/	/	0,2	/	/	/	0,3	/	0,7	/	/
Crepis foetida	1	EN	/	/	pelo	an	4	7	3	9	0,4	/	/	/	/	0,5	1,7	/	/
Cynoglossum officinale	1	NT	/	/	frich	bis	4	7	7	8	0,6	/	/	/	/	1,5	2,0	/	/
Inula britannica	1	VU	/	1	gr-he	hem	7	8	5	8	0,4	0,7	/	1,7	/	/	/	1,0	/
Micropyrum tenellum	1	NT	/	/	pelo	an	/	/	/	/	0,3	/	/	/	/	1,5	0,3	/	/
Pulicaria vulgaris	**1**	**/**	**PN**	**2**	**grèv**	**an**	**8**	**6**	**7**	**9**	**1,8**	**0,7**	**1,0**	**2,7**	**2,3**	**2,0**	**1,0**	**1,0**	**/**
Prospero autumnale	1	/	PR	2	pelo	géo	/	/	/	/	/	0,3	/	/	/	/	/	/	1,0
Sedum sexangulare	1	VU	/	1	pelo	hem	2	6	1	7	0,1	/	/	/	/	/	0,3	/	/
Thalictrum flavum	1	/	PR	2	gr-he	hem	8	8	5	7	0,1	0,3	/	0,3	/	/	/	0,5	/
Carex praecox	2	/	/	1	frich	géo	3	/	4	9	/	0,7	/	/	/	/	/	/	2,0
Oxybasis rubra	2	/	/	2	grèv	an	6	/	9	8	0,3	/	0,7	/	0,7	/	/	/	/
Corynephorus canescens	2	/	/	2	pelo	hem	2	3	2	8	0,1	/	/	/	/	/	0,7	/	/
Cyperus michelianus	2	/	/	2	grèv	an	8	7	6	9	0,5	/	0,7	0,7	0,3	0,5	0,3	/	/
Dipsacus pilosus	2	/	/	1	for	bis	6	8	7	7	0,4	/	/	/	0,3	1,0	0,7	/	/
Equisetum ramosissimum	2	/	/	2	grèv	géo	4	8	1	8	0,3	/	/	/	1,3	/	/	/	/
Erysimum cheiranthoides	2	/	/	2	grèv	an	5	7	7	7	0,6	/	/	1,3	0,3	1,0	0,3	/	/
Geranium lucidum	2	/	/	2	lisi	an	5	7	8	5	/	1,3	/	/	/	/	/	2,0	/
Leersia oryzoides	2	/	/	2	gr-he	hem	10	8	8	8	0,4	1,0	0,3	1,3	0,3	/	/	1,0	1,0
Medicago minima	2	/	/	1	pelo	an	3	8	2	9	/	0,7	/	/	/	/	/	/	2,0
Phleum phleoides	2	/	/	2	pelo	hem	3	8	2	8	0,1	1,0	/	/	/	0,5	/	/	3,0
Persicaria mitis	**2**	**/**	**/**	**2**	**grèv**	**an**	**8**	**6**	**7**	**7**	**0,9**	**1,0**	**0,7**	**1,0**	**1,0**	**1,0**	**0,7**	**1,0**	**1,0**
Populus nigra	**2**	**/**	**/**	**2**	**for**	**lign**	**8**	**7**	**7**	**5**	**3,9**	**3,3**	**3,3**	**4,0**	**4,0**	**4,0**	**4,0**	**4,0**	**2,0**
Potamogeton perfoliatus	2	/	/	1	aqu	géo	12	7	6	6	0,1	/	0,3	/	0,3	/	/	/	/
Laphangium luteoalbum	2	/	/	2	grèv	an	7	5	3	7	0,1	/	/	/	/	/	0,3	/	/
Scrophularia canina	2	/	/	1	/	hem	4	8	3	8	0,1	/	/	/	/	/	0,3	/	/
Silene dioica	2	/	/	2	for	hem	6	7	8	/	0,1	/	/	/	0,3	/	/	/	/
Ulmus laevis	**2**	**/**	**/**	**2**	**for**	**lign**	**8**	**7**	**7**	**4**	**1,0**	**1,7**	**0,3**	**2,0**	**1,3**	**1,0**	**0,3**	**2,0**	**1,0**

Avec : *Déterminante ZNIEFF : 1 = sans condition, 2 = sous condition*
Habitat : cult = cultures ; for = forêts ; aqu = aquatiques ; gr-he = grandes herbes ; grèv = gèves ; pelo = pelouses ; prair = prairies ; frich = friches ; lisi = lisières.
Type biologique : an = annuelles : bis = bisannuelles ; géo = géophytes ; hém = hémicryptophytes ; lign = ligneux.
Abondance : de 0,1 à 1 (accidentel) à 4 (fréquent).
Les espèces fréquentes sur le site d'étude sont figurées en gras.

Des 12 espèces patrimoniales strictes rencontrées, 8 sont inféodées à des milieux ouverts secs et surélevés (peu inondables). La présence de ces types de milieux dans l'entité considérée conditionne donc sa valeur patrimoniale.

Nous ne détaillerons pas la liste de 18 espèces déterminantes ZNIEFF, qui contribuent à la richesse patrimoniale élargie. Nous noterons cependant :

- que contrairement aux espèces patrimoniales strictes, les espèces de pelouses y sont moindres, au profit des espèces des habitats plus facilement inondables, et exigeantes en humidité (F Ellenberg plus élevé) ;
- qu'avec 11 espèces, c'est l'îlot D qui a la plus forte contribution ;
- que le peuplier noir est la seule espèce abondante dans quasiment toutes les entités ;
- qu'*Ulmus laevis* et *Persicaria mitis*, bien que moins abondants sont présents dans toutes les entités.

Les espèces déterminantes ZNIEFF apportent donc des informations complémentaires et de nature différente que celles obtenues avec les espèces protégées ou en liste rouge.

5.2.3 - Les espèces invasives

Le Tableau 15 liste les 47 espèces invasives dont 22 invasives strictes. Nous ne discuterons que ces dernières.

Nous pouvons les répartir en deux catégories bien distinctes d'égale quantité :

- 11 espèces très présentes sur le site, qui sont en mesure de poser le plus de problèmes et pour lesquelles la lutte sera compliquée ;
- 11 espèces bien moins présentes, qui ne posent pas de problème pour l'instant et pour lesquelles la lutte sera plus aisée à ce niveau d'émergence.

Pour les premières, nous pouvons encore les séparer en deux sous-catégories :

- 7 espèces dont le caractère invasif est avéré au niveau régional : *Acer negundo*, *Symphyotrichum lanceolatum*, *Bidens frondosa*, *Lindernia dubia*, *Ludwigia grandiflora*, *Parthenocissus inserta*, *Solidago gigantea* ;
- 4 espèces dont le caractère invasif n'est pas encore avéré en région Centre : *Ambrosia artemisiifolia*, *Berteroa incana*, *Erigeron canadensis*; *Oenothera glazioviana/biennis.*

A l'échelle du site d'étude, le caractère invasif est particulièrement affirmé pour *Acer negundo*, mais aussi *Ambrosia artemisiifolia.*

Pour la deuxième catégorie des espèces émergentes sur le site, nous pouvons aussi distinguer les mêmes sous-catégories :

- 6 espèces dont le caractère invasif est avéré au niveau régional : *Ailanthus altissima*, *Elodea canadensis*, *Elodea nuttalii*, *Impatiens glandulifera*, *Reynoutria japonica*, *Robinia pseudoacacia ;*
- 5 espèces dont le caractère invasif n'est pas encore avéré en région Centre : *Erigeron sumatrensis*, *Cyperus eragrostis*, *Epilobium ciliatum*, *Helianthus tuberosus*, *Senecio inaequidens*.

Les espèces invasives constituent un problème important pour le site d'étude. Ainsi, 12 des 23 espèces invasives avérées de la région Centre (Vahrameev et Nobilliaux, 2013) y sont rencontrées, ce qui est assez cohérent avec les observations de Vahrameev et Nobilliaux (2013), qui signalent que les milieux aquatiques et riverains accueillent près de la moitié des espèces exotiques envahissantes de la région Centre. La nuance est que notre site d'étude BioMareau obtient à lui seul ce taux d'observation régionale.

Tab. 15 : Liste, caractéristiques, abondance et répartition des espèces invasives.

Avec : Invasives : Av = avérée, Po = potentielle, Su = caractère invasif à surveiller. Les espèces fréquentes sur le site d'étude sont figurées en gras.

Nom latin Taxref 8	Patrimonial/Banal	Invasives France	Invasives Centre	Habitat	Type biol.	F Ellenb.	R Ellenb.	N Ellenb.	L Ellenb.	île de Mareau *(14 rel.)*	Berges nord et sud *(3 rel.)*	C *(3 rel.)*	A *(3 rel.)*	D *(3 rel.)*	B-sud *(2 rel.)*	B-nord *(3 rel.)*	berge-sud *(2 rel.)*	berge-nord *(1 rel.)*
Acer negundo	**9**	**Av**	**Av**	**for**	**lign**	**6**	**7**	**7**	**5**	**3,6**	**2,7**	**2,0**	**4,0**	**4,0**	**4,0**	**4,0**	**3,0**	**2,0**
Ailanthus altissima	9	Av	Av	for	lign	5	7	8	8	/	0,7	/	/	/	/	/	/	2,0
Ambrosia artemisiifolia	**9**	**Av**	**Po**	**grèv**	**an**	**4**	**8**	**6**	**9**	**3,3**	**1,3**	**2,7**	**3,3**	**3,7**	**3,5**	**3,3**	**1,5**	**1,0**
Symphyotrichum lanceolatum	**9**	**Av**	**Av**	**gr-he**	**hem**	**6**	**/**	**8**	**7**	**2,4**	**3,3**	**0,7**	**3,3**	**2,7**	**3,0**	**2,7**	**4,0**	**2,0**
Berteroa incana	**9**	**Av**	**Po**	**grèv**	**an**	**3**	**6**	**4**	**9**	**3,1**	**3,3**	**2,0**	**3,3**	**3,3**	**3,5**	**3,7**	**3,0**	**4,0**
Bidens frondosa	**9**	**Av**	**Av**	**grèv**	**an**	**8**	**7**	**8**	**7**	**3,4**	**3,0**	**3,7**	**4,0**	**3,3**	**3,0**	**3,0**	**3,0**	**3,0**
Erigeron canadensis	**9**	**Av**	**Po**	**cult**	**an**	**4**	**/**	**5**	**8**	**2,7**	**2,7**	**1,0**	**3,3**	**3,3**	**3,0**	**3,0**	**2,5**	**3,0**
Erigeron sumatrensis	9	Av	Po	frich	bis	/	/	/	/	0,1	0,3	/	/	/	0,5	0,3	0,5	/
Cyperus eragrostis	9	Av	Su	gr-he	hem	/	/	/	/	0,4	/	/	0,3	/	1,0	0,7	/	/
Elodea canadensis	9	Av	Av	aqu	hem	12	7	7	7	0,1	/	/	/	0,3	/	/	/	/
Elodea nuttalii	9	Po	Av	aqu	hem	12	/	7	7	0,4	0,7	/	/	1,7	/	/	0,5	1,0
Epilobium ciliatum	9	Av	Su	lisi	bis	5	7	8	7	/	0,3	/	/	/	/	/	0,5	/
Helianthus tuberosus	9	Av	Su	gr-he	géo	6	7	8	8	0,4	/	/	1,0	/	0,5	0,3	/	/
Impatiens glandulifera	9	Av	Av	for	an	8	7	7	5	0,6	/	/	1,3	1,3	/	/	/	/
Lindernia dubia	**9**	**Av**	**Av**	**grèv**	**an**	**8**	**7**	**/**	**9**	**2,1**	**/**	**2,0**	**3,0**	**1,7**	**2,0**	**2,0**	**/**	**/**
Ludwigia grandiflora	**9**	**Av**	**Av**	**gr-he**	**hem**	**/**	**/**	**/**	**/**	**2,4**	**2,3**	**2,7**	**2,7**	**2,7**	**2,0**	**2,0**	**2,0**	**3,0**
Parthenocissus inserta	**9**	**Po**	**Av**	**/**	**lign**	**/**	**/**	**/**	**/**	**1,6**	**/**	**/**	**2,0**	**2,0**	**2,5**	**2,0**	**/**	**/**
Reynoutria japonica	9	Av	Av	lisi	géo	8	5	7	8	0,5	0,3	0,7	0,7	0,7	/	0,3	0,5	/
Robinia pseudoacacia	9	Av	Av	for	lign	4	/	8	5	0,9	2,0	0,7	/	1,0	1,5	1,7	2,0	2,0
Senecio inaequidens	9	Av	Po	frich	hem	3	7	3	8	0,1	/	/	/	/	0,5	0,3	/	/
Solidago gigantea	**9**	**Av**	**Av**	**gr-he**	**hem**	**6**	**/**	**7**	**8**	**2,4**	**1,0**	**0,7**	**3,0**	**2,3**	**3,0**	**3,0**	**1,5**	**/**
[Oenothera glazioviana & biennis Groupe]	**9**	**Av**	**Po**	**frich**	**bis**	**/**	**/**	**/**	**/**	**2,1**	**1,3**	**1,3**	**2,0**	**2,0**	**2,5**	**3,0**	**1,0**	**2,0**
Amaranthus hybridus	**8**	**/**	**Po**	**cult**	**an**	**4**	**7**	**7**	**8**	**2,3**	**1,0**	**2,3**	**2,3**	**2,3**	**2,0**	**2,3**	**0,5**	**2,0**
Chenopodium ambrosioides	**8**	**/**	**Su**	**grèv**	**an**	**/**	**/**	**/**	**/**	**2,7**	**1,3**	**2,0**	**3,0**	**3,0**	**3,0**	**2,7**	**1,5**	**1,0**
Cyperus esculentus	**8**	**/**	**Po**	**grèv**	**géo**	**/**	**/**	**/**	**/**	**2,7**	**0,3**	**2,7**	**3,3**	**2,7**	**3,0**	**2,0**	**/**	**1,0**
Datura stramonium	**8**	**Su**	**Po**	**grèv**	**an**	**4**	**7**	**8**	**8**	**2,6**	**1,3**	**2,0**	**2,7**	**3,7**	**2,0**	**2,3**	**1,5**	**1,0**
Eragrostis pectinacea	**8**	**/**	**Po**	**grèv**	**an**	**/**	**/**	**/**	**/**	**3,9**	**1,3**	**3,7**	**4,0**	**4,0**	**4,0**	**3,7**	**1,0**	**2,0**
Erigeron annuus	8	Po	Po	gr-he	hem	6	/	8	7	1,5	0,3	/	1,7	2,7	2,0	1,3	/	1,0
Eschscholzia californica	8	Su	/	/	an	/	/	/	/	0,1	/	/	0,3	/	/	/	/	/
Galinsoga parviflora	8	Su	/	/	an	5	5	8	7	0,2	/	/	0,3	0,7	/	/	/	/
Galinsoga quadriradiata	8	Su	Po	/	an	4	6	7	7	0,1	/	/	0,3	0,3	/	/	/	/
Juncus tenuis	8	Po	/	prair	hem	6	5	5	6	/	1,0	/	/	/	/	/	1,5	/
Lepidium virginicum	**8**	**Su**	**/**	**grèv**	**bis**	**4**	**6**	**5**	**8**	**2,2**	**1,0**	**1,0**	**2,0**	**3,0**	**2,5**	**2,7**	**1,5**	**/**
Berberis aquifolium	8	/	Po	lisi	lign	/	/	/	/	0,4	/	/	/	/	/	2,0	/	/
Matricaria discoidea	8	Su	/	cult	an	5	7	8	8	0,1	1,0	/	/	0,3	/	/	1,5	/
Melilotus albus	8	Su	/	frich	bis	3	7	4	9	1,3	0,7	0,7	1,0	1,7	1,5	1,7	1,0	/
Oxalis fontana	8	Su	/	frich	hem	5	5	7	6	0,8	0,7	0,3	1,3	1,0	0,5	0,7	1,0	/
Panicum capillare	**8**	**Su**	**/**	**/**	**an**	**/**	**/**	**/**	**/**	**3,1**	**2,3**	**2,0**	**3,7**	**3,3**	**3,5**	**3,3**	**2,0**	**3,0**
Panicum dichotomiflorum	8	Su	/	/	an	/	/	/	/	0,4	/	0,7	0,7	0,3	0,5	/	/	/
Panicum miliaceum	8	Su	/	/	an	/	/	/	/	0,1	/	0,3	/	/	/	/	/	/
Quercus rubra	8	/	Su	for	lign	/	/	/	/	0,1	/	/	/	/	/	0,7	/	/
Rhus typhina	8	Su	Su	lisi	lign	/	/	/	/	0,1	0,7	/	/	/	0,5	/	1,0	/
Rorippa austriaca	8	Su	/	gr-he	hem	7	8	8	8	0,5	0,7	0,3	0,7	1,0	0,5	/	1,0	/
Rumex thyrsiflorus	8	Po	/	frich	hem	3	7	4	8	0,9	2,0	/	/	1,3	1,0	2,0	2,0	2,0
Veronica peregrina	8	Su	/	grèv	an	8	8	6	8	0,8	0,3	0,7	0,7	1,0	1,5	0,3	/	1,0
Veronica persica	8	Po	/	cult	an	5	7	7	6	/	0,7	/	/	/	/	/	0,5	1,0
Xanthium orientale	**8**	**Po**	**Po**	**grèv**	**an**	**/**	**/**	**/**	**/**	**3,7**	**2,3**	**3,3**	**4,0**	**4,0**	**4,0**	**3,3**	**2,5**	2,0

5.3 - Comparaison des trois années : 2012, 2013 et 2014

Les inventaires floristiques de BioMareau ont porté sur trois années très différentes au niveau de leur régime hydrologique. Bien que ce ne soit pas l'objectif initial, il convient d'étudier en premier lieu l'effet année afin d'en tenir compte dans l'interprétation des autres résultats, notamment ceux concernant la reconstitution de la flore sur l'îlot C arasé en 2012.

5.3.1 - Régime hydrologique suivant les années

La Figure 8 compare le régime hydrologique moyen sur 27 ans[31] (communication des données brutes par Gaël Bailly, DREAL Centre/SHPEC/DHMD).

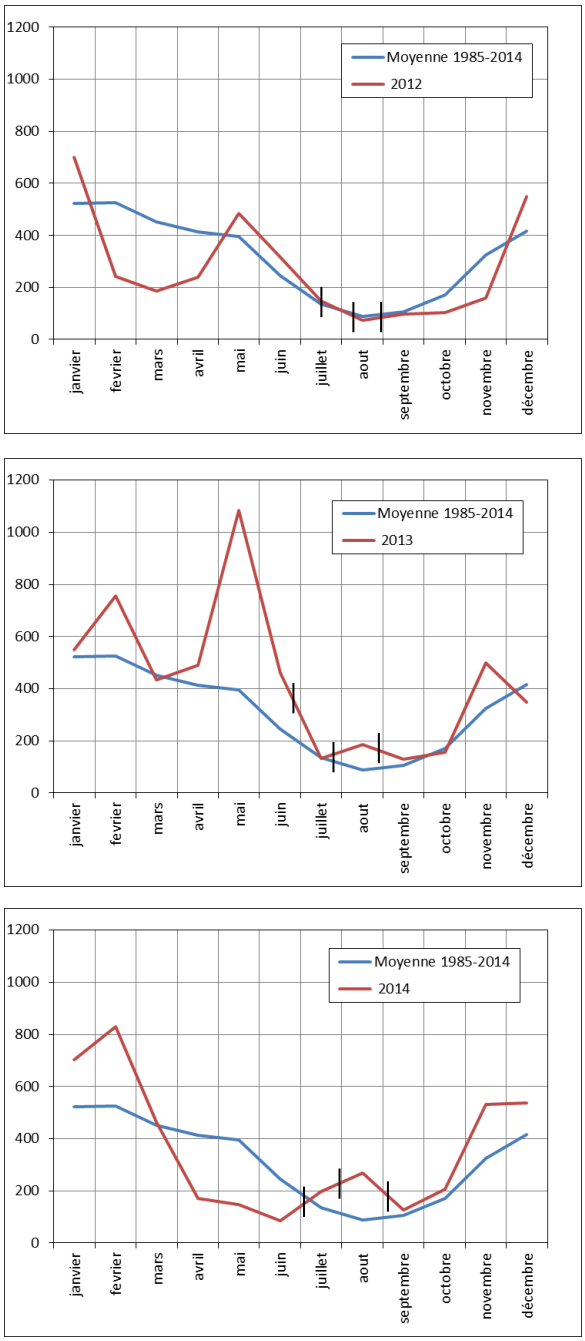


***Fig. 8* : Régime hydrologique moyen sur 27 ans à Orléans (1985 - 2014, il manque les années 1997 à 1999), et des années 2012, 2013 et 2014, exprimé en débit moyen journalier à Orléans (m^3/s). Les périodes des inventaires floristiques sont visualisées avec des traits noirs verticaux.**

[31] *Entre 1985 et 2014, après la mise en eau du barrage de Villerest. Les années 1997 à 1999 n'ont pas été prises en compte en raison de lacunes dans les données.*

2012 est l'année qui s'apparente le plus au régime hydrologique normal de la Loire à Orléans. Les inventaires floristiques de 2012 sont situés à des périodes où le régime est calqué sur celui de la normale. Nous noterons juste les faibles débits hivernaux et des débits printaniers légèrement plus soutenus que la normale. Le débit moyen journalier de 2012 est de 276 m^3/s contre 315 m^3/s pour la normale. Nous pouvons résumer **2012 : faibles crues hivernales, crues printanières assez fortes puis installation normale de l'étiage**.

2013 est une année à fort débit (433 m^3/s contre 315 m^3/s pour la normale). Nous noterons le très fort débit qui s'est prolongé au printemps et les débits estivaux assez élevés pour la saison. Nos périodes d'inventaire ont toutes été réalisées à des niveaux d'eau supérieurs à la normale. Nous pouvons résumer **2013 : fortes crues hivernales, très fortes crues printanières puis épisodes de petites crues estivales qui n'ont pas permis l'installation de l'étiage**.

2014 a un débit légèrement supérieur à la normale (353 m^3/s contre 315 m^3/s pour la normale). Nous noterons, suite à de forts débits hivernaux, des débits printaniers très bas que l'on pourrait qualifier d'étiage, suivis d'un été sans étiage à débit assez haut en raison d'épisodes de petites crues. Si notre premier passage en inventaire a été réalisé avec un bas niveau d'eau par rapport à la normale, il n'en est pas de même pour les deux passages suivants. Nous pouvons résumer **2014 : fortes crues hivernales, étiage printanier, puis épisodes de petites crues qui n'ont pas permis l'installation de l'étiage estival**.

Au final, **seule l'année 2012 s'apparente à la normale**, il y manque juste des crues hivernales. *A priori*, ce serait l'année la plus propice au développement d'une végétation ligérienne typique. A l'opposé, 2013 est une année qui a fortement contraint la végétation par ses crues répétitives. 2014 est une année atypique qui voit se succéder à un étiage printanier favorable à la végétation, des niveaux d'eau anormalement élevés et peu propices à la végétation.

5.3.2 - Choix et assemblage des relevés

Au regard du Tableau 11, nous ne pouvons retenir que des entités qui ont été inventoriées à l'identique en 2012, 2013 et 2014. De ce fait, les berges et les îlots B-nord et B-sud seront écartés de cette analyse. Par ailleurs, nous devons aussi écarter l'îlot C qui a été arasé à l'automne 2012, de façon à ne pas confondre l'effet année et l'effet arasement. Cette analyse portera donc sur les îlots A et D agrégés.

5.3.3 - Richesse à signification patrimoniale

Le Tableau 16 se focalise sur les indices de richesse neutres et surtout à signification patrimoniale. Les cases vertes indiquent les situations favorables à la biodiversité et inversement pour les rouges. Au total, nous comptabilisons 283 espèces pour les trois années, seulement 150 sont communes aux trois années, soit à peine plus de 50 %.

Tab. 16 : Richesse spécifique des différents groupes à signification patrimoniale, pour les îlots A et D agrégés, suivant les différentes années et comparaison avec le fond commun aux trois années.

Îlots A et D agrégés	Fond commun (FC)	2012	2013	2014
RS-totale	150	220	172	249
RS-souhaitables	85	141	102	146
RS-intéressantes	36	57	43	53
RS-patri-élargi	4	11	8	10
RS-patri-strict	2	3	2	3
RS-indésirables	65	79	70	103
RS-invas-élargi	26	29	28	37
RS-invas-strict	9	15	15	18
RS Originale	/	18	7	50
RS différentielles du FC	/	70	22	99

Pour les valeurs : cases grisées = valeurs élevées, cases vertes = favorable pour la biodiversité de l'île de Mareau, cases rouges = défavorable pour la biodiversité.

Cela indique **de fortes variations de composition d'une année à l'autre**. Les différences de richesse totale montrent que cette variation est due en grande partie à la faible valeur de l'année 2013 (20 à 30 % de moins que les autres années), mais pas seulement puisque la richesse en espèces originales de 2014 est bien supérieure à l'écart avec celle de 2012, celle de 2013 étant bien évidemment très faible.

Pour les indices à signification patrimoniale, 2012 est l'année la plus intéressante avec des valeurs élevées pour la richesse patrimoniale et des valeurs faibles pour la richesse des indésirables et invasives, ce qui révèle un bon état de conservation des communautés végétales.

Pour les deux autres années, le bilan est mitigé. **2013 a une faible valeur patrimoniale mais les communautés y sont peu banalisées**[32]. A l'opposé, **2014 présente une patrimonialité aussi bonne que 2012 mais a le plus mauvais état de conservation**. Le gain de richesse totale s'y fait donc presqu'exclusivement avec des espèces indésirables.

5.3.4 - Similitude de Jaccard

Le Tableau 17 montre que 2012 à une similitude équivalente avec 2013 (68 %) et 2014 (70 %), alors que 2013 et 2014 ont la plus faible similitude (59 %). Cela converge avec la normalité avancée en § 5.3.1 pour le régime hydrologique, 2013 et 2014 étant des années singulières « de part et d'autre » de la normale.

Tab. 17 : Similitude de Jaccard, pour les îlots A et D agrégés, suivant les différentes années.

Similitude de Jaccard Ilots A et D agrégés	2012	2013	2014
2012	/	0,68	0,70
2013	0,68	/	0,59
2014	0,70	0,59	/

5.3.5 - Étude de l'originalité

Le Tableau 18 compare les proportions de chaque groupe d'espèces entre l'originalité de chaque année et le fond commun. Nous ne discuterons que des différences statistiquement significatives.

Tout d'abord, le nombre de différences significatives est assez faible, tout particulièrement pour l'année 2013, ce qui est normal compte tenu des faibles effectifs d'originalité.

Pour les indices de patrimonialité/banalité, l'originalité de 2012 se différencie positivement du fond commun, avec une plus forte proportion d'espèces souhaitables et patrimoniales ainsi qu'avec une moindre proportion d'indésirables, ce qui est cohérent avec les résultats présentés en § 5.3.3. 2014 se différencie du fond commun par une moindre proportion d'espèces intéressantes.

Pour les rares indices à signification d'habitats qui répondent, 2012 et 2014 ont leur originalité qui se différencie du fond commun par une plus forte proportion d'espèces de pelouses alors que celle de 2013 se différencie par une plus forte proportion d'espèces aquatiques, ce qui est cohérent avec les forts débits d'eau tout au long de cette année.

Pour les indices à signification écologique, 2012 se différencie du fond commun par une plus forte proportion d'espèces xérophiles et basophiles alors que 2014 s'en différencie par une moindre proportion d'espèces hydrophiles et eutrophiles sans que nous ayons d'explication à avancer.

Pour les indices à signification biologique, seules réagissent les espèces annuelles qui sont en plus forte proportion pour l'originalité de 2014 que pour le fond commun, ce qui est probablement en rapport avec l'étiage printanier de cette année.

Au final, la confrontation des caractéristiques des espèces originales à celles du fond commun confirme les résultats précédents et apporte des éléments nouveaux sur l'aspect fonctionnel des écosystèmes.

[32] *En valeur absolue.*

Tab. 18 : Comparaison des proportions, pour chaque groupe d'espèces, entre le fond commun (FC) et l'originalité (Or) des différentes années.

îlots A et D agrégés		FC *(n =150)*	Or 2012 *(n =18)*		Or 2013 *(n =7)*		Or 2014 *(n =50)*	
Indice		%	%	pr.	%	pr.	%	pr.
Patrimonialité -banalité	RS-souhaitables	57%	89%	✶✶	71%	NS	54%	NS
	RS-intéressantes	24%	44%	NS	29%	NS	10%	✶
	RS-patri-élargi	3%	17%	✶	14%	NS	4%	NS
	RS-indésirables	43%	11%	✶✶	29%	NS	46%	NS
	RS-invas-élargi	17%	0%	NS	0%	NS	12%	NS
Habitats	RS-cultures	21%	11%	NS	0%	NS	30%	NS
	RS-aquatiques	3%	11%	NS	29%	✶	2%	NS
	RS-grandes-herbes	20%	6%	NS	0%	NS	8%	NS
	RS-grèves	15%	6%	NS	0%	NS	6%	NS
	RS-pelouses	1%	11%	✶	0%	NS	6%	✶
	RS-prairies	7%	6%	NS	29%	NS	10%	NS
	RS-friches	9%	17%	NS	0%	NS	14%	NS
	RS-lisières	5%	6%	NS	14%	NS	2%	NS
	RS-forêts	17%	17%	NS	14%	NS	8%	NS
Écologiques	RS-xérophiles	3%	17%	✶	14%	NS	2%	NS
	RS-hydrophiles	27%	22%	NS	29%	NS	8%	✶✶
	RS-acidiclines	5%	6%	NS	0%	NS	8%	NS
	RS-basophiles	11%	44%	✶✶✶	0%	NS	18%	NS
	RS-oligotrophes	3%	11%	NS	0%	NS	4%	NS
	RS-eutrophiles	26%	6%	NS	0%	NS	10%	✶
	RS-sciaclines	11%	6%	NS	14%	NS	4%	NS
	RS-héliophiles	31%	44%	NS	14%	NS	26%	NS
Biologiques	RS-annuelles	25%	28%	NS	14%	NS	44%	✶
	RS-bisannuelles	10%	17%	NS	0%	NS	16%	NS
	RS-géophytes	13%	11%	NS	14%	NS	4%	NS
	RS-hémicryptophytes	39%	33%	NS	43%	NS	32%	NS
	RS-ligneuses	13%	11%	NS	29%	NS	4%	NS

Avec : *pr. : test de probabilité exacte de Fisher entre Or de chaque année et FC :*
✶✶✶ = p ≤ 0,001 ; ✶✶ = p ≤ 0,01 ; ✶ = p ≤ 0,05.
Pour les valeurs : cases bleues = valeurs significativement plus élevées que FC ; cases roses = valeurs significativement moindres que FC.

5.3.6 - Étude des espèces différentielles du fond commun

Nous reprenons les mêmes analyses que pour le Tableau 18, mais ici en remplaçant l'originalité par le différentiel de chaque année par rapport au fond commun (*cf.* Tableau 19), ce qui offre l'avantage d'avoir une plus grande puissance statistique mais aussi de travailler sur une partie de la communauté qui est moins « exceptionnelle ». Nous constatons tout d'abord que nous obtenons moins de réponses significatives qu'avec l'originalité.

Pour les indices de patrimonialité/banalité, nous confirmons les résultats obtenus avec l'originalité. Les espèces différentielles de 2012 se différencient positivement du fond commun, avec une plus forte proportion d'espèces souhaitables ainsi qu'avec une moindre proportion d'indésirables et d'invasives.

Pour les indices à signification d'habitats qui répondent, seules les espèces différentielles de 2013 se différencient du fond commun par une plus forte proportion d'espèces aquatiques, comme pour l'originalité.

Pour les indices à signification écologique, 2012 se différencie du fond commun par une plus forte proportion d'espèces basophiles et oligotrophes alors que 2014 s'en différencie par une moindre proportion d'espèces hydrophiles sans que nous ayons d'explication à avancer.

Pour les indices à signification biologique, comme pour l'originalité, les espèces annuelles ont une plus forte proportion pour les différentielles de 2014 que pour le fond commun.

L'étude des espèces différentielles confirme celle des espèces originales, celles-ci y étant incluses de toute façon, et permet d'apporter quelques informations complémentaires.

Tab. 19 : Comparaison des proportions, pour chaque groupe d'espèces, entre les différentielles du fond commun (Dif) de chaque année et le fond commun (FC).

Îlots A et D agrégés		FC *(n =150)*	Dif 2012 *(n =70)*		Dif 2013 *(n =22)*		Dif 2014 *(n =99)*	
Indice		%	%	pr.	%	pr.	%	pr.
Patrimonialité -banalité	RS-souhaitables	57%	80%	✶✶✶	77%	NS	62%	NS
	RS-intéressantes	24%	30%	NS	32%	NS	17%	NS
	RS-patri-élargi	3%	9%	NS	14%	NS	5%	NS
	RS-indésirables	43%	20%	✶✶✶	23%	NS	38%	NS
	RS-invas-élargi	17%	4%	✶✶	9%	NS	11%	NS
Habitats	RS-cultures	21%	14%	NS	5%	NS	24%	NS
	RS-aquatiques	3%	4%	NS	14%	✶	1%	NS
	RS-grandes-herbes	20%	11%	NS	14%	NS	10%	NS
	RS-grèves	15%	13%	NS	9%	NS	11%	NS
	RS-pelouses	1%	7%	NS	0%	NS	6%	NS
	RS-prairies	7%	6%	NS	14%	NS	7%	NS
	RS-friches	9%	10%	NS	0%	NS	11%	NS
	RS-lisières	5%	10%	NS	14%	NS	7%	NS
	RS-forêts	17%	19%	NS	23%	NS	12%	NS
Écologiques	RS-xérophiles	3%	7%	NS	5%	NS	3%	NS
	RS-hydrophiles	27%	23%	NS	32%	NS	15%	✶
	RS-acidiclines	5%	9%	NS	9%	NS	11%	NS
	RS-basophiles	11%	27%	✶✶	14%	NS	19%	NS
	RS-oligotrophes	3%	11%	✶	0%	NS	8%	NS
	RS-eutrophiles	26%	21%	NS	14%	NS	18%	NS
	RS-sciaclines	11%	17%	NS	18%	NS	12%	NS
	RS-héliophiles	31%	36%	NS	23%	NS	30%	NS
Biologiques	RS-annuelles	25%	30%	NS	23%	NS	40%	✶
	RS-bisannuelles	10%	19%	NS	0%	NS	18%	NS
	RS-géophytes	13%	10%	NS	23%	NS	5%	NS
	RS-hémicryptophytes	39%	31%	NS	32%	NS	30%	NS
	RS-ligneuses	13%	10%	NS	23%	NS	6%	NS

Avec : *pr. : test de probabilité exacte de Fisher entre Dif de chaque année et FC :*
✶✶✶ = p ≤ 0,001 ; ✶✶ = p ≤ 0,01 ; ✶ = p ≤ 0,05.
Pour les valeurs : cases bleues = valeurs significativement plus élevées que FC ; cases roses = valeurs significativement moindres que FC.

5.3.7 - Conclusion sur la comparaison des trois années

Le projet a connu des années avec des régimes hydrologiques bien différents, ce qui a eu un effet sur la richesse totale et la composition floristique de chaque année.

Ainsi, 2012, qui a le régime hydrologique le plus ressemblant à la normale 1985-2014, présente un nombre élevé d'espèces et un bon état de conservation des communautés. 2013, qui a été impactée par des crues tout au long de la saison de végétation, a la plus faible richesse totale mais les communautés y sont dans un état de conservation convenable. Enfin, 2014, avec un étiage printanier et des petites crues répétitives ensuite, présente la richesse totale la plus élevée mais compte un nombre d'espèces souhaitables, intéressantes et patrimoniales similaire à 2012. Pour 2013, le supplément de richesse se fait donc avec des espèces indésirables et invasives, ce qui dénote un moindre état de conservation. Cela prouve que la richesse totale est un indice neutre qui ne suffit pas pour décrire la biodiversité d'un site et peut même conduire à des interprétations erronées.

L'étude de l'originalité et des espèces différentielles du fond commun a permis, au-delà des indices neutres et à signification patrimoniale, de renseigner sur certaines différences annuelles de composition. Parmi les traits les plus marquants, 2013 serait propice aux espèces aquatiques, 2014 serait propice aux espèces annuelles et peu propice aux espèces hydrophiles alors que 2012 serait propice aux espèces basophiles. Pour 2013 et 2014 il y a cohérence avec le régime hydrologique annuel, alors que pour 2012, l'apport d'espèces basophiles reste à élucider, probablement en lien avec la sédimentologie.

Enfin, ces variations annuelles nous invitent à être prudents lors de l'étude de l'évolution de l'îlot C suite à son arasement en septembre 2012. Nous pouvons déjà avancer que la recolonisation végétale s'y est faite en 2012 et 2013 sous de fortes contraintes hydrologiques, qui ont eu un impact négatif significatif sur les îlots qui n'ont pas été arasés.

5.4 - Comparaison de six entités : îlots C, A, D, B-sud, B-nord et berge-sud

Les îlots ont une diversité d'habitats variable, en lien avec la maturation des types de végétation (*cf.* § 3.4.3). Nous allons à présent appliquer le même type d'analyse que pour l'effet année, en comparant les îlots que nous ordonnerons suivant un gradient de maturité croissante dans les différents tableaux.

5.4.1 - Choix et assemblage des relevés

Au regard du Tableau 11, nous écarterons l'année 2012 où les îlots B-sud et B-nord n'avaient pas encore été séparés. Cette analyse portera donc sur les années 2013 et 2014 agrégées. Nous y maintiendrons l'îlot C, bien qu'il ait été arasé auparavant, mais celui-ci ne contribuera pas au calcul du fond commun. Dans le même esprit, nous ajouterons, en fin de succession, la berge-sud sans qu'elle participe au calcul du fond commun.

5.4.2 - Richesse à signification patrimoniale

Le Tableau 20 montre que c'est l'îlot C (après travaux) qui se différencie le plus des autre entités, avec beaucoup moins d'espèces et une originalité quasi nulle. En conséquence, la richesse des différents groupes, qu'ils soient positifs ou négatifs vis-à-vis de la biodiversité, est aussi la plus faible.

Tab. 20 : Richesse spécifique des différents groupes à signification patrimoniale, années 2013 et 2014 agrégées, suivant les entités géographiques et comparaison avec le fond commun aux îlots A, D, B-sud et B-nord.

Années 2013 et 2014 agrégées	Fond commun A,D,B-sud, B-nord (FC)	C	A	D	B-sud	B-nord	Berge-sud
RS-totale	138	103	205	235	265	280	264
RS-souhaitables	74	47	120	136	171	182	172
RS-intéressantes	34	25	48	52	57	55	58
RS-patri-élargi	5	5	7	10	11	12	8
RS-patri-strict	1	1	2	2	4	5	3
RS-indésirables	64	56	85	99	94	98	92
RS-invas-élargi	22	23	32	34	32	30	29
RS-invas-strict	9	11	15	16	16	16	14
RS Originale	0	1	7	12	16	31	32
RS différentielles du FC	0	26	67	97	127	142	140

Pour les valeurs : cases grisées = valeurs élevées, cases vertes = favorable pour la biodiversité de l'île de Mareau, cases rouges = défavorable pour la biodiversité.

Pour les autres entités, B-sud et B-nord sont assez similaires, avec une forte richesse en espèces souhaitables, intéressantes et patrimoniales qui s'accompagne aussi par une plus forte richesse en espèces indésirables et invasives. B-nord a cependant une plus forte richesse totale que B-sud et en conséquence compte plus d'espèces originales et différentielles du fond commun.

La berge-sud est assez similaire à B-sud pour la richesse totale, en espèces souhaitables et intéressantes mais compte un peu moins d'espèces patrimoniales. L'originalité et le différentiel du fond commun y sont cependant aussi élevés que pour B-nord, ce qui laisse présager une différenciation de composition.

Les îlots A et D occupent une position intermédiaire entre les îlots C et B-sud, D étant le plus ressemblant à B-sud. Ces résultats montrent que l'ordonnance des îlots proposée sur la base de la diversité et de la maturité des types de végétations (*cf.* Tableau 5) est cohérente avec celle des valeurs prises par les indices de richesse neutres et à signification patrimoniale. **Il y a donc corrélation entre diversité des habitats de l'îlot et diversité des indices de richesse neutres et à signification patrimoniale**. La préconisation qui en découle en matière de travaux est de tenter de préserver au mieux la diversité des habitats, si ce n'est à l'échelle de l'îlot, au moins à celle de l'assemblage d'îlots.

5.4.3 - Similitude de Jaccard

Le Tableau 21 montre que la similitude varie dans une grande fourchette (29 à 69 %), bien plus étendue que celle de l'effet année (59 à 70 % suivant le Tableau 17). Il confirme la bonne ordonnance des entités et la plus forte similitude entre B-sud et B-nord (69 %). Nous noterons aussi que l'îlot A est assez similaire à l'îlot D (66 %). La similitude de la berge-sud est assez constante vis-à-vis des autres entités (50 à 57 %) sauf avec l'îlot C (30 %). **L'îlot C** (ici après travaux) **présente la plus forte similitude avec l'îlot A**, mais elle demeure assez faible (45 %).

Tab. 21 : Similitude de Jaccard, pour les années 2013 et 2014 agrégés, suivant les différentes entités géographiques.

Similitude de Jaccard Années 2013 et 2014 agrégées	C	A	D	B-sud	B-nord	berge-sud
C	/	0,45	0,40	0,31	0,29	0,30
A	0,45	/	0,66	0,55	0,50	0,50
D	0,40	0,66	/	0,58	0,53	0,56
B-sud	0,31	0,55	0,58	/	0,69	0,56
B-nord	0,29	0,50	0,53	0,69	/	0,57
berge-sud	0,30	0,50	0,56	0,56	0,57	/

5.4.4 - Étude de l'originalité

Le Tableau 22 compare, pour chaque groupe d'espèces, les proportions de l'originalité de chaque entité à celles du fond commun des îlots A, D, B-sud et B-nord.

L'îlot C ne compte qu'une seule espèce originale et n'obtient évidemment aucune différence significative. Il en est de même pour l'îlot A qui ne compte que 7 espèces originales.

Pour les indices de patrimonialité/banalité, l'originalité de B-sud et B-nord se démarque fortement du fond commun par une plus forte proportion d'espèces souhaitables et une moindre proportion d'espèces indésirables, alors que B-sud et D s'en démarquent par une plus forte proportion d'espèces patrimoniales.

Pour les rares indices à signification d'habitats qui réagissent, le résultat le plus net concerne la bien plus forte proportion d'espèces des pelouses pour l'originalité de B-sud, B-nord et berge-sud que pour le fond commun, ainsi que la bien plus forte proportion d'espèces aquatiques pour l'originalité de D. Avec des seuils de signification moindres, nous pouvons aussi mentionner que l'originalité de l'îlot D a une plus forte proportion en espèces de friches que le fond commun, celle de l'îlot B-sud une moindre proportion d'espèces des cultures et celle de la berge-sud une moindre proportion d'espèces de grèves et une plus forte proportion d'espèces des lisières. Ces résultats sont en cohérence avec la représentation des différents types de végétation au sein de ces entités (*cf*. Tableau 5).

Pour les indices à signification écologique, l'originalité de B-sud et B-nord, se distingue du fond commun par une bien plus forte proportion d'espèces xérophiles et oligotrophes, mais aussi par l'absence d'espèces eutrophiles. L'originalité de B-nord se distingue aussi par une plus forte proportion d'espèces acidiclines alors que celle de berge-sud se distingue, comme B-sud et B-nord par une plus forte proportion d'espèces oligotrophes.

Pour les indices à signification biologique, l'originalité de B-sud se distingue par une plus forte proportion d'espèces hémicriptophytes et celle de D par l'absence d'espèces annuelles.

Ces résultats montrent que **la plus-value floristique des îlots B-sud et B-nord,** et dans une moindre mesure celle de berge-sud**, est en grande partie attribuable à la présence d'habitats ouverts moins facilement inondables**.

Tab. 22 : Comparaison des proportions, pour chaque groupe d'espèces, entre le fond commun (FC) et l'originalité (Or) des différentes entités géographiques.

Années 2013 et 2014 agrégées		FC *(n=138)*	Or C *(n =1)*		Or A *(n =7)*		Or D *(n =12)*		Or B-sud *(n =16)*		Or B-nord *(n =31)*		Or berge-sud *(n =32)*	
Indice		**%**	**%**	**pr.**	**%**	**pr.**	**%**	**pr.**	**%**	**pr.**	**%**	**pr.**	**%**	**pr.**
Patrimonialité -banalité	RS-souhaitables	54%	*0%*	*NS*	71%	NS	58%	NS	100%	✶✶✶	81%	✶✶	72%	NS
	RS-intéressantes	25%	*0%*	*NS*	0%	NS	42%	NS	38%	NS	16%	NS	31%	NS
	RS-patri-élargi	4%	*0%*	*NS*	0%	NS	25%	✶	19%	✶	10%	NS	6%	NS
	RS-indésirables	46%	*100%*	*NS*	29%	NS	42%	NS	0%	✶✶✶	19%	✶✶	28%	NS
	RS-invas-élargi	16%	*100%*	*NS*	14%	NS	8%	NS	0%	NS	6%	NS	9%	NS
Habitats	RS-cultures	25%	*0%*	*NS*	0%	NS	0%	NS	0%	✶	13%	NS	22%	NS
	RS-aquatiques	0%	*0%*	*NS*	0%	NS	42%	✶✶✶	6%	NS	0%	NS	3%	NS
	RS-grandes-herbes	16%	*0%*	*NS*	14%	NS	0%	NS	6%	NS	3%	NS	9%	NS
	RS-grèves	18%	*0%*	*NS*	0%	NS	8%	NS	6%	NS	6%	NS	3%	✶
	RS-pelouses	1%	*0%*	*NS*	0%	NS	8%	NS	31%	✶✶✶	26%	✶✶✶	19%	✶✶✶
	RS-prairies	4%	*0%*	*NS*	29%	NS	8%	NS	13%	NS	3%	NS	9%	NS
	RS-friches	9%	*0%*	*NS*	29%	NS	25%	✶	6%	NS	6%	NS	6%	NS
	RS-lisières	7%	*0%*	*NS*	0%	NS	0%	NS	13%	NS	13%	NS	22%	✶
	RS-forêts	14%	*0%*	*NS*	14%	NS	8%	NS	13%	NS	16%	NS	3%	NS
Écologiques	RS-xérophiles	4%	*0%*	*NS*	0%	NS	0%	NS	25%	✶✶	29%	✶✶✶	13%	NS
	RS-hydrophiles	20%	*0%*	*NS*	29%	NS	42%	NS	25%	NS	6%	NS	9%	NS
	RS-acidiclines	7%	*0%*	*NS*	0%	NS	0%	NS	19%	NS	29%	✶✶	13%	NS
	RS-basophiles	12%	*0%*	*NS*	43%	NS	25%	NS	25%	NS	23%	NS	19%	NS
	RS-oligotrophes	3%	*0%*	*NS*	0%	NS	17%	NS	38%	✶✶✶	52%	✶✶✶	13%	✶
	RS-eutrophiles	23%	*0%*	*NS*	14%	NS	25%	NS	0%	✶	0%	✶✶	19%	NS
	RS-sciaclines	13%	*0%*	*NS*	0%	NS	0%	NS	13%	NS	6%	NS	9%	NS
	RS-héliophiles	29%	*0%*	*NS*	43%	NS	17%	NS	50%	NS	42%	NS	34%	NS
Biologiques	RS-annuelles	32%	*100%*	*NS*	14%	NS	0%	✶	19%	NS	26%	NS	28%	NS
	RS-bisannuelles	15%	*0%*	*NS*	29%	NS	17%	NS	6%	NS	10%	NS	6%	NS
	RS-géophytes	9%	*0%*	*NS*	0%	NS	25%	NS	6%	NS	13%	NS	9%	NS
	RS-hémicryptophy.	33%	*0%*	*NS*	43%	NS	58%	NS	69%	✶✶	35%	NS	50%	NS
	RS-ligneuses	12%	*0%*	*NS*	14%	NS	0%	NS	0%	NS	16%	NS	6%	NS

Avec : *pr. : test de probabilité exacte de Fisher entre Or de chaque année et FC :*
✶✶✶ = p ≤ 0,001 ; ✶✶ = p ≤ 0,01 ; ✶ = p ≤ 0,05.
Pour les valeurs : cases bleues = valeurs significativement plus élevées que FC ; cases roses = valeurs significativement moindres que FC.

5.4.5 - Étude des espèces différentielles du fond commun

Le Tableau 23 montre un plus grand nombre de résultats significatifs que pour l'originalité (*cf.* Tableau 22), contrairement à ce que nous avions observé pour l'effet année (*cf.* § 5.3). Ce sont les entités B-sud, B-nord et berge-sud qui se différencient le plus du fond commun par leurs espèces différentielles, avec une certaine uniformité. Les différentielles des îlots C, A et D se distinguent assez peu du fond commun et de façon atomisée.

Pour les indices de patrimonialité/banalité, la proportion d'espèces souhaitables est plus élevée pour les différentielles de B-sud, B-nord, berge-sud et D que pour le fond commun, et inversement pour les espèces indésirables. C'est ici une tendance globale et logique que nous n'avions pas observée pour l'effet année : les espèces communes du fond commun sont moins intéressantes que celles qui n'en font pas partie. **Les éléments floristiques qui différencient les îlots contribueraient plus à une biodiversité intéressante que les éléments qui les rassemblent**.

Toujours pour les indices de patrimonialité/banalité, la proportion d'espèces invasives est moindre pour les différentielles de B-nord et de berge-sud que pour le fond commun.

De nombreux indices à signification d'habitats réagissent. Les différentielles de B-sud, B-nord et berge-sud se démarquent nettement du fond commun par une plus faible proportion d'espèces de grèves et une plus forte proportion d'espèces de pelouses. En complément, les différentielles de B-sud ont une moindre proportion d'espèces de cultures que le fond commun, celles de B-nord une moindre proportion d'espèces de grandes herbes et une plus forte proportion d'espèces de lisières, celles de berge-sud une plus forte proportion d'espèces de prairies et de lisières. Quant aux autres îlots, les différentielles de l'îlot C se distinguent par la plus forte proportion d'espèces aquatiques, celles de l'îlot A par la moindre proportion d'espèces des cultures et celles de l'îlot D par la plus forte proportion d'espèces aquatiques et la moindre proportion d'espèces des grèves. Ces résultats confirment la cohérence avec la représentation des différents types de végétation au sein de ces entités **ce qui laisse présager que l'assemblage des types de végétation de Cornier (2013) à l'échelle d'un îlot serait un bon indicateur de la biodiversité floristique qu'il héberge**.

Tab. 23 : Comparaison des proportions, pour chaque groupe d'espèces, entre les différentielles du fond commun (Dif) des différentes entités géographiques et le fond commun (FC).

Années 2013 et 2014 agrégées		FC *(n=138)*	Dif C *(n =26)*		Dif A *(n =67)*		Dif D *(n =97)*		Dif B-sud *(n =127)*		Dif B-nord *(n =142)*		Dif berge-sud *(n =140)*	
Indice		**%**	**%**	**pr.**	**%**	**pr.**	**%**	**pr.**	**%**	**pr.**	**%**	**pr.**	**%**	**pr.**
Patrimonialité -banalité	RS-souhaitables	54%	54%	NS	69%	✶	64%	NS	76%	✶✶✶	76%	✶✶✶	74%	✶✶✶
	RS-intéressantes	25%	35%	NS	21%	NS	19%	NS	18%	NS	15%	NS	20%	NS
	RS-patri-élargi	4%	8%	NS	3%	NS	5%	NS	5%	NS	5%	NS	3%	NS
	RS-indésirables	46%	46%	NS	31%	✶	36%	NS	24%	✶✶✶	24%	✶✶✶	26%	✶✶✶
	RS-invas-élargi	16%	23%	NS	15%	NS	12%	NS	8%	NS	6%	✶✶	8%	✶
Habitats	RS-cultures	25%	19%	NS	12%	✶	20%	NS	14%	✶	17%	NS	18%	NS
	RS-aquatiques	0%	8%	✶	3%	NS	8%	✶✶✶	1%	NS	1%	NS	2%	NS
	RS-grandes-herbes	16%	23%	NS	24%	NS	14%	NS	9%	NS	4%	✶✶	11%	NS
	RS-grèves	18%	19%	NS	10%	NS	7%	✶	5%	✶✶✶	3%	✶✶✶	3%	✶✶✶
	RS-pelouses	1%	0%	NS	0%	NS	5%	NS	17%	✶✶✶	18%	✶✶✶	11%	✶✶
	RS-prairies	4%	8%	NS	9%	NS	11%	NS	10%	NS	8%	NS	12%	✶
	RS-friches	9%	0%	NS	6%	NS	10%	NS	9%	NS	11%	NS	9%	NS
	RS-lisières	7%	4%	NS	6%	NS	5%	NS	11%	NS	15%	✶	18%	✶✶
	RS-forêts	14%	4%	NS	19%	NS	12%	NS	19%	NS	19%	NS	16%	NS
Écologiques	RS-xérophiles	4%	4%	NS	3%	NS	3%	NS	18%	✶✶✶	20%	✶✶✶	11%	✶
	RS-hydrophiles	20%	38%	NS	30%	NS	28%	NS	14%	NS	6%	✶✶✶	16%	NS
	RS-acidiclines	7%	15%	NS	9%	NS	7%	NS	10%	NS	15%	NS	8%	NS
	RS-basophiles	12%	15%	NS	13%	NS	14%	NS	17%	NS	17%	NS	14%	NS
	RS-oligotrophes	3%	4%	NS	3%	NS	6%	NS	22%	✶✶✶	26%	✶✶✶	11%	✶✶
	RS-eutrophiles	23%	31%	NS	27%	NS	19%	NS	9%	✶✶	10%	✶✶	19%	NS
	RS-sciaclines	13%	8%	NS	16%	NS	7%	NS	13%	NS	12%	NS	12%	NS
	RS-héliophiles	29%	46%	NS	33%	NS	30%	NS	37%	NS	34%	NS	31%	NS
Biologiques	RS-annuelles	32%	50%	NS	31%	NS	30%	NS	27%	NS	27%	NS	22%	NS
	RS-bisannuelles	15%	0%	✶	6%	NS	9%	NS	13%	NS	15%	NS	10%	NS
	RS-géophytes	9%	19%	NS	15%	NS	15%	NS	8%	NS	8%	NS	11%	NS
	RS-hémicryptophy.	33%	27%	NS	37%	NS	37%	NS	39%	NS	35%	NS	43%	NS
	RS-ligneuses	12%	4%	NS	10%	NS	8%	NS	14%	NS	15%	NS	14%	NS

Avec : *pr. : test de probabilité exacte de Fisher entre Dif de chaque année et FC :*
✶✶✶ = p ≤ 0,001 ; ✶✶ = p ≤ 0,01 ; ✶ = p ≤ 0,05.
Pour les valeurs : cases bleues = valeurs significativement plus élevées que FC ; cases roses = valeurs significativement moindres que FC.

Pour les indices à signification écologique, seules les espèces différentielles de B-sud, B-nord et dans une moindre mesure de berge-sud se démarquent du fond commun, notamment avec une plus forte proportion d'espèces xérophiles et oligotrophes. Par ailleurs, les différentielles de B-nord ont une

moindre proportion d'espèces hydrophiles et eutrophiles, et celles de B-sud une moindre proportion d'espèces eutrophiles.

Un seul indice à signification biologique réagit : les espèces différentielles de l'îlot C ne comptent aucune espèce bisannuelle alors que le fond commun en compte 15 %.

Ces résultats renforcent les précédents en mettant en avant le caractère préférentiel des espèces vis-à-vis de grands types d'habitats tels que nous les avons définis *a priori* en § 5.1.2.3.

5.4.6 - Conclusion sur la comparaison des six entités

Les principaux résultats montrent une forte convergence entre la diversité des types de végétation des entités (cartographiés avec la typologie Cornier, 2003), la richesse spécifique des différents indices de patrimonialité/banalité (définis suivant 4 niveaux dans le Tableau 13) et la proportion des espèces originales et différentielles du fond commun suivant plusieurs groupes à signification d'habitats (définis *a priori* de façon arbitraire avec des référentiels de portée régionale ou nationale).

Cela met en avant les perspectives d'utilisation d'indicateurs directs (inventaires floristiques à l'échelle de l'îlot) ou indirects (cartographie des types de végétation de Cornier) pour évaluer la biodiversité floristique des écosystèmes insulaires de la Loire moyenne. Obtenir ce type de résultat alors que nous n'avons pas pu utiliser l'année la plus conforme à la normale hydrologique (2012) est particulièrement encourageant.

Pour le site de Mareau, **l'ilot C après travaux présente une biodiversité floristique que l'on pourrait qualifier de défaillante deux ans après travaux alors que les îlots B-nord et B-sud présentent la biodiversité floristique la plus intéressante, suivis de près par la berge-sud**, notamment en lien avec la présence et l'abondance de types de végétation moins facilement inondables et en particulier liés à des milieux ouverts propices à l'expression d'une flore xérophile et oligotrophe (grèves hautes, pelouses, friches et prairies assez sèches).

Paradoxalement, les espèces des habitats facilement inondables, telles que celles des grèves et des formations à grandes herbes (cariçaies et phalaridaies), contribuent peu à différencier les îlots du fond commun de leur ensemble (ce qui était déjà le cas pour l'effet année, *cf.* § 5.3). **La flore de des habitats facilement inondables figure en grande partie dans le fond commun propre aux variations interannuelles et inter-îlots et serait de ce fait moins vulnérable que celle des habitats plus surélevés** présents en moindre quantité et de façon moins systématique sur les îlots. Cela nous conduirait, dans un système insulaire de Loire moyenne, à **porter une attention particulière aux taches d'habitats ouverts surélevés au sein de la matrice des habitats facilement inondables**.

5.5 - Comparaison des îlots et des berges

En comparaison des îlots, les berges sont plus soumises aux influences anthropiques. En effet, pour la réserve naturelle de Saint-Mesmin, elles sont le plus souvent constituées d'un linéaire de faible largeur, coincé entre la Loire et des propriétés privées, dont elles sont souvent séparées par un chemin (en tout cas aux alentours de l'île de Mareau) très fréquenté par les promeneurs du fait de la proximité de l'agglomération orléanaise et de l'itinéraire de la Loire à vélo.

De ce fait, leur biodiversité devrait être plus altérée en comparaison de celles des îlots, plus empreints de naturalité du fait de leur caractère insulaire. La comparaison des entités, présentée en § 5.4, ne semble pas révéler cela pour la berge sud. Les lignes qui suivent ont pour objectif de mener les investigations plus en avant sur ce point.

5.5.1 - Choix et assemblage des relevés

Au regard du Tableau 11, nous ne prendrons en compte que l'année 2013, la seule où les berges nord et sud ont été inventoriées. Du fait des travaux, nous écarterons l'îlot C. Il reste 6 entités que nous regrouperons en trois ensembles distincts par la nature des rives plus ou moins abruptes :

- Les îlots A et B-sud agrégés, constituant un ensemble aux contours instables et de transition progressive et aléatoire avec la Loire, marqués par une forte proportion de grèves (41 %).
- Les îlots D et B-nord, avec des contours bien plus stables et assez abrupts, les grèves basses n'y occupant que 13 % de la surface.

- Les berges nord et sud, avec des contours stables et abrupts, les grèves basses y étant fragmentaires.

5.5.2 - Richesse à signification patrimoniale

Le Tableau 24 montre que le gradient d'assemblage retenu ci-avant est pertinent vis-à-vis de nos indices de biodiversité. Toutefois, les berges se démarquent particulièrement en lien avec la très forte richesse spécifique : 328 espèces pour les deux berges en 2013, alors que la superficie inventoriée est près de deux fois moindre que celle de chacun des groupes d'îlots (*cf.* Tableau 11).

Ainsi, **les berges comptent plus d'espèces souhaitables, intéressantes et patrimoniales que les groupes d'îlots, alors que les signes de banalisation n'y sont pas flagrants** (plus d'espèces indésirables mais pas plus d'espèces invasives). Ces résultats vont à l'opposé de notre hypothèse de départ et sont attribuables en grande partie à la forte richesse totale de la berge nord (272 espèces) et à son fort apport d'espèces de milieux secs et peu inondables.

Tab. 24 : Richesse spécifique des différents groupes à signification patrimoniale en 2013, suivant les deux groupes d'îlots et le groupe de berges.

Année 2013	Fond commun (FC)	A et B-sud	D et B-nord	berges sud et nord
RS-totale	184	238	260	328
RS-souhaitables	114	157	168	217
RS-intéressantes	36	52	53	76
RS-patri-élargi	3	8	8	14
RS-patri-strict	1	4	3	6
RS-indésirables	70	81	92	111
RS-invas-élargi	21	28	28	28
RS-invas-strict	10	15	14	12
RS Originale	/	17	27	94
RS différentielles du FC	/	54	76	144

Pour les valeurs : cases grisées = valeurs élevées, cases vertes = favorable pour la biodiversité de l'île de Mareau, cases rouges = défavorable pour la biodiversité.

5.5.3 - Similitude de Jaccard

Le Tableau 25 montre que la similitude varie dans une assez faible fourchette (56 à 68 %), assez proche de celle de l'effet année (59 à 70 % suivant le Tableau 17). Il confirme la différenciation de composition des berges par rapport aux groupes d'îlots.

Tab. 25 : Similitude de Jaccard en 2013, suivant les deux groupes d'îlots et le groupe de berges.

Similitude de Jaccard Année 2013	A et B-sud	D et B-nord	berges sud et nord
A et B-sud	/	0,68	0,56
D et B-nord	0,68	/	0,58
berges sud et nord	0,56	0,58	/

5.5.4 - Étude de l'originalité

Le Tableau 26 montre que les indices réagissent surtout pour les berges, en lien avec le grand nombre d'espèces originales pour cette modalité.

Pour les indices de patrimonialité/banalité, seule la proportion d'espèces patrimoniales pour l'originalité des trois modalités se différencie positivement du fond commun. Cela signifie que **chacune des trois modalités contribue à la patrimonialité de l'ensemble**.

Rares sont les indices à signification d'habitats qui répondent. L'originalité des berges se distingue du fond commun avec une moindre proportion d'espèces à grandes herbes et forestières, mais aussi par une bien plus forte proportion d'espèces de pelouses. L'originalité des îlots D et B-nord se démarque

du fond commun par une plus forte proportion d'espèces des milieux aquatiques et celle des îlots A et B-sud par l'absence d'espèces des cultures et une plus forte proportion d'espèces des pelouses.

Les indices à signification écologique sont ceux qui distinguent le mieux l'originalité des berges du fond commun, avec une plus forte proportion d'espèces xérophiles et oligotrophes et une moindre proportion d'espèces hydrophiles, eutrophiles et sciaclines. L'originalité des îlots D et B-nord se distingue aussi du fond commun par une plus forte proportion d'espèces oligotrophes.

Aucun indice à signification biologique ne réagit significativement.

Ces résultats mettent en avant la différenciation de l'originalité des berges par rapport au fond commun. **Loin de la rudéralisation attendue, les berges apportent un nombre conséquent d'espèces oligotrophes et xérophiles des pelouses**, en grande partie attribuable aux conditions écologiques particulières de la berge nord.

Tab. 26 : Comparaison des proportions, pour chaque groupe d'espèces, entre le fond commun (FC) et l'originalité (Or) des deux ensembles d'îlots et des berges en 2013.

Année 2013		FC *(n=184)*	Or A et B-sud *(n =17)*		Or D et B-nord *(n =27)*		Or berges sud et nord *(n =94)*	
Indice		%	%	pr.	%	pr.	%	pr.
Patrimonialité -banalité	RS-souhaitables	62%	76%	NS	74%	NS	71%	NS
	RS-intéressantes	20%	35%	NS	22%	NS	31%	NS
	RS-patri-élargi	2%	18%	✶✶	15%	✶✶	11%	✶✶
	RS-indésirables	38%	24%	NS	26%	NS	29%	NS
	RS-invas-élargi	11%	18%	NS	11%	NS	5%	NS
Habitats	RS-cultures	22%	0%	✶	7%	NS	16%	NS
	RS-aquatiques	1%	0%	NS	15%	✶✶	1%	NS
	RS-grandes-herbes	14%	18%	NS	11%	NS	4%	✶
	RS-grèves	11%	12%	NS	7%	NS	5%	NS
	RS-pelouses	5%	24%	✶	11%	NS	32%	✶✶✶
	RS-prairies	8%	18%	NS	4%	NS	6%	NS
	RS-friches	9%	12%	NS	11%	NS	13%	NS
	RS-lisières	10%	0%	NS	7%	NS	12%	NS
	RS-forêts	18%	12%	NS	19%	NS	3%	✶✶✶
Écologiques	RS-xérophiles	8%	18%	NS	11%	NS	27%	✶✶✶
	RS-hydrophiles	17%	12%	NS	30%	NS	5%	✶✶
	RS-acidiclines	7%	12%	NS	11%	NS	13%	NS
	RS-basophiles	16%	6%	NS	19%	NS	19%	NS
	RS-oligotrophes	8%	18%	NS	26%	✶✶	26%	✶✶✶
	RS-eutrophiles	23%	12%	NS	15%	NS	10%	✶✶
	RS-sciaclines	15%	6%	NS	7%	NS	2%	✶✶✶
	RS-héliophiles	31%	35%	NS	30%	NS	39%	NS
Biologiques	RS-annuelles	24%	29%	NS	11%	NS	31%	NS
	RS-bisannuelles	14%	0%	NS	11%	NS	12%	NS
	RS-géophytes	10%	6%	NS	22%	NS	9%	NS
	RS-hémicryptophy.	36%	59%	NS	37%	NS	39%	NS
	RS-ligneuses	15%	6%	NS	19%	NS	10%	NS

Avec : *pr. : test de probabilité exacte de Fisher entre Or de chaque année et FC :*
✶✶✶ = p ≤ 0,001 ; ✶✶ = p ≤ 0,01 ; ✶ = p ≤ 0,05.
Pour les valeurs : cases bleues = valeurs significativement plus élevées que FC ;
cases roses = valeurs significativement moindres que FC.

5.5.5 - Étude des espèces différentielles du fond commun

Le Tableau 27 apporte quelques informations complémentaires par rapport à celui concernant l'originalité (*cf.* Tableau 26). Si, comme pour l'originalité, les espèces différentielles des berges se

distinguent le mieux du fond commun, nous noterons que le nombre de différences significatives concernant les îlots à grèves (A et B-sud) est doublé par rapport à l'originalité.

Pour les indices de patrimonialité/banalité, comme pour l'originalité, la proportion d'espèces souhaitables est plus élevée pour les différentielles des trois modalités que pour le fond commun. Élément nouveau, les différentielles de la modalité d'îlots à grèves (A et B-sud), ont une plus forte proportion d'espèces souhaitables et une moindre proportion d'espèces indésirables. Les différentielles des berges ont une moindre proportion d'espèces invasives que le fond commun.

Les indices à signification d'habitats réagissent de façon similaire à l'originalité, rappelant la moindre abondance des espèces des cultures pour les îlots à grèves, et la plus forte abondance des espèces aquatiques pour les autres îlots, vraisemblablement attribuable à la mare de l'îlot D (*cf.* § 3.6*)*.

Pour les indices à signification écologique, ils réagissent de façon similaire à l'originalité, en particulier pour les berges. Nous noterons en complément que les différentielles des trois modalités ont une moindre proportion d'espèces eutrophiles que le fond commun.

Pour les indices à signification biologique, nous noterons que les différentielles des berges comptent une plus forte proportion d'espèces annuelles que le fond commun.

Ces nouveaux résultats confirment le bon état de conservation des berges et mettent en avant celui des îlots à grèves.

Tab. 27 : Comparaison des proportions, pour chaque groupe d'espèces, entre les différentielles du fond commun (Dif) des deux ensembles d'îlots et des berges et le fond commun (FC) en 2013.

Année 2013		FC *(n=184)*	Dif A et B-sud *(n =54)*		Dif D et B-nord *(n =76)*		Dif berges sud et nord *(n =144)*	
Indice		%	%	pr.	%	pr.	%	pr.
Patrimonialité -banalité	RS-souhaitables	62%	80%	✶	71%	NS	72%	NS
	RS-intéressantes	20%	30%	NS	22%	NS	28%	NS
	RS-patri-élargi	2%	9%	✶	7%	✶	8%	✶
	RS-indésirables	38%	20%	✶	29%	NS	28%	NS
	RS-invas-élargi	11%	13%	NS	9%	NS	5%	✶
Habitats	RS-cultures	22%	4%	✶✶	16%	NS	17%	NS
	RS-aquatiques	1%	4%	NS	8%	✶✶	2%	NS
	RS-grandes-herbes	14%	19%	NS	8%	NS	7%	NS
	RS-grèves	11%	15%	NS	8%	NS	6%	NS
	RS-pelouses	5%	15%	✶	12%	NS	25%	✶✶✶
	RS-prairies	8%	9%	NS	4%	NS	7%	NS
	RS-friches	9%	6%	NS	8%	NS	10%	NS
	RS-lisières	10%	4%	NS	14%	NS	14%	NS
	RS-forêts	18%	19%	NS	16%	NS	6%	✶✶✶
Écologiques	RS-xérophiles	8%	13%	NS	12%	NS	22%	✶✶✶
	RS-hydrophiles	17%	30%	NS	21%	NS	10%	NS
	RS-acidiclines	7%	13%	NS	12%	NS	12%	NS
	RS-basophiles	16%	9%	NS	13%	NS	17%	NS
	RS-oligotrophes	8%	13%	NS	21%	✶✶	23%	✶✶✶
	RS-eutrophiles	23%	9%	✶	9%	✶	9%	✶✶
	RS-sciaclines	15%	15%	NS	12%	NS	6%	✶
	RS-héliophiles	31%	35%	NS	29%	NS	35%	NS
Biologiques	RS-annuelles	24%	30%	NS	30%	NS	35%	✶
	RS-bisannuelles	14%	9%	NS	11%	NS	8%	NS
	RS-géophytes	10%	15%	NS	16%	NS	10%	NS
	RS-hémicryptophy.	36%	37%	NS	29%	NS	37%	NS
	RS-ligneuses	15%	9%	NS	14%	NS	10%	NS

Avec : *pr. : test de probabilité exacte de Fisher entre Dif de chaque année et FC :*
✶✶✶ = p ≤ 0,001 ; ✶✶ = p ≤ 0,01 ; ✶ = p ≤ 0,05.
Pour les valeurs : cases bleues = valeurs significativement plus élevées que FC ;

cases roses = valeurs significativement moindres que FC.

5.5.6 - Conclusion sur la comparaison des îlots et des berges

Contrairement à nos prévisions, **les berges comptent non seulement une très forte richesse spécifique totale, mais aussi plus d'espèces souhaitables, intéressantes et patrimoniales que les deux ensembles d'îlots** auquel nous les avons comparées. Par ailleurs, **les berges ne présentent pas plus de signes de banalisation des communautés végétales que les îlots**.

Ces résultats sont surprenants. Nous pensons qu'ils sont en partie liés au caractère particulier de la berge nord, qui inclue des linéaires d'habitats de pelouses non inondables. Cependant, en § 5.4.6, nous avions déjà identifié que si les îlots B-nord et B-sud avaient la biodiversité la plus intéressante, celle de la berge sud (plus conforme au caractère alluvial que la berge nord) s'en rapprochait.

Si ces résultats méritent d'être confirmés en d'autres situations, ils constituent néanmoins une réalité pour l'île de Mareau et son environnement immédiat. Ils soulignent que **les berges, souvent constituées d'éléments fragmentaires et linéaires de ripisylve ont un intérêt conséquent pour la biodiversité**.

Les gestionnaires et les écologues ont probablement une image défavorable de ces linéaires de berges du fait qu'ils ne sont pas organisés en habitats clairement identifiés et ne répondent pas au concept d'homogénéité trop souvent considéré comme un prérequis pour l'étude des écosystèmes. L'atout des linéaires de berges pourrait même provenir de cette hétérogénéité qui facilite la cohabitation et/ou le redéploiement rapide à faible distance d'espèces suivant leurs exigences écologiques. Dans un contexte d'écosystèmes dont la naturalité a été altérée par les activités humaines, les linéaires tels que les berges seraient en mesure de constituer des refuges interstitiels, relevant à la fois de la trame verte et bleue, permettant le redéploiement ultérieur des espèces sur les habitats naturels en cours de restauration.

Au sein d'une réserve naturelle nationale, comme celle de Saint-Mesmin, les linéaires de berges constituent une grande catégorie d'écosystèmes qu'il convient probablement d'appréhender de façon différente et complémentaire des îlots et des espaces surfaciques non insulaires.

5.6 - Reconstitution des cortèges floristiques suite à l'arasement de l'îlot C

Malgré le fait que nous ayons seulement 2 ans de recul, la reconstitution des cortèges floristiques de l'îlot C, suite à son arasement en septembre 2012, est au cœur du projet BioMareau.

Avec les résultats présentés précédemment, nous savons déjà que, pour les années 2013 et 2014, l'îlot C « présente une biodiversité floristique que l'on pourrait qualifier de défaillante » (*cf*. § 5.4.6). Nous allons maintenant comparer, pour l'îlot C, les trois années 2012 (avant travaux), 2013 et 2014 afin de tenter de valider ce constat.

5.6.1 - Choix et assemblage des relevés

Nous comparerons ici, pour l'îlot C, les années 2012, 2013 et 2014.

5.6.2 - Richesse à signification patrimoniale

Le Tableau 28 montre que **deux ans après travaux, les cortèges floristiques ne se sont que partiellement reconstitués**. En proportion de la richesse spécifique avant travaux, 1/3 de cette richesse est trouvée en 2013 et 2/3 en 2014. Si la progression se poursuit dans les mêmes proportions, la richesse initiale devrait être atteinte en 2015.

Pour la patrimonialité, 2012 se démarque par le plus grand nombre d'espèces souhaitables, intéressantes et patrimoniales élargies, à l'opposé de 2013, 2014 occupant une position intermédiaire. Pour la banalisation, 2012 et 2014 comptent de façon similaire le plus grand nombres d'espèces indésirables et invasives, à l'opposé de 2013. Si l'on observe une reconstitution progressive des cortèges patrimoniaux, non encore terminée en 2014, les cortèges de banalisation sont quasiment reconstitués en 2014. **Suite aux travaux, les cortèges de banalisation se sont réinstallés plus vite que les cortèges patrimoniaux**.

Par ailleurs, nous noterons que l'année 2013 compte une seule espèce originale et a une richesse totale qui correspond presque entièrement au fond commun des trois années (46 contre 42 espèces).

En revanche 2014 est constitué à 20 % d'espèces qui n'avaient pas été inventoriées sur l'îlot C en 2012.

Parmi les 21 espèces originales de 2013 ou 2014 :

- 17 ont été inventoriées en 2012, 2013 ou 2014 sur l'îlot A qui est le plus ressemblant à l'îlot C,
- 3 ont été inventoriées en 2012, 2013 ou 2014 sur au moins un des autres îlots (D, B-sud ou B-nord),
- Il ne reste qu'une espèce apparue sur l'îlot C après travaux et non vue en 2012, 2013 ou 2014 sur les autres îlots : *Panicum miliaceum* (Panic faux-millet, espèce subspontanée dont le caractère invasif est à surveiller).

Nous pouvons avancer que **les travaux n'ont quasiment pas apporté d'espèces nouvelles à l'échelle de l'île de Mareau**.

Par ailleurs, pour les 66 espèces originales de 2012 :

- 49 ont été inventoriées en 2012, 2013 ou 2014 sur l'îlot A qui est le plus ressemblant à l'îlot C,
- 15 ont été inventoriées en 2012, 2013 ou 2014 sur au moins un des autres îlots (D, B-sud ou B-nord),
- Il ne reste que deux espèces vues sur l'îlot C en 2012 et non trouvées en 2012, 2013 ou 2014 sur les autres îlots : *Brassica napus* (Colza, espèce cultivée subspontanée) et *Pimpinella saxifraga* (Petit boucage, espèce indigène très commune en région Centre et dans le département du Loiret).

Nous pouvons avancer que **les travaux n'ont quasiment pas provoqué d'extinction d'espèces à l'échelle de l'île de Mareau**.

Tab. 28 : Richesse spécifique des différents groupes à signification patrimoniale au cours des années 2012, 2013 et 2014 pour l'îlot C.

îlot C	Fond commun (FC)	2012	2013	2014
RS-totale	42	147	46	100
RS-souhaitables	18	85	20	45
RS-intéressantes	12	38	14	23
RS-patri-élargi	2	6	2	5
RS-patri-strict	1	1	1	1
RS-indésirables	24	62	26	55
RS-invas-élargi	11	21	12	23
RS-invas-strict	6	11	7	11
RS Originale	/	66	1	20
RS différentielles du FC	/	105	4	58

Pour les valeurs : cases grisées = valeurs élevées, cases vertes = favorable pour la biodiversité de l'île de Mareau, cases rouges = défavorable pour la biodiversité.

La Figure 9 présente, pour quelques indices de patrimonialité/banalité, l'évolution au cours des 9 passages saisonniers d'inventaire.

D'une part, nous y opposons RS-souhaitables et RS-indésirables, la somme des deux correspondant à RS-totale. Nous constatons qu'en 2012, avant travaux, RS-totale est constante d'un passage à l'autre (environ 110 espèces) mais le nombre d'espèces souhaitables chute légèrement au cours des 3 passages, à l'opposé des espèces indésirables. Au cours des 3 passages de 2013, suite à l'arasement de l'îlot, les trois indices précédents augmentent fortement, avec plus d'espèces indésirables que souhaitables. Cette progression se poursuit au 1er passage de 2014, puis nous observons une légère chute à chacun des deux passages suivants attribuable à l'effet négatif des petites crues de l'été 2014 (*cf.* Figure 8).

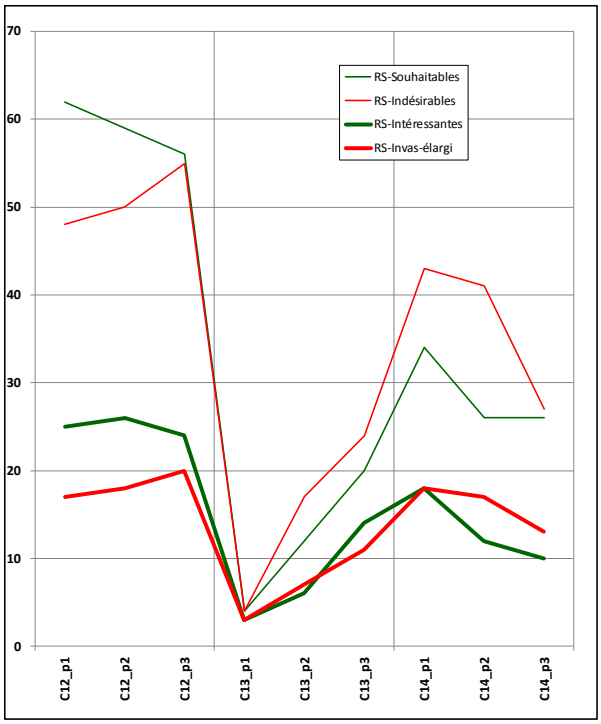


Fig. 9 : Évolution de la richesse spécifique des espèces souhaitables, indésirables, intéressantes et invasives élargies sur l'îlot C au cours des 9 passages en inventaire réalisés en 2012, 2013 et 2014.

D'autre part, nous opposons RS-intéressantes à RS-invas-élargi. Nous retrouvons alors les mêmes tendances que pour RS-souhaitables et RS-indésirables.

L'examen des 9 passages d'inventaire permet de visualiser la plus forte reconstitution des espèces banalisantes à celle des espèces souhaitables et intéressantes, mais aussi l'interruption de la poursuite de reconstitution des cortèges floristiques dès le deuxième passage de 2014, en raison des crues estivales.

5.6.3 - Similitude de Jaccard

Le Tableau 29 montre que la similitude est faible (30 à 47 %) en comparaison des analyses précédentes, preuve que la reconstitution n'est pas encore atteinte. Nous noterons toutefois que la similarité avec 2012, progresse de 30 à 47 % entre 2013 et 2014. Si cette progression se poursuit dans les mêmes proportions, nous devrions atteindre une similitude de 64 % en 2015, qui s'inscrirait alors dans la fourchette des variations interannuelles (59 à 70 % suivant le Tableau 17).

***Tableau 29* : Similitude de Jaccard pour l'îlot C, suivant les années 2012, 2013 et 2014.**

Similitude de Jaccard Îlot C	2012	2013	2014
2012	/	0,30	0,47
2013	0,30	/	0,42
2014	0,47	0,42	/

5.6.4 - Étude de l'originalité

Sur le Tableau 30, seule l'originalité de 2012 obtient des différences significatives par rapport au fond commun. L'absence de différences pour 2013 est forcément induite par la quasi-absence d'espèces originales. Pour 2014, même si les effectifs sont peu conséquents (20 espèces originales), la répartition des espèces originales suivant les différents groupes est assez conforme au fond commun.

L'originalité de 2012 se différencie du fond commun par une plus forte proportion d'espèces souhaitables et une moindre proportion d'espèces indésirables et invasives. Suivant les habitats, l'originalité se différencie du fond commun par une moindre proportion d'espèces de grèves et une

plus forte proportion d'espèces de prairies et de friches. Si nous n'obtenons aucune différence pour les indices à signification écologique, les indices biologiques distinguent l'originalité de 2012 du fond commun par une moindre proportion d'espèces annuelles et une plus forte proportion d'hémicryptophytes.

Pour la patrimonialité-banalité, ces résultats confirment ceux obtenus en § 5.6.2. Suivant les groupes à signification d'habitats et biologiques, nous obtenons des informations complémentaires : **les espèces qui ne sont pas encore revenues suite aux travaux sont liées à des formations végétales plus matures que celles des grèves, il s'agit d'espèces pérennes prairiales et de friches**.

Tab. 30 : Comparaison des proportions, pour chaque groupe d'espèces, entre le fond commun (FC) et l'originalité (Or) de l'îlot C suivant les années.

Îlot C		FC *(n=42)*	Or 2012 *(n =66)*		Or 2013 *(n =1)*		Or 2014 *(n =20)*	
Indice		%	%	pr.	%	pr.	%	pr.
Patrimonialité -banalité	RS-souhaitables	43%	70%	✶✶	*100%*	*NS*	35%	NS
	RS-intéressantes	29%	27%	NS	*100%*	*NS*	20%	NS
	RS-patri-élargi	5%	5%	NS	*0%*	*NS*	10%	NS
	RS-indésirables	57%	30%	✶✶	*0%*	*NS*	65%	NS
	RS-invas-élargi	26%	5%	✶✶	*0%*	*NS*	20%	NS
Habitats	RS-cultures	29%	15%	NS	*0%*	*NS*	35%	NS
	RS-aquatiques	2%	6%	NS	*0%*	*NS*	0%	NS
	RS-grandes-herbes	19%	15%	NS	*0%*	*NS*	20%	NS
	RS-grèves	38%	11%	✶✶	*0%*	*NS*	25%	NS
	RS-pelouses	0%	8%	NS	*0%*	*NS*	0%	NS
	RS-prairies	0%	11%	✶	*0%*	*NS*	0%	NS
	RS-friches	0%	11%	✶	*0%*	*NS*	0%	NS
	RS-lisières	2%	5%	NS	*0%*	*NS*	0%	NS
	RS-forêts	7%	14%	NS	*0%*	*NS*	5%	NS
Écologiques	RS-xérophiles	2%	8%	NS	*100%*	*NS*	0%	NS
	RS-hydrophiles	40%	27%	NS	*0%*	*NS*	30%	NS
	RS-acidiclines	7%	9%	NS	*0%*	*NS*	15%	NS
	RS-basophiles	10%	15%	NS	*0%*	*NS*	15%	NS
	RS-oligotrophes	2%	11%	NS	*0%*	*NS*	5%	NS
	RS-eutrophiles	24%	12%	NS	*0%*	*NS*	15%	NS
	RS-sciaclines	7%	11%	NS	*0%*	*NS*	5%	NS
	RS-héliophiles	36%	35%	NS	*100%*	*NS*	30%	NS
Biologiques	RS-annuelles	52%	21%	✶✶	*100%*	*NS*	65%	NS
	RS-bisannuelles	7%	11%	NS	*0%*	*NS*	5%	NS
	RS-géophytes	14%	15%	NS	*0%*	*NS*	0%	NS
	RS-hémicryptophy.	17%	45%	✶✶	*0%*	*NS*	25%	NS
	RS-ligneuses	10%	8%	NS	*0%*	*NS*	5%	NS

Avec : *pr. : test de probabilité exacte de Fisher entre Or de chaque année et FC :*
✶✶✶ = p ≤ 0,001 ; ✶✶ = p ≤ 0,01 ; ✶ = p ≤ 0,05.
Pour les valeurs : cases bleues = valeurs significativement plus élevées que FC ;
cases roses = valeurs significativement moindres que FC.

5.6.5 - Étude des espèces différentielles du fond commun

Le Tableau 31 montre que la prise en compte des espèces différentielles du fond commun n'apporte que très peu d'informations complémentaires par rapport à l'étude de l'originalité. Pour 2012, les résultats sont quasi identiques. L'absence de différences pour 2013 est toujours induite par le très faible nombre (4) d'espèces différentielles. Pour 2014, seuls deux indices à signification d'habitats réagissent. Les différentielles de 2014 se distinguent du fond commun par une plus faible proportion d'espèces de grèves et une plus forte proportion d'espèces de friches, comme pour 2013, comme

pour 2012. Cela met en évidence qu'**en 2014, il y a une maturation notable des communautés végétales par rapport à 2013, sans toutefois atteindre celui de 2012 avant travaux**.

Tab. 31 : Comparaison des proportions, pour chaque groupe d'espèces, entre les différentielles du fond commun (Dif) des trois années et le fond commun (FC) pour l'îlot C.

Îlot C		FC *(n=42)*	Dif 2012 *(n =105)*		Dif 2013 *(n =4)*		Dif 2014 *(n =58)*	
Indice		%	%	pr.	%	pr.	%	pr.
Patrimonialité -banalité	RS-souhaitables	43%	64%	✶	*50%*	*NS*	47%	NS
	RS-intéressantes	29%	25%	NS	*50%*	*NS*	19%	NS
	RS-patri-élargi	5%	4%	NS	*0%*	*NS*	5%	NS
	RS-indésirables	57%	36%	✶	*50%*	*NS*	53%	NS
	RS-invas-élargi	26%	10%	✶	*25%*	*NS*	21%	NS
Habitats	RS-cultures	29%	20%	NS	*25%*	*NS*	29%	NS
	RS-aquatiques	2%	5%	NS	*0%*	*NS*	2%	NS
	RS-grandes-herbes	19%	16%	NS	*25%*	*NS*	17%	NS
	RS-grèves	38%	10%	✶✶✶	*0%*	*NS*	16%	✶
	RS-pelouses	0%	5%	NS	*0%*	*NS*	0%	NS
	RS-prairies	0%	10%	NS	*0%*	*NS*	5%	NS
	RS-friches	0%	12%	✶	*0%*	*NS*	10%	✶
	RS-lisières	2%	6%	NS	*25%*	*NS*	7%	NS
	RS-forêts	7%	10%	NS	*0%*	*NS*	5%	NS
Écologiques	RS-xérophiles	2%	7%	NS	*25%*	*NS*	3%	NS
	RS-hydrophiles	40%	24%	NS	*50%*	*NS*	22%	NS
	RS-acidiclines	7%	7%	NS	*25%*	*NS*	9%	NS
	RS-basophiles	10%	12%	NS	*25%*	*NS*	9%	NS
	RS-oligotrophes	2%	7%	NS	*0%*	*NS*	2%	NS
	RS-eutrophiles	24%	22%	NS	*0%*	*NS*	31%	NS
	RS-sciaclines	7%	8%	NS	*0%*	*NS*	3%	NS
	RS-héliophiles	36%	34%	NS	*50%*	*NS*	34%	NS
Biologiques	RS-annuelles	52%	25%	✶✶	*25%*	*NS*	43%	NS
	RS-bisannuelles	7%	11%	NS	*0%*	*NS*	10%	NS
	RS-géophytes	14%	14%	NS	*50%*	*NS*	9%	NS
	RS-hémicryptophy.	17%	42%	✶✶	*0%*	*NS*	33%	NS
	RS-ligneuses	10%	8%	NS	*25%*	*NS*	5%	NS

Avec : *pr. : test de probabilité exacte de Fisher entre Dif de chaque année et FC :*
✶✶✶ = p ≤ 0,001 ; ✶✶ = p ≤ 0,01 ; ✶ = p ≤ 0,05.
Pour les valeurs : cases bleues = valeurs significativement plus élevées que FC ;
cases roses = valeurs significativement moindres que FC.

5.6.6 - Conclusion sur la reconstitution des cortèges floristiques suite à l'arasement de l'îlot C

Suite aux travaux de septembre 2012, la reconstitution des cortèges floristiques de l'îlot C n'a été que partielle en 2013 et 2014. Celle-ci s'est faite suivant une progression relativement rapide en 2013 (*cf.* Figure 9) et au printemps 2014, mais les petites crues estivales qui se sont répétées en 2014 ont stoppé cette progression.

Par ailleurs, la reconstitution des cortèges floristiques se fait de façon plus rapide pour les espèces indésirables et invasives (qui sont en nombre équivalent en 2012 et 2014), que pour les espèces souhaitables et intéressantes.

Ces résultats sont cependant à nuancer avec ceux obtenus sur l'effet années pour des îlots n'ayant pas subi de travaux (A et D agrégés, *cf.* § 5.3). Pour ces derniers, la richesse totale est la plus forte en 2014, la richesse en espèces souhaitables, intéressantes et patrimoniales est similaire en 2012 et 2014, mais la richesse en espèces indésirables et invasives est bien plus élevée en 2014. Nous pouvons donc penser que, pour l'ilot C :

- le caractère partiel de reconstitution de la richesse en espèces souhaitables et intéressantes deux ans après arasement est une conséquence directe des travaux ;
- la reconstitution plus rapide pour les espèces indésirables et invasives est en grande partie attribuable à l'effet année et en particulier à celui de 2014.

Si nous pouvons affirmer que, 2 ans après travaux, la reconstitution de la biodiversité floristique de l'îlot C n'est que partielle, nous devons considérer que la plus forte reconquête observée pour les espèces indésirables et invasives est plus attribuable à l'effet des régimes hydrologiques particuliers de 2013 et surtout de 2014 qu'à des conséquences directes de l'arasement de l'îlot C.

Enfin, en terme d'impact au niveau de l'île de Mareau, nous pouvons considérer que les travaux de l'îlot C n'ont pas provoqué d'extinction locale d'espèces, ni apporté des éléments floristiques nouveaux, puisque les espèces concernées ont été en très grande partie trouvées dans l'îlot A (le plus ressemblant à l'îlot C) et de toute façon retrouvées dans les autres îlots (à de très rares exceptions près). Nous devons toutefois signaler que l'îlot C est celui qui, en 2012, comptait le moins d'espèces (147 espèces contre 174 à plus de 200 pour les autres îlots).

5.7 - Conclusion sur les inventaires floristiques des îlots et des berges

Pour cette partie du projet BioMareau, nous nous sommes appuyés sur des inventaires floristiques réalisés à l'échelle de l'écocomplexe, ici de l'îlot ou de la portion de berge d'une superficie moyenne d'environ 2,5 ha.

Notre objectif était, au-delà de la simple étude de l'îlot C arasé en septembre 2012, de connaître de façon la plus exhaustive possible le fond floristique de l'ensemble de l'île de Mareau (composé de 5 îlots) et des berges nord et sud associées, en insistant tout particulièrement sur les espèces patrimoniales et invasives. Nous avons réparti les espèces dans différents groupes à signification d'habitat, écologique, biologique ou de patrimonialité/banalité, en insistant particulièrement sur cette dernière catégorie qui distingue 4 niveaux plus ou moins stricts.

Lors des différentes comparaisons, nous avons utilisé la richesse spécifique suivant les différents groupes précités, notamment en comparant l'originalité et le différentiel d'une modalité par rapport au fond commun d'un ensemble de modalités étudiées.

Au cours des 3 années de l'étude, nous avons inventorié 457 taxons, soit plus du quart de la flore contemporaine (post 1999) du département du Loiret, dont 387 espèces sur l'île de Mareau. Nous avons comptabilisé 30 espèces à caractère patrimonial (protégées, menacées ou déterminantes ZNIEFF) et 47 espèces à caractère invasif (invasives avérées, potentielles ou à surveiller). Au-delà de la valeur patrimoniale du site et de sa problématique liée aux espèces invasives, l'objectif d'inventorier le plus grand nombre possible de ces espèces a été réalisé et a pu alimenter les bases de données de la RNN de Saint-Mesmin et de l'inventaire communal.

Nous avons pu effectuer plusieurs comparaisons de relevés pour répondre à des questions particulières.

(1) En premier lieu, nous avons étudié les variations de composition interannuelles pour des îlots non arasés, en lien avec le régime hydrologique annuel. 2012 est l'année la plus conforme à la normale 1985-2014. C'est aussi elle qui est la plus intéressante pour la biodiversité avec une richesse patrimoniale élevée et une faible banalisation des communautés. 2013 voit dans son ensemble sa richesse spécifique affectée par les multiples crues. Si 2014 a la plus forte richesse totale, elle ne présente une patrimonialité qu'équivalente à celle de 2012, à laquelle se rajoute un complément d'espèces indésirables traduisant une banalisation des communautés végétales.

(2) Nous avons ensuite comparé les sept entités d'îlots ou de berges. La biodiversité floristique de chaque écocomplexe est liée à sa diversité d'habitats, elle-même liée à la présence/abondance d'habitats ouverts non facilement inondables tels que les grèves hautes, les pelouses, les friches et les prairies mésophiles.

(3) Nous avons ensuite comparé deux groupes d'îlots (à grèves, avec peu de grèves) à celui des berges nord et sud sans grèves. A notre surprise, ce sont les grèves, pourtant linéaires et visiblement anthropisées qui, à la faveur d'un bien plus grand nombre d'espèces, ont la biodiversité la plus intéressante, y compris pour les espèces patrimoniales, notamment en lien

avec la plus forte abondance d'habitats de pelouse (surtout en berge nord) en cohérence avec les résultats présentés en (2).

(4) Enfin, nous avons étudié l'évolution de l'îlot C, avant et après son arasement en septembre 2012. La reconstitution des cortèges floristiques n'a été que partielle en 2013 (1/3 de RS-totale de 2012) et en 2014 (2/3 de RS-totale de 2014). Ce début de reconstitution s'est fait de façon plus rapide pour les espèces indésirables que pour les espèces souhaitables. Cependant, nous attribuons cet aspect négatif à l'effet année présenté en (1). En l'absence d'un suivi plus long, les résultats obtenus sont tronqués et la poursuite du suivi de l'îlot C s'impose pour abonder la connaissance.

Dans le cas d'un projet d'arasement d'îlot, au sein d'un complexe d'îlots où les habitats facilement inondables prédominent, nous pouvons préconiser de s'appuyer au préalable sur une cartographie des types de végétation de l'îlot en question et des îlots associés. Ceci devrait permettre d'évaluer la qualité et la quantité des habitats qui seront plus ou moins durablement détruits. Ensuite, un effort particulier doit porter sur la conservation des habitats les plus rares, et en particulier ceux qui sont moins facilement inondables.

L'action consisterait alors à soustraire des travaux les parties concernées. Dans le cas de l'arasement de l'îlot C de l'île de Mareau, nous sommes globalement dans le respect de ces préconisations puisque cet îlot ne comptait qu'un faible nombre d'habitats facilement inondables, bien représentés sur les autres îlots ainsi que les cortèges floristiques associés. Sans préjuger des considérations d'ordre hydrologique, un meilleur compromis pour la biodiversité aurait été d'épargner environ 1/3 de la surface en partie sud-est de l'îlot C. Ceci aurait permis de faciliter la recolonisation végétale de proche en proche mais aussi de préserver la mare qui se situait en cette partie, dont une seule réplique est située sur l'îlot D.

Références bibliographiques

BLANDIN, P. et LAMOTTE, M. (1988) - Recherche d'une entité écologique correspondant à l'étude des paysages : la notion d'écocomplexe. *Bulletin d'Écologie*, **19** (4) : 547-555.

BOUDIN, L., CORDIER, J. et MORET J. (2007) - *Atlas de la flore vasculaire remarquable du Val de Loire entre le Bec d'Allier et le bec de Vienne.* Muséum national d'Histoire naturelles, Paris, 464 p.

CBNBP - *Bienvenue sur le site du Conservatoire botanique national du Bassin parisien*. http://cbnbp.mnhn.fr/cbnbp/. Consultation 2012 et 2015.

CHEVALIER, R. (2011) - Essai de mise au point d'indices synthétiques et universels de valeur patrimoniale et de banalisation de la flore. Exemples d'application dans le département du Loiret. *Symbioses, Nouvelle série, **27** : 11-16.*

CHEVALIER, R., BERTHELOT, A. et GAUDIN, S. (2010a) - Biodiversité floristique des peupleraies dans les vallées de Champagne : comparaison avec les prairies et les forêts suivant une approche de la patrimonialité et de la banalité. *Bull. Soc. Etu. Sci. nat. Reims*, **24** : 19-34.

CHEVALIER, R., GAUTIER, G. et ARCHAUX, F. (2010) - Relevés floristiques pour le suivi de la biodiversité végétale des écosystèmes forestiers : éléments de réflexion pour faire les bons choix. *Revue Forestière Française*, **LXII** (2) : 141-154.

CORDIER J., DUPRE R. et VAHRAMEEV P., 2010 - Catalogue de la flore sauvage de la région Centre. *Symbioses, nouvelle série*, **26** : 36-84.

CORNIER, T. (2003) - *Typologie et synthèse synsystématique de la végétation alluviale de la Loire entre le Charolais et l'Anjou. Version 2003.3.* 91 p.

DREAL CENTRE (2012) - *Guide des espèces et milieux déterminants en Région Centre. Actualisation de l'inventaire régional des zones naturelles d'intérêt écologique, faunistique et floristique*. Document actualisé le 17 janvier 2012. Première validation par le CSRPN le 8 janvier 2003. Rapport DREAL Centre, Orléans. 75 p.

DUPOUEY, J.L., SCIAMA, D., KOERNER, W., DAMBRINE, E. et RAMEAU, J.C. (2002) - La Végétation des forêts anciennes. *Revue forestière française*, **LIV** (6) : 521-532.

ELLENBERG, H., WEBER, H.E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W. et PAULIßEN, D. (1992) - *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa*. Verlag Goltze, Göttingen. 248 p.

GARGOMINY, O., TERCERIE, S., RÉGNIER, C., RAMAGE, T., SCHOELINCK, C., DUPONT, P., VANDEL, E., DASZKIEWICZ, P. et PONCET, L. (2014) - *TAXREF v8.0, référentiel taxonomique pour la France : méthodologie, mise en oeuvre et diffusion*. Muséum national d'Histoire naturelle, Paris. Rapport SPN 2014 - 42. 126 pp.

GÉOPORTAIL - *Le portail des territoires et des citoyens*. http://www.geoportail.fr/. Consultation 2013.

HERMY, M., HONNAY, O., FIRBANK, L., GRASHOF-BOKDAM, C. et LAWESSON, J.E. (1999) - An ecological comparison between ancient and other forest plant species of Europe, and the implications for forest conservation. *Biological Conservation*, **91** (1) : 9-22.

JACCARD, P. (1901) - Distribution de la flore alpine dans le bassin des Dranses et dans quelques régions voisines. *Bulletin de la Société Vaudoise des Sciences Naturelles*, **37** : 241-272.

JAUZEIN, P. (1995) - *Flore des champs cultivés*. INRA/SOPRA, Paris/Vélizy-Villacoublay. 898 p.

JULVE, P. (2007) - *Baseflor*. http://perso.orange.fr/philippe.julve/catminat.htm. Consultation 2007.

MULLER S. (2004) - *Plantes invasives en France - État des connaissances et propositions d'actions*. Publications scientifiques du Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris. 168 p.

NATURE CENTRE, CONSERVATOIRE BOTANIQUE NATIONAL DU BASSIN PARISIEN (2014) - *Livre rouge des habitats naturels et des espèces menacées de la région Centre*. Nature Centre éd., Orléans. 504 p.

PUJOL, D., CORDIER, J. et MORET, J. (2007) - *Atlas de la flore sauvage du département du Loiret*. Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris. 472 p.

RAMEAU, J.C., MANSION, D., DUMÉ, G., TIMBAL, J., LECOINTE, A., DUPONT, R. et KELLER, R. (1989) - *Flore forestière française. Guide écologique illustré. Tome 1 : Plaines et collines*. Institut pour le Développement Forestier, Paris. 1785 p.

RAUNKIAER, C. (1934) - *The Life Forms of Plants and Statistical Plant Geography*. Oxford.

VAHRAMEEV P., NOBILLIAUX S. (2013) - *Liste des espèces végétales invasives de la région Centre. Version 2.2, janvier 2013*. Orléans, CBNBP, 40 p.

VANPEENE-BRUHIER, S., MOYNE, M.L. et BRUN, J.J. (1998) - La richesse spécifique : un outil pour la prise en compte de la biodiversité dans la gestion de l'espace - Application en Haute Maurienne (Aussois, Savoie). *Ingéniéries EAT*, **15** : 47-59.

VIGICRUES - http://www.vigicrues.gouv.fr/. Consultation 2012, 2013 et 2014.

Annexe *: Liste et caractéristiques des espèces de l'île de Mareau et des berges*

Nom latin TAXREF v8.0	Nom_français	Patri/Banal	Habitat	Type biol.	F Ellenb.	R Ellenb.	N Ellenb.	L Ellenb.	Abond. îlots	Ab. Berges
Acer campestre	Érable champêtre	**5**	for	lign	5	7	6	5	**0,3**	**1,0**
Acer negundo	Érable negundo	**9**	for	lign	6	7	7	5	**3,6**	**2,7**
Acer platanoides	Érable plane	**7**	for	lign	/	/	/	4	**0,3**	**1,0**
Acer pseudoplatanus	Érable sycomore	**7**	for	lign	6	/	7	4	**0,2**	**0,3**
Achillea millefolium	Achillée millefeuille	**5**	prair	hem	4	/	5	8	**0,6**	**2,0**
Achillea ptarmica	Achillée sternutatoire	**5**	prair	géo	8	4	2	8	**2,6**	**2,7**
Aethusa cynapium subsp. elata	Fausse petite Ciguë	**5**	for	bis	5	7	7	5	**1,1**	**0,3**
Agrimonia eupatoria	Aigremoine eupatoire	**5**	lisi	hem	4	8	4	7	**0,2**	**1,3**
Agrostis capillaris	Agrostide capillaire	**5**	pelo	hem	/	4	4	7	**0,1**	**1,7**
Agrostis stolonifera	Agrostide stolonifère	**6**	cult	hem	7	/	5	8	**2,7**	**2,7**
Ailanthus altissima	Faux-vernis du Japon	**9**	for	lign	5	7	8	8	**/**	**0,7**
Aira caryophyllea	Canche caryophillée	**5**	pelo	an	2	4	1	9	**0,4**	**0,3**
Ajuga genevensis	Bugle de Genève	**4**	pelo	hem	3	7	2	8	**0,1**	**/**
Alisma plantago-aquatica	Grand plantain d'eau	**5**	gr-he	hem	10	/	8	7	**0,2**	**/**
Alliaria petiolata	Alliaire	**5**	for	bis	5	7	9	5	**1,7**	**1,0**
Allium oleraceum	Ail maraîcher	**4**	pelo	géo	3	7	4	7	**0,1**	**1,0**
Allium vineale	Ail des Vignes	**6**	cult	géo	4	/	7	5	**/**	**1,7**
Alnus glutinosa	Aulne glutineux	**5**	for	lign	9	6	/	5	**0,5**	**/**
Alopecurus pratensis	Vulpin des prés	**5**	prair	hem	6	6	7	6	**/**	**0,3**
Althaea officinalis	Guimauve officinale	**4**	gr-he	géo	7	8	4	6	**/**	**0,7**
Amaranthus blitum	Amarante livide	**7**	grèv	an	4	/	8	8	**1,1**	**0,7**
Amaranthus hybridus	Amarante hybride	**8**	cult	an	4	7	7	8	**2,3**	**1,0**
Ambrosia artemisiifolia	Ambroise élevée	**9**	grèv	an	4	8	6	9	**3,3**	**1,3**
Andryala integrifolia	Andryale à feuilles entières	**6**	cult	bis	/	/	/	/	**0,3**	**0,3**
Angelica sylvestris	Angélique sauvage	**5**	for	bis	8	/	4	7	**1,1**	**0,7**
Anisantha diandra	Brome à deux étamines	**4**	grèv	an	/	/	/	/	**/**	**0,3**
Anisantha sterilis	Brome stérile	**6**	cult	bis	4	/	5	7	**0,5**	**2,0**
Anisantha tectorum	Brome des toits	**3**	grèv	an	3	8	4	8	**0,1**	**/**
Anthriscus caucalis	Cerfeuil vulgaire	**5**	lisi	an	5	6	6	8	**0,1**	**0,3**
Anthriscus sylvestris	Cerfeuil des bois	**5**	lisi	hem	5	/	8	7	**/**	**1,0**
Apera spica-venti	Jouet-du-Vent	**5**	/	an	6	5	/	6	**0,1**	**/**
Aphanes arvensis	Alchémille des champs	**6**	cult	an	6	/	5	6	**/**	**0,7**
Arctium lappa	Grande bardane	**4**	frich	bis	5	7	9	9	**1,9**	**1,7**
Arctium minus	Bardane à petites têtes	**5**	frich	bis	5	/	8	9	**0,6**	**0,7**
Arenaria serpyllifolia	Sabline à feuilles de serpolet	**6**	cult	bis	4	7	/	8	**0,6**	**1,0**
Argentina anserina	Potentille des oies	**5**	prair	hem	6	/	7	7	**0,1**	**0,7**
Aristolochia clematitis	Aristoloche clématite	**3**	frich	géo	4	8	8	6	**2,1**	**3,0**
Armeria arenaria	Armérie faux-plantain	**1**	pelo	hem	3	6	2	8	**/**	**0,3**
Arrhenatherum elatius	Fromental élevé	**5**	prair	hem	/	7	7	8	**1,4**	**3,7**
Artemisia campestris	Armoise champêtre	**1**	pelo	géo	2	5	2	9	**/**	**0,7**
Artemisia vulgaris	Armoise commune	**6**	cult	hem	6	/	8	7	**3,2**	**3,0**
Arum italicum	Gouet d'Italie	**5**	for	géo	/	/	/	/	**0,7**	**1,3**
Asparagus officinalis	Asperge officinale	**7**	frich	géo	3	/	4	6	**1,8**	**1,7**
Astragalus glycyphyllos	Réglisse sauvage	**4**	lisi	hem	4	7	3	6	**0,1**	**1,3**
Atriplex prostrata	Arroche hastée	**4**	grèv	an	6	/	9	8	**0,6**	**1,0**
Avenella flexuosa	Canche flexueuse	**5**	lisi	hem	/	2	3	6	**0,1**	**/**
Barbarea vulgaris	Barbarée commune	**5**	gr-he	hem	6	/	6	8	**2,5**	**1,7**
Bellis perennis	Pâquerette	**5**	prair	hem	5	/	6	8	**/**	**1,0**
Berberis aquifolium	Mahonia faux houx	**8**	lisi	lign	/	/	/	/	**0,4**	**/**
Berteroa incana	Alysson blanc	**9**	grèv	an	3	6	4	9	**3,1**	**3,3**
Bidens cernua	Bident penché	**3**	grèv	an	9	7	9	8	**0,1**	**0,3**
Bidens frondosa	Bident feuillé	**9**	grèv	an	8	7	8	7	**3,4**	**3,0**
Bidens tripartita	Bident trifolié	**4**	grèv	an	9	/	8	8	**1,9**	**1,7**

Nom latin TAXREF v8.0	Nom_français	Patri/Banal	Habitat	Type biol.	F Ellenb.	R Ellenb.	N Ellenb.	L Ellenb.	Abond. îlots	Ab. Berges
Bothriochloa ischaemum	Barbon pied-de-poule	**1**	pelo	hem	3	8	3	9	**/**	**1,0**
Brachypodium pinnatum	Brachypode penné	**5**	lisi	hem	4	7	4	6	**0,1**	**0,7**
Brachypodium sylvaticum	Brachypode des bois	**5**	for	hem	5	6	6	3	**2,1**	**2,7**
Brassica napus	Colza	**7**	/	bis	/	/	/	/	**0,1**	**/**
Bromopsis erecta	Brome érigé	**5**	pelo	hem	3	8	3	8	**/**	**0,7**
Bromus commutatus	Brome variable	**4**	/	an	4	7	3	6	**/**	**0,3**
Bromus hordeaceus	Brome mou	**6**	cult	bis	/	/	3	7	**0,2**	**1,7**
Bryonia cretica subsp. dioica	Bryone dioïque	**5**	for	géo	5	8	6	7	**0,5**	**1,3**
Butomus umbellatus	Butome en ombelle	**3**	gr-he	géo	10	/	7	6	**0,4**	**1,0**
Campanula rapunculus	Campanule raiponce	**5**	lisi	bis	3	7	4	7	**0,6**	**1,0**
Capsella bursa-pastoris subsp. bursa-pastoris	Bourse-à-pasteur	**6**	cult	an	5	/	6	7	**0,1**	**0,3**
Capsella bursa-pastoris subsp. rubella	Bourse-à-pasteur rougeâtre	**5**	pelo	an	/	/	/	/	**0,1**	**1,0**
Cardamine hirsuta	Cardamine hérissée	**6**	cult	an	5	5	7	6	**0,2**	**0,3**
Cardamine impatiens	Cardamine impatiens	**3**	for	an	6	7	8	5	**1,4**	**1,3**
Cardamine pratensis	Cardamine des prés	**5**	prair	hem	6	/	/	4	**0,3**	**1,0**
Carduus crispus	Chardon crépu	**3**	gr-he	bis	6	7	9	7	**1,4**	**1,3**
Carduus nutans	Chardon penché	**5**	frich	bis	4	8	6	8	**0,1**	**/**
Carex acuta	Laîche aiguë	**3**	gr-he	géo	9	6	4	7	**3,6**	**3,0**
Carex cuprina	Laîche cuivrée	**5**	prair	hem	8	7	6	6	**0,3**	**/**
Carex hirta	Laîche hérissée	**5**	prair	géo	6	/	5	7	**0,6**	**0,7**
Carex praecox	Laîche précoce	**2**	frich	géo	3	/	4	9	**/**	**0,7**
Carex riparia	Laîche des rives	**5**	gr-he	géo	9	7	4	7	**0,3**	**/**
Carex spicata	Laîche en épis	**5**	lisi	hem	4	6	4	7	**0,8**	**0,7**
Castanea sativa	Châtaignier	**5**	for	lign	/	4	/	5	**0,1**	**/**
Centaurea jacea	Centaurée jacée	**5**	prair	hem	/	/	/	7	**0,1**	**0,3**
Centaurea maculosa	Centaurée tachetée	**1**	pelo	bis	/	/	/	/	**0,2**	**/**
Cerastium arvense	Céraiste des champs	**5**	frich	hem	4	6	4	8	**0,2**	**0,7**
Cerastium brachypetalum	Céraiste à pétales courts	**5**	pelo	an	3	8	2	9	**/**	**0,3**
Cerastium fontanum	Céraiste commune	**6**	cult	hem	5	/	5	6	**0,1**	**0,7**
Cerastium glomeratum	Céraiste aggloméré	**6**	cult	an	5	5	5	7	**0,1**	**0,3**
Cerastium semidecandrum	Céraiste à cinq étamines	**5**	pelo	an	3	6	/	8	**/**	**0,3**
Ceratophyllum demersum	Cornifle nageant	**3**	aqu	hem	12	8	8	6	**0,3**	**/**
Chaenorrhinum minus	Petite linaire	**5**	cult	an	4	8	5	8	**0,2**	**/**
Chaerophyllum temulum	Chérophylle penché	**5**	lisi	hem	5	/	8	5	**1,4**	**2,3**
Chelidonium majus	Grande chélidoine	**5**	for	hem	5	/	8	6	**0,6**	**1,0**
Chenopodiastrum hybridum	Chénopode à feuilles de stramoine	**5**	/	an	5	8	8	7	**/**	**0,3**
Chenopodium album	Chénopode blanc	**6**	cult	an	4	/	7	/	**2,5**	**1,3**
Chenopodium ambrosioides	Chénopode fausse ambroisie	**8**	grèv	an	/	/	/	/	**2,7**	**1,3**
Chondrilla juncea	Chondrille à tige de jonc	**3**	frich	bis	3	6	/	8	**0,9**	**1,0**
Cirsium arvense	Cirse des champs	**6**	cult	géo	/	/	7	8	**1,8**	**2,0**
Cirsium vulgare	Cirse commun	**5**	frich	bis	5	7	8	8	**0,5**	**0,7**
Clematis flammula	Clématite flamme	**7**	lisi	lign	/	/	/	/	**/**	**0,7**
Clematis vitalba	Clématite des haies	**5**	for	lign	5	7	7	7	**0,7**	**2,3**
Clinopodium nepeta subsp. ascendens	Calament ascendent	**3**	lisi	hem	/	/	/	/	**/**	**0,7**
Clinopodium vulgare	Sariette commune	**5**	lisi	hem	4	7	3	7	**0,2**	**0,7**
Conium maculatum	Grande cigüe	**3**	frich	hem	6	/	8	8	**1,2**	**1,7**
Convolvulus arvensis	Liseron des champs	**6**	cult	hem	4	7	/	7	**1,4**	**2,0**
Convolvulus sepium	Liseron des haies	**6**	cult	hem	6	7	9	8	**3,1**	**3,0**
Cornus sanguinea	Cornouiller sanguin	**5**	for	lign	5	7	/	7	**0,1**	**/**
Corrigiola littoralis	Corrigiole des rivages	**3**	grèv	an	7	5	5	8	**3,9**	**1,7**
Corylus avellana	Noisetier	**5**	for	lign	/	/	5	6	**0,1**	**1,0**
Corynephorus canescens	Corynéphore blanchâtre	**2**	pelo	hem	2	3	2	8	**0,1**	**/**
Crassula tillaea	Crassule mousse	**4**	pelo	an	7	/	3	8	**/**	**0,3**

Nom latin TAXREF v8.0	Nom_français	Patri/Banal	Habitat	Type biol.	F Ellenb.	R Ellenb.	N Ellenb.	L Ellenb.	Abond. îlots	Ab. Berges
Crataegus monogyna	Aubépine à un style	**5**	lisi	lign	4	8	4	7	**0,9**	**2,0**
Crepis capillaris	Crépide capillaire	**6**	cult	bis	5	6	4	7	**1,1**	**1,0**
Crepis foetida	Crépide fétide	**1**	pelo	an	4	7	3	9	**0,4**	**/**
Crepis pulchra	Crépide élégante	**4**	/	an	4	8	6	7	**/**	**0,3**
Crepis setosa	Crépide hérissée	**4**	grèv	an	4	7	3	9	**0,4**	**1,0**
Cruciata laevipes	Gaillet croisette	**5**	lisi	hem	6	6	7	7	**0,9**	**1,3**
Cuscuta campestris	Cuscute des champs	**7**	/	an	/	/	/	/	**2,0**	**1,0**
Cuscuta europaea	Cuscute d'Europe	**3**	gr-he	an	7	/	7	/	**1,3**	**1,7**
Cynodon dactylon	Cynodon dactyle	**4**	grèv	géo	4	/	5	8	**/**	**0,7**
Cynoglossum officinale	Cynoglosse officinale	**1**	frich	bis	4	7	7	8	**0,6**	**/**
Cyperus eragrostis	Souchet vigoureux	**9**	gr-he	hem	/	/	/	/	**0,4**	**/**
Cyperus esculentus	Souchet comestible	**8**	grèv	géo	/	/	/	/	**2,7**	**0,3**
Cyperus fuscus	Souchet brun	**3**	grèv	an	7	/	4	9	**1,8**	**1,3**
Cyperus michelianus	Souchet de Michel	**2**	grèv	an	8	7	6	9	**0,5**	**/**
Cytisus scoparius	Genêt à balais	**5**	lisi	lign	4	3	4	8	**0,7**	**0,3**
Dactylis glomerata	Dactyle aggloméré	**5**	prair	hem	5	/	6	7	**1,6**	**3,0**
Datura stramonium	Stramoine	**8**	grèv	an	4	7	8	8	**2,6**	**1,3**
Daucus carota	Carotte sauvage	**6**	cult	bis	4	/	4	8	**0,9**	**1,3**
Deschampsia cespitosa	Canche cespiteuse	**5**	gr-he	hem	7	/	3	6	**2,1**	**1,7**
Digitaria sanguinalis	Digitaire sanguine	**6**	cult	an	4	5	5	7	**2,4**	**0,7**
Dipsacus fullonum	Cabaret des oiseaux	**5**	gr-he	bis	6	8	7	9	**0,9**	**1,3**
Dipsacus pilosus	Cardère poilu	**2**	for	bis	6	8	7	7	**0,4**	**/**
Dysphania botrys	Chénopode à grappes	**3**	grèv	an	4	7	6	8	**0,6**	**/**
Echinochloa crus-galli	Pied-de-coq	**6**	cult	an	5	/	8	6	**3,7**	**2,3**
Echinochloa muricata	Panic épineux	**7**	grèv	an	/	/	/	/	**0,7**	**0,3**
Echium vulgare	Vipérine commune	**5**	frich	bis	4	8	4	9	**0,9**	**0,7**
Eleocharis palustris	Scirpe des marais	**5**	gr-he	géo	10	/	/	8	**1,9**	**0,3**
Elodea canadensis	Élodée du Canada	**9**	aqu	hem	12	7	7	7	**0,1**	**/**
Elodea nuttalii	Élodée à feuilles étroites	**9**	aqu	hem	12	/	7	7	**0,4**	**0,7**
Elymus caninus	Chiendent des chiens	**5**	for	hem	6	7	8	6	**1,3**	**1,0**
Epilobium ciliatum	Épilobe cilié	**9**	lisi	bis	5	7	8	7	**/**	**0,3**
Epilobium hirsutum	Épilobe hérissé	**5**	gr-he	hem	8	8	8	7	**0,1**	**/**
Epilobium tetragonum	Épilobe à tige carrée	**6**	cult	hem	8	6	5	7	**0,5**	**0,7**
Epipactis helleborine	Épipactis à larges feuilles	**5**	for	géo	5	7	5	3	**0,4**	**1,0**
Equisetum arvense	Prêle des champs	**6**	cult	géo	/	/	3	6	**2,7**	**2,0**
Equisetum ramosissimum	Prêle très rameuses	**2**	grèv	géo	4	8	1	8	**0,3**	**/**
Eragrostis minor	Éragrostis faux-pâturin	**5**	/	an	3	/	4	8	**0,1**	**/**
Eragrostis pectinacea	Éragrostis en peigne	**8**	grèv	an	/	/	/	/	**3,9**	**1,3**
Eragrostis pilosa	Éragrostis poilu	**3**	/	an	3	/	/	8	**0,2**	**/**
Erigeron annuus	Vergerette annuelle	**8**	gr-he	hem	6	/	8	7	**1,5**	**0,3**
Erigeron canadensis	Conyze du Canada	**9**	cult	an	4	/	5	8	**2,7**	**2,7**
Erigeron sumatrensis	Vergerette de Sumatra	**9**	frich	bis	/	/	/	/	**0,1**	**0,3**
Erodium cicutarium	Érodium à feuilles de ciguë	**6**	cult	an	4	/	/	8	**0,8**	**0,7**
Eryngium campestre	Panicault champêtre	**5**	pelo	hem	3	8	3	9	**0,4**	**1,7**
Erysimum cheiranthoides	Vélar fausse-giroflée	**2**	grèv	an	5	7	7	7	**0,6**	**/**
Eschscholzia californica	Pavot de Californie	**8**	/	an	/	/	/	/	**0,1**	**/**
Euonymus europaeus	Fusain d'Europe	**5**	for	lign	5	8	5	6	**0,7**	**0,7**
Eupatorium cannabinum	Eupatoire à feuilles de chanvre	**5**	gr-he	hem	7	7	8	7	**0,3**	**/**
Euphorbia cyparissias	Euphorbe petit-cyprès	**5**	pelo	hem	3	/	3	8	**0,5**	**2,0**
Euphorbia esula	Euphorbe ésule	**3**	prair	hem	4	8	/	8	**1,4**	**2,3**
Euphorbia lathyris	Euphorbe épurge	**7**	frich	bis	/	/	/	/	**0,1**	**0,3**
Euphorbia stricta	Euphorbe raide	**4**	grèv	an	6	8	7	5	**1,1**	**1,0**
Fallopia aubertii	Renouée d'Aubert	**7**	/	lign	/	/	/	/	**/**	**0,7**

Nom latin TAXREF v8.0	Nom_français	Patri/Banal	Habitat	Type biol.	F Ellenb.	R Ellenb.	N Ellenb.	L Ellenb.	Abond. îlots	Ab. Berges
Fallopia convolvulus	Renouée liseron	**6**	cult	an	5	/	6	7	**0,1**	**/**
Fallopia dumetorum	Renouée des haies	**3**	lisi	an	5	/	7	6	**1,6**	**2,0**
Festuca marginata	Fétuque de Timbal-Lagrave	**5**	pelo	hem	/	/	/	/	**/**	**0,3**
Festuca rubra	Fétuque rouge	**5**	prair	géo	6	6	/	/	**0,6**	**2,0**
Filago arvensis	Cotonnière des champs	**3**	pelo	an	3	4	2	8	**0,1**	**/**
Filago germanica	Cotonnière d'Allemagne	**5**	pelo	an	3	/	2	8	**0,1**	**0,7**
Filipendula ulmaria	Reine des prés	**5**	gr-he	hem	8	/	5	7	**0,1**	**/**
Fraxinus angustifolia	Frêne à feuilles étroites	**3**	for	lign	/	/	/	/	**0,3**	**0,7**
Fraxinus excelsior	Frêne commun	**5**	for	lign	/	7	7	4	**1,8**	**2,3**
Galeopsis tetrahit	Galéopsis tétrahit	**6**	cult	an	5	/	6	7	**0,4**	**1,3**
Galinsoga parviflora	Galinsoge à petites fleurs	**8**	/	an	5	5	8	7	**0,2**	**/**
Galinsoga quadriradiata	Galinsoga cilié	**8**	/	an	4	6	7	7	**0,1**	**/**
Galium aparine	Gaillet gratteron	**6**	/	an	/	6	8	7	**1,6**	**2,7**
Galium mollugo	Gaillet Mollugine	**5**	prair	hem	4	7	/	7	**1,6**	**2,3**
Galium palustre	Gaillet des marais	**5**	gr-he	hem	9	/	4	6	**0,7**	**1,7**
Galium verum	Gaillet jaune	**5**	pelo	hem	4	7	3	7	**/**	**1,7**
Genista tinctoria	Genêt des teinturiers	**5**	lisi	lign	6	6	1	8	**/**	**1,3**
Geranium dissectum	Géranium découpé	**6**	cult	an	5	8	5	6	**0,1**	**1,3**
Geranium lucidum	Géranium luisant	**2**	lisi	an	5	7	8	5	**/**	**1,3**
Geranium molle	Géranium à feuilles molles	**6**	cult	an	4	5	4	7	**0,1**	**1,3**
Geranium purpureum	Géranium pourpre	**5**	lisi	an	/	/	/	/	**0,1**	**0,7**
Geranium pusillum	Géranium fluet	**6**	cult	an	4	/	7	7	**/**	**0,3**
Geranium robertianum subsp. robertianum	Herbe à Robert	**5**	for	an	/	/	7	5	**0,6**	**1,0**
Geranium rotundifolium	Géranium à feuilles rondes	**5**	cult	an	4	7	6	7	**0,5**	**1,3**
Geum urbanum	Benoîte commune	**5**	lisi	hem	5	/	7	4	**1,0**	**2,3**
Glechoma hederacea	Lierre terrestre	**5**	lisi	hem	6	/	7	6	**2,8**	**3,7**
Glyceria maxima	Glycérie aquatique	**4**	gr-he	hem	10	8	9	9	**/**	**0,3**
Gnaphalium uliginosum	Cotonnière des fanges	**6**	cult	an	7	4	4	7	**2,1**	**1,7**
Gypsophila muralis	Gypsophile des murailles	**4**	grèv	an	8	3	3	8	**0,4**	**/**
Hedera helix	Lierre grimpant	**5**	for	lign	5	/	/	4	**0,9**	**2,7**
Helianthus annuus	Tournesol	**7**	grèv	an	/	/	/	/	**0,1**	**/**
Helianthus tuberosus	Topinambour	**9**	gr-he	géo	6	7	8	8	**0,4**	**/**
Helminthotheca echioides	Picride fausse vipérine	**6**	cult	bis	5	8	6	7	**0,2**	**/**
Helosciadium nodiflorum	Ache nodiflore	**5**	gr-he	hem	10	/	6	7	**0,1**	**0,3**
Heracleum sphondylium	Berce commune	**5**	lisi	bis	5	/	8	7	**1,0**	**1,7**
Herniaria glabra	Herniaire glabre	**3**	pelo	bis	3	4	2	8	**0,5**	**/**
Himantoglossum hircinum	Orchis bouc	**5**	pelo	géo	3	9	2	7	**0,1**	**0,3**
Hirschfeldia incana	Hirschfeldie grisâtre	**7**	/	an	3	7	5	8	**2,2**	**1,3**
Holcus lanatus	Houlque laineuse	**5**	prair	hem	6	/	5	7	**0,2**	**0,3**
Holcus mollis	Houlque molle	**6**	cult	hem	5	2	3	5	**0,2**	**/**
Hordeum jubatum	Orge à crinière	**7**	frich	bis	6	7	6	9	**0,2**	**/**
Hordeum murinum	Orge sauvage	**4**	grèv	an	4	7	5	8	**/**	**1,7**
Humulus lupulus	Houblon grimpant	**5**	for	hem	8	6	8	7	**2,2**	**2,3**
Hylotelephium telephium	Orpin reprise	**5**	pelo	hem	4	7	/	7	**/**	**0,7**
Hypericum perforatum	Millepertuis perforé	**6**	cult	hem	4	6	4	7	**1,1**	**2,3**
Hypochaeris glabra	Porcelle glabre	**4**	pelo	an	3	3	1	9	**/**	**0,3**
Hypochaeris radicata	Porcelle enracinée	**5**	pelo	hem	5	4	3	8	**1,1**	**2,3**
Impatiens glandulifera	Balsamine de l'Himalaya	**9**	for	an	8	7	7	5	**0,6**	**/**
Inula britannica	Inule des fleuves	**1**	gr-he	hem	7	8	5	8	**0,4**	**0,7**
Inula conyza	Inule conyze	**5**	lisi	hem	4	7	3	6	**0,4**	**/**
Iris foetidissima	Iris fétide	**5**	for	géo	/	/	/	/	**0,4**	**/**
Iris pseudacorus	Iris faux acore	**5**	gr-he	géo	9	/	7	7	**1,5**	**2,0**
Jacobaea erucifolia	Séneçon à feuilles de Roquette	**5**	frich	hem	3	8	4	8	**0,1**	**/**

Nom latin TAXREF v8.0	Nom_français	Patri/Banal	Habitat	Type biol.	F Ellenb.	R Ellenb.	N Ellenb.	L Ellenb.	Abond. îlots	Ab. Berges
Jacobaea vulgaris	Séneçon jacobée	**5**	frich	hem	4	7	5	8	**1,1**	**2,0**
Jasione montana	Jasione des montagnes	**5**	pelo	bis	3	3	2	7	**0,8**	**/**
Juglans regia	Noyer	**7**	for	lign	6	7	7	6	**0,9**	**2,0**
Juncus bufonius	Jonc des crapauds	**6**	cult	an	7	3	4	7	**0,3**	**/**
Juncus compressus	Jonc à tiges comprimées	**4**	prair	géo	8	7	5	8	**0,4**	**0,7**
Juncus tenuis	Jonc grêle	**8**	prair	hem	6	5	5	6	**/**	**1,0**
Kickxia elatine	Linaire élatine	**5**	cult	an	4	7	3	7	**0,2**	**/**
Koeleria macrantha	Koélérie grêle	**3**	pelo	hem	3	8	2	7	**/**	**0,3**
Koeleria pyramidata	Koelérie pyramidale	**5**	pelo	hem	4	7	2	7	**/**	**0,7**
Lactuca serriola	Laitue scariole	**6**	cult	an	4	/	4	9	**1,1**	**2,0**
Lactuca virosa	Laitue vireuse	**5**	frich	bis	4	7	7	7	**0,3**	**/**
Lamium album	Lamier blanc	**4**	lisi	hem	5	/	9	7	**/**	**0,7**
Lamium maculatum	Lamier maculé	**4**	for	hem	6	7	8	5	**1,3**	**3,0**
Lamium purpureum	Lamier pourpre	**6**	cult	an	5	7	7	7	**0,1**	**0,3**
Laphangium luteoalbum	Pseudognaphale blanc-jaunâtre	**2**	grèv	an	7	5	3	7	**0,1**	**/**
Lapsana communis	Lampsane commune	**6**	/	an	5	/	7	5	**0,7**	**1,3**
Lathyrus latifolius	Gesse à larges feuilles	**7**	lisi	hem	4	9	3	7	**0,1**	**/**
Leersia oryzoides	Léersie faux riz	**2**	gr-he	hem	10	8	8	8	**0,4**	**1,0**
Lepidium graminifolium	Passerage à feuilles de graminées	**7**	pelo	hem	3	6	5	8	**/**	**0,7**
Lepidium virginicum	Passerage de Virginie	**8**	grèv	bis	4	6	5	8	**2,2**	**1,0**
Leucanthemum vulgare	Marguerite commune	**5**	prair	hem	4	/	3	7	**0,1**	**/**
Ligustrum vulgare	Troëne	**5**	lisi	lign	4	8	3	7	**0,6**	**0,7**
Linaria vulgaris	Linaire commune	**5**	frich	hem	4	7	5	8	**1,5**	**1,7**
Lindernia dubia	Lindernie fausse-gratiole	**9**	grèv	an	8	7	/	9	**2,1**	**/**
Lipandra polysperma	Chénopode à nombreuses graines	**6**	cult	an	6	/	8	6	**2,6**	**2,3**
Lolium perenne	Ivraie vivace	**5**	prair	hem	5	7	7	8	**0,2**	**3,7**
Lotus corniculatus	Lotier corniculé	**5**	pelo	hem	4	7	3	7	**0,1**	**/**
Ludwigia grandiflora	Ludwigie à grandes feurs	**9**	gr-he	hem	/	/	/	/	**2,4**	**2,3**
Lunaria annua	Monnaie-du-Pape Lunaire	**7**	lisi	bis	/	/	/	/	**/**	**0,3**
Lycopus europaeus	Lycope d'Europe	**5**	gr-he	hem	9	7	7	7	**1,5**	**1,3**
Lysimachia arvensis	Mouron rouge	**6**	cult	an	5	/	6	6	**0,3**	**/**
Lysimachia nummularia	Lysimaque nummulaire	**5**	gr-he	hem	6	/	/	4	**0,5**	**0,7**
Lysimachia vulgaris	Lysimaque commune	**5**	gr-he	hem	8	/	/	6	**3,4**	**2,7**
Lythrum hyssopifolia	Salicaire à feuilles d'hysope	**4**	grèv	an	7	3	4	8	**0,1**	**/**
Lythrum salicaria	Salicaire commune	**5**	gr-he	hem	8	6	/	7	**2,6**	**2,3**
Malva alcea	Mauve alcée	**4**	frich	hem	5	8	7	8	**0,1**	**/**
Malva moschata	Mauve musquée	**5**	prair	hem	4	7	4	8	**0,1**	**/**
Matricaria discoidea	Matricaire fausse-camomille	**8**	cult	an	5	7	8	8	**0,1**	**1,0**
Medicago arabica	Luzerne tachetée	**6**	cult	an	4	8	5	8	**0,2**	**2,0**
Medicago lupulina	Luzerne lupuline	**6**	cult	bis	4	8	/	7	**0,5**	**0,7**
Medicago minima	Luzerne naine	**2**	pelo	an	3	8	2	9	**/**	**0,7**
Medicago polymorpha	Luzerne polymorphe	**3**	pelo	an	3	7	5	9	**/**	**0,3**
Medicago sativa subsp. ambigua	Luzerne changeante	**3**	frich	hem	/	/	/	/	**/**	**1,3**
Medicago sativa subsp. falcata	Luzerne sauvage	**3**	pelo	géo	3	9	3	8	**0,1**	**1,3**
Medicago sativa subsp. sativa	Luzerne cultivée	**7**	frich	hem	4	7	/	8	**/**	**1,3**
Melilotus albus	Mélilot blanc	**8**	frich	bis	3	7	4	9	**1,3**	**0,7**
Mentha aquatica	Menthe aquatique	**5**	gr-he	géo	9	7	5	7	**0,5**	**/**
Mentha arvensis	Menthe des champs	**5**	gr-he	hem	7	/	/	7	**2,6**	**3,0**
Mentha pulegium	Menthe pouliot	**4**	gr-he	hem	7	7	7	8	**1,1**	**/**
Mentha suaveolens	Menthe à feuilles rondes	**5**	prair	hem	8	6	5	8	**0,1**	**/**
Mercurialis annua	Mercuriale annuelle	**6**	cult	an	4	7	8	7	**0,1**	**0,7**
Micropyrum tenellum	Catapode des graviers	**1**	pelo	an	/	/	/	/	**0,3**	**/**
Moehringia trinervia	Sabline à trois nervures	**5**	for	an	5	6	7	4	**0,5**	**/**

Nom latin TAXREF v8.0	Nom_français	Patri/Banal	Habitat	Type biol.	F Ellenb.	R Ellenb.	N Ellenb.	L Ellenb.	Abond. îlots	Ab. Berges
Myosotis arvensis	Myosotis des champs	**6**	cult	an	5	/	6	6	**0,5**	**0,7**
Myosotis discolor	Myosotis discolore	**5**	/	an	4	4	2	8	**0,1**	**/**
Myosotis ramosissima	Myosotis rameux	**5**	pelo	an	2	7	1	9	**/**	**0,3**
Myosotis scorpioides	Myosotis des marais	**5**	gr-he	hem	8	/	5	7	**0,4**	**2,3**
Myosoton aquaticum	Stellaire aquatique	**4**	for	bis	8	7	8	7	**2,0**	**2,0**
Myriophyllum spicatum	Myriophylle à épis	**4**	aqu	géo	12	9	7	5	**0,6**	**0,3**
Ononis spinosa	Bugrane épineuse	**5**	pelo	hem	4	7	2	8	**0,1**	**0,7**
Orobanche amethystea	Orobanche violette	**5**	frich	géo	1	8	1	8	**/**	**0,3**
Oxalis dillenii	Oxalis dressé	**7**	frich	hem	5	6	5	7	**0,2**	**/**
Oxalis fontana	Oxalide droit	**8**	frich	hem	5	5	7	6	**0,8**	**0,7**
Oxybasis rubra	Chénopode rouge	**2**	grèv	an	6	/	9	8	**0,3**	**/**
Panicum capillare	Panic capillaire	**8**	/	an	/	/	/	/	**3,1**	**2,3**
Panicum dichotomiflorum	Panic à fleurs dichotomes	**8**	/	an	/	/	/	/	**0,4**	**/**
Panicum miliaceum	Panic faux-millet	**8**	/	an	/	/	/	/	**0,1**	**/**
Papaver dubium	Pavot douteux	**5**	/	an	4	5	5	6	**0,1**	**0,3**
Papaver rhoeas	Coquelicot	**6**	cult	an	5	7	6	6	**0,2**	**1,0**
Parietaria judaica	Pariétaire des murs	**5**	/	hem	7	8	7	6	**0,3**	**/**
Parthenocissus inserta	Vigne-vierge commune	**9**	/	lign	/	/	/	/	**1,6**	**/**
Pastinaca sativa	Panais cultivé	**5**	frich	bis	4	8	5	8	**0,1**	**/**
Persicaria amphibia	Persicaire flottante	**6**	cult	géo	/	/	6	8	**1,9**	**2,0**
Persicaria hydropiper	Renouée poivre d'eau	**4**	grèv	an	8	5	8	7	**2,0**	**2,0**
Persicaria lapathifolia	Renouée à feuilles de patience	**6**	cult	an	8	/	8	6	**3,4**	**3,0**
Persicaria mitis	Renouée douce	**2**	grèv	an	8	6	7	7	**0,9**	**1,0**
Petrorhagia prolifera	Oeillet prolifère	**4**	pelo	an	3	5	2	8	**0,3**	**1,0**
Phalaris arundinacea	Baldingère faux-roseau	**5**	gr-he	géo	8	7	7	7	**3,7**	**4,0**
Phleum phleoides	Fléole de Boehmer	**2**	pelo	hem	3	8	2	8	**0,1**	**1,0**
Phleum pratense	Fléole des prés	**5**	pelo	hem	4	/	5	7	**/**	**1,0**
Phragmites australis	Roseau	**5**	gr-he	géo	10	7	7	7	**1,2**	**2,3**
Picris hieracioides	Picride éperviaire	**6**	cult	hem	4	8	4	8	**1,7**	**2,0**
Pilosella officinarum	Piloselle	**5**	pelo	hem	4	/	2	7	**0,4**	**/**
Pimpinella saxifraga	Petit boucage	**5**	pelo	hem	3	/	2	7	**0,1**	**/**
Plantago arenaria	Plantain des sables	**3**	grèv	an	4	7	5	8	**2,8**	**/**
Plantago coronopus	Plantain corne-de-cerf	**5**	pelo	bis	7	7	4	8	**/**	**0,3**
Plantago lanceolata	Plantain lancéolé	**5**	prair	hem	/	/	/	6	**2,6**	**3,0**
Plantago major	Plantain majeur	**6**	cult	bis	5	/	6	8	**2,4**	**3,0**
Platanus x hispanica	Platane à feuilles d'érable	**7**	for	lign	/	/	/	/	**0,3**	**/**
Poa annua	Pâturin annuel	**6**	cult	bis	6	/	8	7	**1,2**	**3,3**
Poa compressa	Pâturin comprimé	**5**	pelo	géo	3	9	3	9	**0,1**	**/**
Poa nemoralis	Pâturin des bois	**5**	for	hem	5	5	4	5	**2,1**	**2,7**
Poa palustris	Pâturin des marais	**3**	gr-he	hem	9	8	7	7	**2,3**	**2,0**
Poa pratensis	Pâturin des prés	**5**	prair	géo	5	/	6	6	**0,6**	**0,3**
Poa trivialis	Pâturin commun	**6**	cult	hem	7	/	7	6	**1,5**	**2,3**
Polygonum aviculare	Renouée des oiseaux	**6**	cult	an	4	/	6	7	**2,3**	**3,0**
Populus nigra	Peuplier noir	**2**	for	lign	8	7	7	5	**3,9**	**3,3**
Populus x canescens	Peuplier grisard	**7**	for	lign	/	/	/	/	**/**	**0,3**
Portulaca oleracea	Pourpier potager	**6**	cult	an	4	7	7	7	**3,4**	**2,0**
Potamogeton crispus	Potamot crépu	**4**	aqu	géo	12	7	5	6	**0,1**	**/**
Potamogeton nodosus	Potamot noueux	**3**	aqu	géo	12	8	5	6	**0,6**	**/**
Potamogeton perfoliatus	Potamot à feuilles perfoliées	**2**	aqu	géo	12	7	6	6	**0,1**	**/**
Potentilla argentea	Potentille argentée	**5**	pelo	hem	2	3	1	9	**/**	**1,0**
Potentilla reptans	Potentille rampante	**6**	cult	hem	6	7	5	6	**1,1**	**2,0**
Poterium sanguisorba	Petite Pimprenelle	**5**	pelo	hem	3	8	2	7	**0,2**	**0,7**
Prospero autumnale	Scille d'automne	**1**	pelo	géo	/	/	/	/	**/**	**0,3**

Nom latin TAXREF v8.0	Nom_français	Patri/Banal	Habitat	Type biol.	F Ellenb.	R Ellenb.	N Ellenb.	L Ellenb.	Abond. îlots	Ab. Berges
Prunus avium	Merisier	**5**	for	lign	5	7	5	4	**0,4**	**0,7**
Prunus cerasifera	Prunier myrobolan	**7**	lisi	lign	/	/	/	/	**0,1**	**1,3**
Prunus mahaleb	Cerisier de sainte Lucie	**5**	lisi	lign	3	8	2	7	**0,4**	**1,3**
Prunus spinosa	Prunellier	**5**	lisi	lign	4	7	/	7	**0,5**	**2,0**
Pulicaria dysenterica	Pulicaire dysentérique	**5**	prair	hem	7	7	5	8	**0,1**	**/**
Pulicaria vulgaris	Pulicaire commune	**1**	grèv	an	8	6	7	9	**1,8**	**0,7**
Quercus robur	Chêne pédonculé	**5**	for	lign	/	/	/	7	**1,2**	**2,0**
Quercus rubra	Chêne rouge d'Amérique	**8**	for	lign	/	/	/	/	**0,1**	**/**
Ranunculus acris	Renoncule âcre	**5**	prair	hem	6	/	/	7	**0,2**	**/**
Ranunculus bulbosus	Renoncule bulbeuse	**5**	pelo	géo	3	7	3	8	**/**	**0,3**
Ranunculus fluitans	Renoncule flottante	**3**	aqu	hem	12	/	8	8	**1,2**	**1,3**
Ranunculus repens	Renoncule rampante	**6**	/	hem	7	/	7	6	**1,5**	**2,0**
Ranunculus sceleratus	Renoncule scélérate	**4**	grèv	an	9	7	9	9	**0,2**	**/**
Reseda luteola	Réséda jaunâtre	**5**	frich	bis	4	9	6	8	**0,1**	**/**
Reynoutria japonica	Renouée du Japon	**9**	lisi	géo	8	5	7	8	**0,5**	**0,3**
Rhamnus cathartica	Nerprun purgatif	**5**	for	lign	4	8	4	7	**1,1**	**0,3**
Rhus typhina	Sumac hérissé	**8**	lisi	lign	/	/	/	/	**0,1**	**0,7**
Ribes rubrum	Groseillier rouge	**5**	for	lign	8	6	6	4	**0,4**	**/**
Robinia pseudoacacia	Robinier faux-acacia	**9**	for	lign	4	/	8	5	**0,9**	**2,0**
Rorippa amphibia	Rorippe amphibie	**5**	gr-he	hem	10	7	8	7	**2,9**	**3,3**
Rorippa austriaca	Rorippe d'Autriche	**8**	gr-he	hem	7	8	8	8	**0,5**	**0,7**
Rorippa palustris	Rorippe faux-cresson	**3**	grèv	bis	8	/	8	7	**2,1**	**1,3**
Rorippa sylvestris	Rorippe des bois	**3**	grèv	hem	8	8	6	6	**3,7**	**2,7**
Rosa arvensis	Rosier des champs	**5**	for	lign	5	7	5	5	**0,5**	**1,0**
Rubus caesius	Ronce bleuâtre	**6**	cult	lign	/	8	7	6	**3,1**	**3,7**
Rumex acetosa	Oseille des prés	**5**	prair	hem	/	/	6	8	**0,8**	**2,3**
Rumex acetosella	Petite oseille	**6**	cult	hem	3	2	2	8	**0,1**	**/**
Rumex conglomeratus	Patience agglomérée	**5**	prair	hem	7	/	8	8	**0,6**	**1,3**
Rumex crispus	Patience crépue	**6**	cult	hem	7	/	6	7	**0,8**	**1,7**
Rumex obtusifolius	Patience à feuilles obtuses	**6**	cult	hem	6	/	9	7	**0,3**	**0,7**
Rumex sanguineus	Patience sanguine	**5**	for	hem	8	7	7	4	**0,9**	**1,7**
Rumex thyrsiflorus	Oseille à oreillettes	**8**	frich	hem	3	7	4	8	**0,9**	**2,0**
Ruscus aculeatus	Fragon	**5**	for	lign	/	/	/	/	**0,2**	**/**
Sagina apetala	Sagine apétale	**5**	cult	an	7	4	4	8	**/**	**1,0**
Salix alba	Saule blanc	**5**	for	lign	8	8	7	5	**1,8**	**3,0**
Salix cinerea	Saule cendré	**5**	lisi	lign	9	5	4	7	**/**	**0,7**
Salix fragilis	Saule fragile	**3**	for	lign	8	6	6	5	**0,6**	**1,7**
Salix purpurea	Osier rouge	**3**	lisi	lign	/	8	/	8	**3,2**	**2,0**
Salix viminalis	Osier blanc	**3**	lisi	lign	8	7	/	7	**0,5**	**1,3**
Salix x rubens	Osier jaune	**3**	for	lign	8	6	6	5	**0,3**	**0,7**
Salvia pratensis	Sauge des prés	**5**	pelo	hem	3	8	4	8	**/**	**0,7**
Sambucus nigra	Sureau noir	**5**	lisi	lign	5	/	9	7	**1,0**	**2,0**
Saponaria officinalis	Saponaire officinale	**5**	frich	hem	5	7	5	7	**2,9**	**2,3**
Scabiosa columbaria	Scabieuse colombaire	**5**	pelo	hem	3	8	3	8	**0,1**	**0,7**
Schedonorus arundinaceus	Fétuque roseau	**5**	prair	hem	7	7	5	8	**0,1**	**0,3**
Schedonorus giganteus	Fétuque géante	**5**	for	hem	7	6	6	4	**0,8**	**/**
Schedonorus pratensis	Fétuque des prés	**5**	prair	hem	6	/	6	8	**/**	**0,7**
Scleranthus annuus	Scléranthe annuel	**5**	/	an	5	2	5	6	**0,1**	**0,7**
Scrophularia auriculata	Scrofulaire aquatique	**5**	gr-he	hem	9	6	7	8	**0,4**	**0,7**
Scrophularia canina	Scrofulaire des chiens	**2**	/	hem	4	8	3	8	**0,1**	**/**
Scrophularia nodosa	Scrophulaire noueuse	**5**	for	hem	6	6	7	4	**1,7**	**1,0**
Scutellaria galericulata	Scutellaire casquée	**5**	gr-he	géo	9	7	6	7	**0,4**	**0,3**
Sedum acre	Orpin acre	**5**	pelo	hem	2	/	1	8	**1,2**	**/**

Nom latin TAXREF v8.0	Nom_français	Patri/Banal	Habitat	Type biol.	F Ellenb.	R Ellenb.	N Ellenb.	L Ellenb.	Abond. îlots	Ab. Berges
Sedum album	Orpin blanc	**3**	pelo	hem	2	/	1	9	**1,2**	**1,0**
Sedum rubens	Orpin rougeâtre	**3**	lisi	an	3	/	3	7	**0,6**	**1,0**
Sedum rupestre	Orpin réfléchi	**5**	pelo	hem	2	5	1	7	**0,4**	**0,7**
Sedum sexangulare	Orpin à six angles	**1**	pelo	hem	2	6	1	7	**0,1**	**/**
Senecio inaequidens	Séneçon sud-africain	**9**	frich	hem	3	7	3	8	**0,1**	**/**
Senecio viscosus	Séneçon visqueux	**4**	/	an	3	/	4	8	**0,4**	**/**
Senecio vulgaris	Séneçon commun	**6**	cult	an	5	/	8	7	**1,0**	**1,0**
Seseli montanum	Séséli des montagnes	**5**	pelo	hem	/	/	/	/	**/**	**0,3**
Setaria italica subsp. viridis	Sétaire verte	**6**	cult	an	4	/	7	7	**1,2**	**0,7**
Setaria pumila	Sétaire glauque	**5**	/	an	4	5	6	7	**0,7**	**/**
Silene baccifera	Cucubale couchée	**5**	for	hem	9	8	7	6	**1,4**	**2,0**
Silene dioica	Compagnon rouge	**2**	for	hem	6	7	8	/	**0,1**	**/**
Silene latifolia subsp. alba	Compagnon blanc	**6**	cult	hem	4	/	7	8	**1,0**	**2,7**
Sisymbrium officinale	Herbe aux chantres	**4**	grèv	bis	4	/	7	8	**0,4**	**1,0**
Smyrnium olusatrum	Maceron cultivé	**7**	frich	bis	/	/	/	/	**/**	**0,3**
Solanum dulcamara	Morelle douce-amère	**5**	gr-he	lign	8	/	8	7	**2,6**	**2,7**
Solanum lycopersicum	Tomate comestible	**7**	grèv	an	/	/	/	/	**1,1**	**0,7**
Solanum nigrum	Morelle noire	**6**	cult	an	5	7	8	7	**2,1**	**1,0**
Solidago gigantea	Solidage géant	**9**	gr-he	hem	6	/	7	8	**2,4**	**1,0**
Sonchus asper	Laiteron rude	**6**	cult	bis	6	7	7	7	**1,4**	**2,0**
Sonchus oleraceus	Laiteron potager	**6**	cult	bis	4	8	8	7	**0,6**	**0,7**
Spergula rubra	Spergulaire rouge	**3**	pelo	bis	5	3	4	7	**1,3**	**0,7**
Stachys palustris	Épiaire des marais	**3**	gr-he	hem	7	7	6	7	**2,6**	**3,0**
Stachys recta	Épiaire droite	**4**	pelo	hem	3	9	2	7	**/**	**0,7**
Stachys sylvatica	Épiaire des bois	**5**	for	hem	7	7	7	4	**/**	**0,3**
Stellaria media	Stellaire intermédiaire	**6**	cult	bis	/	7	8	6	**0,4**	**0,3**
Stuckenia pectinata	Potamot pectiné	**4**	aqu	géo	12	8	8	6	**0,3**	**/**
Symphyotrichum lanceolatum	Aster lancéolé	**9**	gr-he	hem	6	/	8	7	**2,4**	**3,3**
Symphytum officinale	Grande consoude	**5**	gr-he	hem	7	/	8	7	**0,2**	**0,7**
Tanacetum vulgare	Tanaisie commune	**3**	frich	hem	5	8	5	8	**2,8**	**2,7**
Thalictrum flavum	Pigamon jaune	**1**	gr-he	hem	8	8	5	7	**0,1**	**0,3**
Thymus pulegioides	Thym commun	**5**	pelo	hem	4	/	1	8	**0,1**	**/**
Tordylium maximum	Tordyle majeur	**5**	frich	bis	3	5	5	7	**0,1**	**2,0**
Torilis arvensis	Torilis des champs	**5**	/	an	4	9	4	7	**0,5**	**1,0**
Torilis japonica	Torilis faux-cerfeuil	**5**	for	an	5	8	8	6	**1,5**	**2,3**
Tragopogon dubius	Salsifis douteux	**4**	frich	hem	4	8	4	8	**0,4**	**0,3**
Tragopogon pratensis	Salsifis des prés	**5**	prair	hem	4	7	6	7	**0,1**	**0,7**
Trifolium arvense	Trèfle des champs	**5**	pelo	bis	3	2	1	8	**0,2**	**0,3**
Trifolium campestre	Trèfle champêtre	**6**	cult	an	4	6	3	8	**0,1**	**0,7**
Trifolium dubium	Trèfle douteux	**6**	cult	an	4	6	4	6	**0,1**	**0,3**
Trifolium hybridum	Trèfle hybride	**5**	prair	hem	6	7	5	7	**0,1**	**/**
Trifolium incarnatum	Trèfle incarnat	**3**	/	an	/	/	/	/	**/**	**0,7**
Trifolium pratense	Trèfle des prés	**5**	prair	hem	5	/	/	7	**0,1**	**0,3**
Trifolium repens	Trèfle rampant	**5**	prair	hem	5	6	6	8	**0,8**	**2,0**
Trifolium striatum	Trèfle strié	**4**	pelo	an	3	2	1	8	**/**	**1,0**
Tripleurospermum inodorum	Matricaire inodore	**6**	cult	an	/	6	6	7	**3,1**	**2,3**
Turritis glabra	Arabette glabre	**3**	lisi	hem	3	8	5	6	**/**	**0,3**
Ulmus laevis	Orme lisse	**2**	for	lign	8	7	7	4	**1,0**	**1,7**
Ulmus minor	Orme champêtre	**5**	for	lign	/	8	/	5	**1,1**	**3,0**
Urtica dioica	Ortie dioïque	**5**	lisi	géo	6	7	9	/	**2,9**	**3,7**
Valeriana officinalis	Valériane officinale	**5**	gr-he	hem	8	6	6	7	**0,3**	**0,7**
Valerianella locusta form. locusta	Mache doucette	**5**	lisi	an	5	7	6	7	**0,1**	**1,0**
Valerianella locusta form. carinata	Mâche à carène	**5**	lisi	an	4	8	/	7	**0,1**	**0,7**

Nom latin TAXREF v8.0	Nom_français	Patri/Banal	Habitat	Type biol.	F Ellenb.	R Ellenb.	N Ellenb.	L Ellenb.	Abond. îlots	Ab. Berges
Vallisneria spiralis	Vallisnérie en spirale	**7**	aqu	hem	12	7	7	7	**0,1**	**/**
Verbascum blattaria	Molène blattaire	**5**	frich	bis	3	7	6	8	**/**	**0,3**
Verbascum densiflorum	Molène à fleurs denses	**4**	frich	bis	4	8	5	8	**1,0**	**1,0**
Verbascum lychnitis	Molène lychnide	**4**	frich	bis	3	7	3	7	**/**	**0,7**
Verbascum pulverulentum	Molène pulvérulente	**3**	frich	bis	3	9	5	8	**/**	**0,3**
Verbascum thapsus	Molène bouillon-blanc	**5**	frich	bis	4	7	7	8	**0,1**	**/**
Verbena bonariensis	Verveine d'Argentine	**7**	frich	hem	/	/	/	/	**0,1**	**/**
Verbena officinalis	Verveine officinale	**5**	frich	hem	5	7	7	9	**0,1**	**0,7**
Veronica anagallis-aquatica	Véronique mouron-d'eau	**3**	gr-he	bis	9	/	6	7	**1,9**	**1,3**
Veronica arvensis	Véronique des champs	**6**	cult	an	/	6	/	7	**0,3**	**1,0**
Veronica beccabunga	Véronique des ruisseaux	**5**	gr-he	hem	10	7	6	7	**0,4**	**/**
Veronica chamaedrys	Véronique petit chêne	**5**	lisi	hem	5	/	/	6	**0,1**	**/**
Veronica peregrina	Véronique voyageuse	**8**	grèv	an	8	8	6	8	**0,8**	**0,3**
Veronica persica	Véronique de perse	**8**	cult	an	5	7	7	6	**/**	**0,7**
Vicia cracca	Vesce de Cracovie	**5**	lisi	hem	6	/	/	7	**1,9**	**1,7**
Vicia hirsuta	Vesce hérissée	**6**	cult	an	4	/	4	7	**0,2**	**1,7**
Vicia sativa	Vesce cultivée	**6**	cult	an	/	/	/	5	**0,1**	**2,3**
Vinca major	Pervenche majeure	**7**	lisi	lign	/	/	/	/	**/**	**0,3**
Viola odorata	Violette odorante	**5**	for	hem	5	/	8	5	**0,8**	**1,3**
Viola riviniana	Violette de Rivinus	**5**	for	hem	4	4	/	5	**0,1**	**/**
Vulpia bromoides	Vulpie faux brome	**5**	pelo	an	3	4	1	9	**0,5**	**1,0**
Vulpia ciliata	Vulpie ciliée	**3**	pelo	an	/	/	/	/	**0,3**	**/**
Vulpia myuros	Vulpie queue de rat	**5**	pelo	an	2	5	1	8	**1,0**	**1,0**
Xanthium orientale	Lampourde à gros fruitss	**8**	grèv	an	/	/	/	/	**3,7**	**2,3**
[Elytrigia campestris & repens]	Chiendent des champs et rampant	**5**	frich	géo	/	/	/	/	**3,0**	**3,7**
[Festuca ovina aggr.]	Fétuque ovine et ressemblant	**5**	pelo	hem	/	/	/	/	**/**	**0,7**
[Oenothera glazioviana & biennis groupe]	Onagre de Glaziou et bisannuelle	**9**	frich	bis	/	/	/	/	**2,1**	**1,3**
[Rosa canina aggr.]	Rosier des chiens	**5**	lisi	lign	4	/	/	8	**1,2**	**2,0**
[Rubus fruticosus aggr.]	Ronce commune	**6**	cult	lign	/	/	/	/	**1,6**	**1,3**
[Taraxacum Ruderalia sect.]	Pissenlit dent de lion	**5**	frich	hem	5	/	8	7	**0,9**	**2,7**
]genre Callitriche sp1]	sp Callitriche	**4**	aqu	hem	/	/	/	/	**/**	**0,3**
]genre Iris sp1 cultivar]	sp Iris	**7**	/	géo	/	/	/	/	**/**	**0,3**
]genre Triticum sp1 cultivar]	sp Blé	**7**	/	an	/	/	/	/	**0,4**	**/**

Avec : *Habitat : cult = cultures ; for = forêts ; aqu = aquatiques ; gr-he = grandes herbes ; grèv = gèves ; pelo = pelouses ; prair = prairies ; frich = friches ; lisi = lisières.*

Type biologique : an = annuelles : bis = bisannuelles ; géo = géophytes ; hém = hémicryptophytes ; lign = ligneux.

Abondance îlots : de 1 (accidentel) à 4 (fréquent), moyenne de 14 relevés (B 2012 intégré).

Abondance berges : de 1 (accidentel) à 4 (fréquent), moyenne de 3 relevés.

Tâche 1 : Inventaire, cartographie et dynamique de recolonisation de la végétation herbacée, arbustive et arborescente

Contribution CITERES aux actions

1.2 : suivi des communautés végétales sur un réseau de placettes,

1.3. échantillonnage de la banque de graines du substrat

1.4 : échantillonnage du dépôt fluvial des diaspores

Introduction

Les compositions structurelle et fonctionnelle de la végétation sont cruciales pour le fonctionnement des écosystèmes alluviaux, en particulier pour les dynamiques sédimentaires et les vitesses avec lesquelles se déroulent les successions écologiques. Cependant, les conditions précises nécessaires à l'installation des différentes espèces pionnières ainsi que l'impact précis de ces espèces sur les dynamiques sédimentaires ou sur la poursuite des successions écologiques, sont peu connus (Burkart 2001, Servain et Greulich 2011).

Les présence des principaux stades de végétation d'une succession alluviale sur l'ensemble des îlots de la réserve naturelle de Mareau-aux-Prés ainsi que arasement d'un des îlots en septembre 2012 ont offert l'opportunité unique de documenter et d'analyser en détail le processus d'implantation de la végétation sur une barre sédimentaire neuve, en reformation depuis l'hiver 2012, et de comparer la végétation établie avec la végétation potentielle du site via l'étude de la banque de diaspores (graines et fragments végétatifs) comprise dans les sédiments.

Les objectifs précis de ce volet ont été les suivants :

- Caractériser les principaux stades de la succession alluviale en termes de composition, richesse spécifique et banque de graines associée.
- Quantifier et déterminer en termes de composition spécifique l'apport en diaspores par l'eau et par les sédiments.
- Evaluer le succès d'implantation des diaspores des différentes espèces en fonction des paramètres « texture du substrat », « élévation », « niveau d'eau » et « température »
- Evaluer l'impact des traits morphologiques des espèces sur les taux de sédimentation lors des crues hivernales (voire estivales s'il y a lieu).

Ces études ont été menées par l'UMR CITERES de l'Université François Rabelais en la personne de Sabine Greulich (enseignant-chercheur), assisté par Anne Villemey en 2012 (Irstea, campagne de terrain), Yann Fillatre en 2013 (étudiant en master) et Cécile Gaudet (Master, puis CDD) en 2014.

Matériel et Méthodes

1 – Etude des différents stades de végétation de la succession alluviale

(i) Relevés de végétation sur un réseau de placettes

La structure et la composition de la végétation avant travaux sur l'îlot concerné par les travaux (îlot c) ainsi que sur les îlots amont et aval de celui-ci (îlots b et d) a été échantillonnée du 6 août au 14 août 2012 sur des placettes de 5 m x 5 m. Ces placettes étaient situées le long d'un transect longitudinal et trois transects transversaux, avec un espacement de 45 m entre placettes successives. L'angle amont sud de chaque placette coïncide avec un point de la maille 15 m x 15 m de l'Irstea (cartographie des habitats). Tous les transects démarrent au niveau de la ligne d'eau. Quelques placettes complémentaires ont été ajoutées ensuite dans les végétations peu représentées dans cet échantillonnage (forêt mature et les grèves). Le nombre total de placettes est de 37.

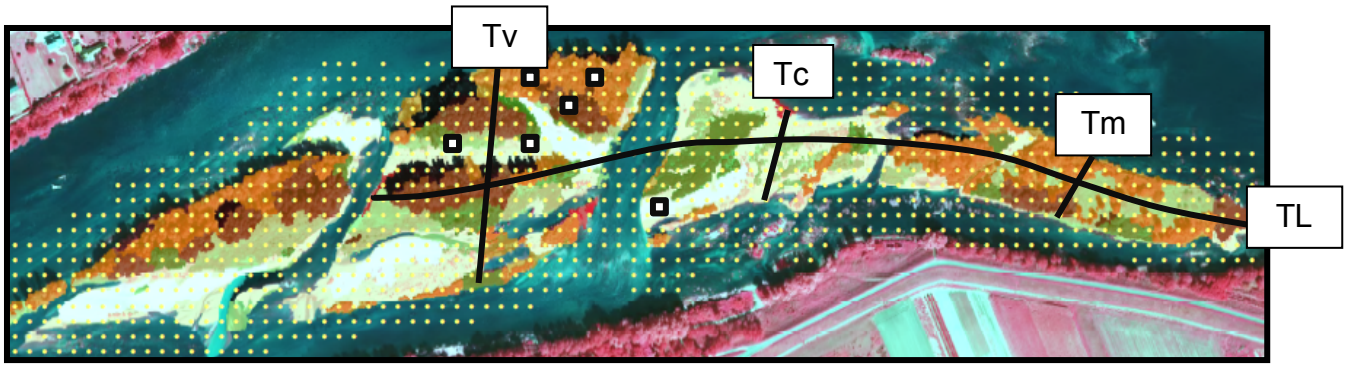


Fig. 1 : **Transects et placettes complémentaires sur les îlots B, C et D. TL : transect longitudinal, Tm : transect amont, Tc : transect central ; Tv : transect aval.**

Pour chaque relevé, la pente a été visuellement estimée ainsi que la granulométrie du substrat superficiel. Les relevés de végétation comprennent : le pourcentage de recouvrement total, le pourcentage de recouvrement de chaque strate (herbacée, arbustive et arborescente) et l'indice d'abondance-dominance (Braun-Blanquet) par espèce et par strate.
En 2013, la végétation établie a été re-échantillonnée sur les 15 placettes qui avaient servies pour l'étude de la banque de diaspores (cf. ci-dessous). Ces placettes ont été retrouvées à l'aide d'un GPS portable.

(ii) Échantillonnage de la banque de diaspores

La banque de diaspores des cinq principaux types de végétation a été échantillonnée le 14 août 2012 : les grèves sableuses (G), les peupleraies arbustives (PA), les forêts de bois tendre FT), les forêts matures (FA) et les prairies à chiendent (PC). Ces groupes ont été établis à partir des taxons dominants et à partir de la répartition de ces taxons à travers les différentes strates de végétation. Chaque type de végétation est représenté par trois placettes. Le prélèvement de la banque de diaspores a été réalisé par carottage du substrat. Neuf carottes de 5 cm de diamètre ont été prélevées sur les 6 premiers centimètres. Le sédiment a été déposé dans des bacs ouverts, placé au frais (4°C) afin d'approcher des conditions de conservation hivernale naturelle et couvert d'eau du robinet. L'eau a été changée toutes les deux à trois semaines afin de réduire la formation de films bactériens. Les plantes qui ont germé pendant cette période de stockage ont été prélevées, puis plantées dans des pots de fleur sur une couche de 5 cm de sable couvert de 2 cm de terreau horticole. Elles ont été étiquetées et laissées pousser à la lumière du jour et à température ambiante pour une identification ultérieure.

(iii) Etude de la banque de diaspores

L'étude de la banque de diapores via la méthode de « seedling emergence » (Simpson et al. 1998) a démarrée au laboratoire en avril 2013. Cette méthode a pour objectif de « mimer » une large gamme de conditions naturelles afin qu'un maximum de graines présentes puisse se développer et avec pour but de les identifier. Le protocole utilisé suit dans les grandes lignes celui de Combroux et Bornette (2004). Dans des boîtes en plexiglas de 18cm x 24cm x 9 cm a été disposée une hauteur de sable d'environ 3,5 cm. Ce dernier présente une granulométrie semblable à celui présent au niveau du lit de la Loire (4 mm de diamètre). Le sable a été préalablement stérilisé à l'étuve (180°C durant 6 heures) afin de détruire les diaspores potentiellement présentes. Ensuite, le substrat contenant la banque de diaspores a été étalé sur le sable sur une hauteur de 2 cm. Pour chaque échantillon, deux boîtes ont été réalisées : une où le sédiment a été maintenu humide (traitement humide) afin de favoriser la germination des espèces terrestres, l'autre où le sédiment a été recouvert d'eau (3 cm environ) afin de favoriser la germination des plantes aquatiques (traitement inondé). L'eau utilisée pour recouvrir le sédiment a été prélevée dans la Loire puis a été filtrée à 40 micromètres afin de retirer les diaspores potentiellement présentes. Pour les boîtes où le sédiment est recouvert d'eau, une bonne oxygénation du milieu a été assurée grâce à des bulleurs. L'émergence des graines a été suivie dans une pièce climatisée (20°C environ) où la photopériode naturelle est complétée par un éclairage supplémentaire (éclairage néon spécial « végétation » de 6h à 20h). Outre les échantillons prélevés avant travaux sur le terrain ont été inclus en plus dans l'expérience trois échantillons de sédiment prélevés juste après les travaux (AP) et qui sont supposés contenir peu (voir aucune) de graines ainsi que trois échantillons témoins (T) où le sédiment a été remplacé par du sable stérilisé auquel ont été appliqués les différentes conditions (humide ou inondée). Les échantillons témoins ont servi à documenter l'apport éventuel de diaspores par l'air de la salle d'expérience, par l'eau de Loire filtrée ou non éliminés par le passage du sable à l'étuve. Les boîtes contenant les échantillons ont été agencées au hasard sur deux tables proches de fenêtre et la position des boîtes sur les tables a été changée chaque semaine de façon aléatoire. Les échantillons humides ont été arrosés une à deux fois par semaine suivant les conditions hydriques.
Les plantes déterminables ont été notées et enlevé au fur et à mesure de leur détermination des boites de sédiment. L'expérience s'est poursuivi jusqu'en janvier 2014. Quelque individus ont été laissé en place pour vérification de la détermination après floraison jusqu'en avril 2014. Ensuite, les sédiments ont été triés à la loupe binoculaire afin de quantifier et d'identifier les graines n'ayant pas germé. Cette identification se base pour l'essentiel sur Cappers, Bekker & Jans (2012) ainsi que sur des échantillons de graines prélevées sur des plantes identifiées et stockées au laboratoire (travail de stage puis CDD de C. Gaudet jusqu'en décembre 2014).

2 – Etude des voies de colonisation de l'îlot en reformation

(i) L'échantillonnage de la végétation et de la banque de diaspores sur l'îlot en reformation (îlot C).

La quantité de diaspores arrivant sur l'îlot C en reformation a été échantillonnée à plusieurs niveaux :

- Les **diaspores arrivées par hydrochorie** ont été étudiées à travers les dépôts de matériel végétal au niveau des lignes d'eau, propices à une accumulation de celui-ci. Ainsi, les dépôts ont été échantillonnées à trois dates différentes (le 27/6, le 5/7, le 19/7) en prélevant le long d'un linéaire de la ligne d'eau une quinzaine d'échantillons espacées régulièrement sur 3 zones contrastés (distance de l'espacement en fonction de la longueur totale de la ligne d'eau) des 2 cm superficiels de dépôts et de substrat sur une surface de 5 cm x 15 cm. L'arrivée de fragments végétatifs a été documentée par identification exhaustive des fragments frais présentant au moins un bourgeon et trouvés à proximité de la ligne d'eau des trois îlots (trois dates pour l'îlot aval, deux dates pour l'ilot amont et l'ilot central.
- Les **graines contenues dans les sédiments** déposés par la Loire depuis les travaux ont été échantillonnées sur 15 placettes de 5 m * 5 m réparties sur l'ilot C central et sur les îlots amont et aval ; L'implantation des placettes s'est faite progressivement à trois dates différentes (le 27/6, le 5/7, le 19/7), correspondants à trois niveaux d'eau différents sur des substrats fraichement exposés par l'abaissement du niveau de la Loire. Il en résulte cinq placettes « hautes » (sur les élévations les plus hautes ; H), cinq placettes sur des niveaux basses (B) et cinq placettes à des niveaux intermédiaires (M – placettes moyennes). L'échantillonnage de la banque de diaspores suivait le protocole 2012, mais en séparant les sédiments de surface (les 2 cm superficiels) qui ont pu être alimentés par un dépôt de graines par hydrochorie des sédiments plus profonds.

La **végétation** présente sur les 15 placettes a été relevée via l'indice d'abondance-dominance de Braun-Blanquet à trois dates, le 5/7, le 19/7 et le 26/8. Afin de relier d'éventuelles différences de végétation à de paramètres abiotiques majeurs, les températures du substrat à environ 3 cm de profondeur ont été mesurées sur chacune de placettes à chaque passage. Elles étaient censées être comparées à des enregistrements en continu d'un enregistreur de température HOBO, implanté en position haute sur l'îlot C depuis le 27/6/2013. Cependant, cet enregistreur a disparu en cours de saison sans avoir pu être relevé.

(ii) Etude de la banque de graines

L'étude de la banque de graines a été entreprise via la méthode de « seedling emergence » suivi d'un tri direct des sédiments pour l'identification des graines restantes, comme décrit au paragraphe 1(iii).
Les sédiments prélevés ont été mis en culture juste après leur arrivée au laboratoire.
Durant l'été 2014, un échantillonnage de la banque de graines de l'îlot c ainsi que de grèves des autres îlots était prévu pour suivre la reconstitution de la banque de graines, cependant les niveaux d'eau très élevés en juillet et août 2014 couvrant complétement les grèves basses n'ont pas permis de réaliser ce volet de l'étude.

(iii) Traitement statistique

Les relevés de végétation ont été ordonnés par analyse en composantes principales (ACP) centrée normée. Préalablement à l'analyse, les indices d'abondance-dominance ont été transformés selon Dufrêne (tableau 1). Pour l'analyse générale par type de végétation, les trois relevées par placette (un par strate) ont été réunies en un seul en cumulant les valeurs de recouvrement de chaque strate.
L'étude de la banque de diaspores a été effectué en comparant les nombres de plantules entre traitement par tests de Mann-Whitney ou ANOVAs (seuil de significativité alpha = 5%).
Les traitements statistiques ont été réalisés avec le R 2.12.0 et XLSTAT 2014.

Braun-Blanquet (1964)		Dufrêne (1998, 2003)
Abondance-Dominance	Classe de Recouvrement (en %)	Recouvrement moyen (en %)
5	75-100	87,5
4	50-75	62,5
3	25-50	37,5
2	5-25	15
1	1-5	2,5
+	<1	0,2
r		0,1

Tab. 1 : Correspondance entre les coefficients d'abondances-dominances de Braun-Blanquet et les valeurs de recouvrements moyens selon Dufrêne

Les similarités floristiques entre la végétation établie et les banques de graines ont été comparées via le calcul de l'indice de Sørensen (Q) pour chaque placette de chaque type de végétation.

$$Q = 2c / (a+b)$$

avec a : nombre d'espèces dans la banque de graines,
b : nombre d'espèces dans la végétation établie,
c : nombre d'espèces communes

Résultats

1 – Etude des différents stades de végétation de la succession alluviale

(i) Relevés de végétation – gradient complet des stades successionnels

Sur l'ensemble des relevées, 198 taxons ont été répertoriés, dont 164 ont pu être déterminé à l'espèce. Ils appartiennent à 53 familles différentes (tableau complet cf. fichier complément 1, joint au rapport).
L' ACP centrée réduite (Figure 2) réalisée sur le tableau d'abondance de végétation (placettes-espèces) fourni les cartes factorielles de la figure 3 (axe 1, 8,33% de l'inertie et axe 2, 7,5% de l'inertie). L'axe 1 est fortement corrélé à la présence de *Crepis foetida, Chondrilla juncea, Cytisus scoparius, Echium vulgare, Jasione montana* et *Medicago lupulina*, c'est-à-dire des espèces liées à des milieux secs et/ou acides. L'axe 2 est fortement corrélé à *Aristolochia clematitis*, *Conium maculatum*, *Euonymus europaeus* et *Fallopia dumetorum* qui sont des espèces de milieux forestiers, en particulier de la forêt mature. Cette analyse de la végétation conduit à une séparation des relevés en quatre groupes. Les relevés 11 et 16, à position avancée sur l'axe 1 et avec des valeurs négatives sur l'axe 2, regroupent des relevés de landes sensu Cornier (2002). Le groupe 2 (relevés 2 et 14) est celui le plus associé à l'axe 2 « forêts matures », le groupe 3 étant également associé à l'axe 2 mais à degré moindre. Le groupe 4, le plus important en termes de nombre de relevés, correspond aux valeurs négatives à moyennes sur les deux axes et comprend les relevés des premiers stades de succession ainsi que les prairies à chiendent. Les deux axes de l'ACP ne représentent que 15% de l'inertie totale, ce qui signifie qu'une grande partie des informations n'est pas expliquée par l'ordination des relevés sur les deux premiers axes de l'ACP.
Les principaux stades successifs décrits pour la Loire (Cornier 2002) ne sont pas mis en évidence dans l'ordination des relevés du fait que leurs principales espèces indicatrices se retrouvent, à des abondances et tailles différentes, à travers plusieurs stades. En effet, par exemple pour le peuplier noir, des plantules sont retrouvées sur les grèves alors que le stade arbustif est présent dans la peupleraie arbustive et la forêt de bois tendre ou la forêt de transition (ici : mature) contient son état arborescent. L'analyse faite ne permet pas de discriminer les différences de taille d'une espèce mais se base sur sa présence dans les relevés. Les espèces avec l'amplitude de présence la plus étroite deviennent discriminantes pour l'ordination.

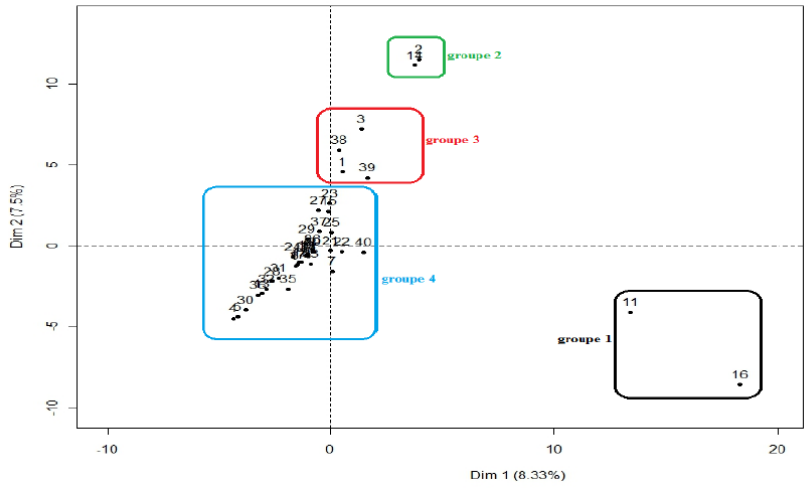


Fig. 2 : Ordination des relevés de végétation par les deux premiers axes de l'ACP.

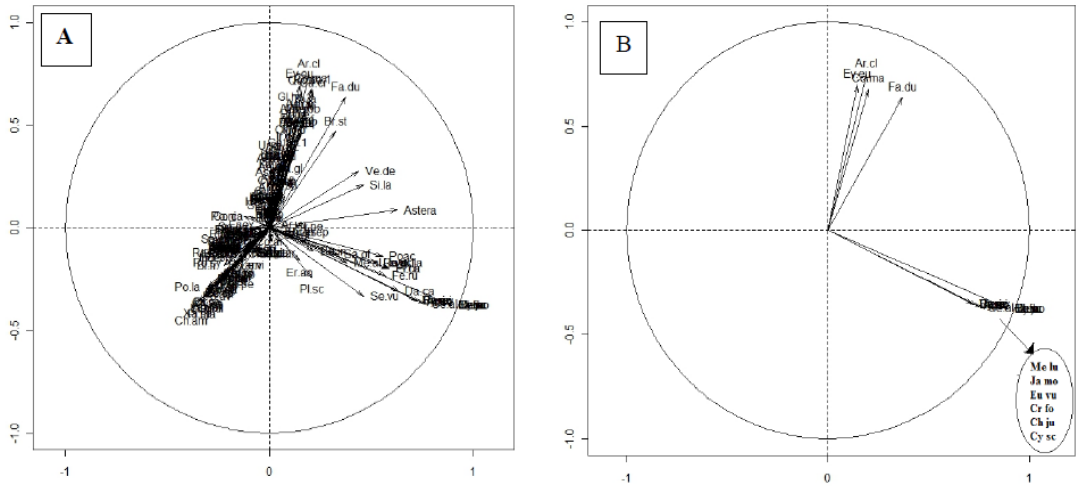


Fig. 3 : Représentation des vecteurs correspondants aux espèces.sur le plan factoriel formé par les deux premiers axes de l'ACP. A : représentation de l'ensemble des espèces B : Représetation uniquement des espèces dont les vecteurs ont une longueur supérieure à 0,5 (cos² > 0,5), i.e. les espèces les plus déterminantes pour l'ordination. Me lu : *Medicago lupulina* ; Ja mo : *Jasione montana* ; Eu vu : *Echium vulgare* ; Cr fo : *Crepis foetida* ; Ch ju : *Chondrilla juncea* ; Cy Sc : *Cytisus scoparius* ; Fa du : *Fallopia dumetorum*; Ev eu : *Euonymus europaeus* ; Ar cl : *Aristolochia clematitis* ; Co ma : *Conium maculatum*

(ii) Relevés de végétation – composition spécifique des cinq habitats majeurs (placettes étude banque de graines)

Dans les cinq types de végétation majeurs retenus pour l'étude de la banque de graines, 144 espèces étaient présentes en 2012, avec en moyenne 25 espèces par type de végétation. L'espèce la plus représentée est le peuplier noir *Populus nigra*. D'autres sont relativement bien présentes telles que *Acer negundo* et *Ulmus minor*, d'autres espèces d'arbres.
L'analyse en composantes principales (figures 4 et 5) permet de caractériser la végétation des différentes placettes à partir de l'ensemble de leurs compositions spécifiques et indépendamment de la répartition des espèces à travers les différentes strates de végétation. Le groupe 1 est positivement corrélé avec l'axe 1 et dénote la présence d'espèces typiques des bords d'eau telles que *Corrigiola littoralis*, *Cyperus esculentus*, *Portulaca oleracea*. Le groupe 2 correspond aux placettes de prairie à chiendent. Il n'est corrélé avec aucun axe, la majorité des espèces de ce milieu étant communes à plusieurs types de végétation. Le groupe 3 comprend les placettes réalisées en peupleraie arbustive. Il est corrélé par l'axe 2, avec la présence de *Lepidium virginicum* et *Conyza canadensis*. Il s'agit d'une formation à l'interface entre le milieu aquatique et le milieu terrestre, caractérisée par les premiers stades d'une végétation ligneuse. Le groupe 4 correspond aux strates plutôt arborescentes avec les forêts de bois tendre et les forêts âgées. Ce groupe est corrélé négativement à l'axe 2 avec la présence d'espèces arborées telles que *Quercus robur* et *Acer camprestre*.

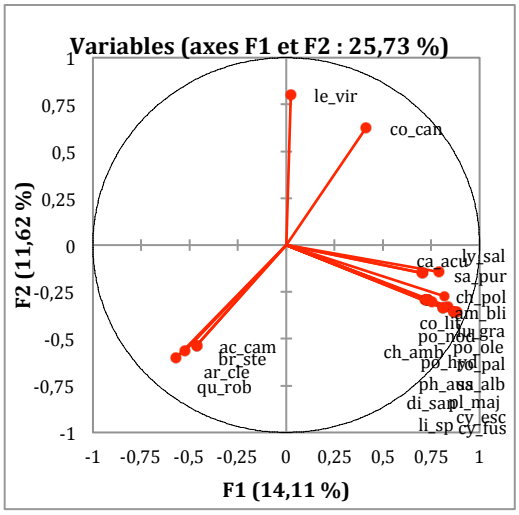


Fig. 4 : Projection des variables correspondant aux espèces des relevés de végétation des cinq habitats majeurs en 2012 (représentation des vecteurs de longueur cos²>0,5) (codes des espèces en annexe).

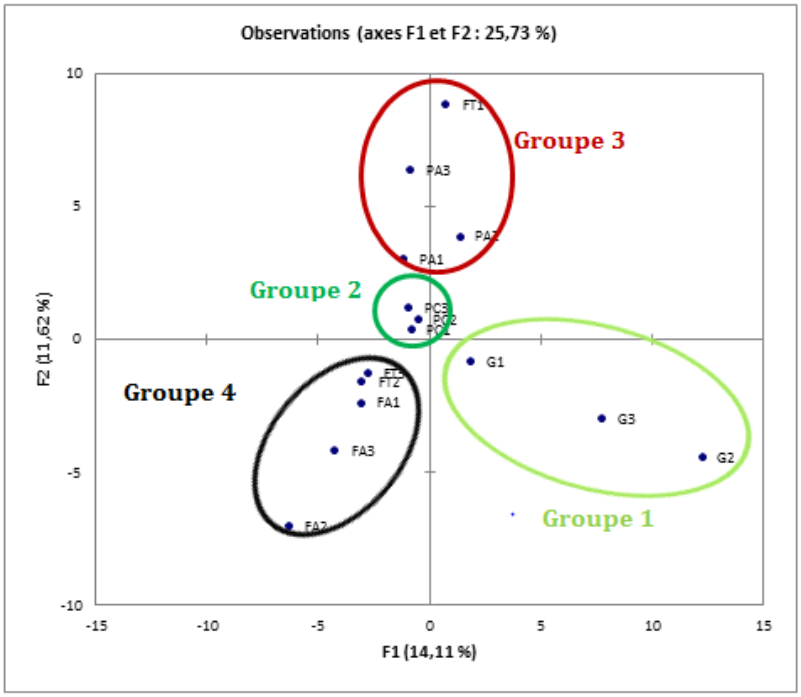


Fig. 5 : Représentation des deux premiers axes d'une ACP des placettes échantillonnées en 2012 (3 réplicats notés de 1 à 3 pour chaque type de végétation grève G, prairie à chiendent PC, peupleraie arbustive PA, forêt de bois tendre FT et forêt âgée FA).

(iii) La banque de graines – méthode de *seedling emergence*

Entre avril 2012 et décembre 2013, un total de 695 graines a été identifié après germination, appartenant à 28 taxons (fig. 6). Aucun recrutement à partir de diaspores végétatives n'a été observé. La grande majorité des germinations concerne le traitement exondé, une seule germination d'un macrophyte stricte a été observée (*Ranunculus fluitans*, sur substrat exondé. Détermination en février 2014). Les deux taxons les plus représentés sont deux espèces exotiques naturalisées, *Lindernia dubia* et *Cyperus esculentus* (fig. 9), dominants à travers tous les types de végétation à part la forêt âgée (tab. 3). Le nombre de germinations ne varie pas significativement entre types de végétation (Test de Kruskall-Wallis à alpha=5%), cependant les variances autour de ces valeurs diffèrent significativement entre types de végétation (tab. 2), avec une variance maximale pour les échantillons provenant des grèves (coefficient de variation de 74%, vs. 35% peupleraie arbustive, 26% prairie à chiendent, 11% forêt à bois tendre et 15% forêt âgée). Ces résultats suggèrent une densité de la banque de graines comprise entre 170 graines /m² et 7583 graines / m².

Tab. 2 : Nombre de germinations à partir des sédiments prélevés en 2012 dans les trois réplicats de chaque type de végétation. G : grèves ; PA : peupleraie arbustive, PC : prairie à chiendents ; FT : Forêt à bois tendre ; FA : forêt âgée ; AP : sédiments prélevés sur l'îlot C après Travaux, T : témoin (sédiment stérilisé).

G	PA	PC	FT	FA	AP	T
134	64	30	55	36	14	0
10	90	13	70	19	5	0
3	20	64	48	5	8	0
147	**174**	**107**	**173**	**60**	**27**	**0**

(iv) La banque de graines - comparaison résultats *seedling emergence* vs. tri direct

La combinaison des deux méthodes d'étude des banques de graines a révélé un total de 1763 graines appartenant à 65 taxons (dont 58 déterminés à l'espèce). Seulement 848 (47,2%) de ces graines avaient été révélées par la méthode de germination. La plupart des taxons ont pu être déterminés soit par l'une ou l'autre des méthodes (Fig. 7). Les deux méthodes paraissent donc être complémentaires, bien que la méthode du tri direct ne permet pas de savoir si les graines trouvées sont viables. Pour la suite des analyses, les résultats des deux méthodes ont été additionnés.

(v) Densité des banques de graines à travers les types de végétation majeurs

Les densités des banque de graines variaient entre 509 graines* m-² et 22126 graines * m-² entre placettes, avec une moyenne de 6708 ± 5972 graines * m-² (tous stades de végétation confondus). Le résultat marquant était les différences entre variabilités intra-végétation (différences significatives avec $p < 0,0001$, test F de Fisher) qui étaient maximales dans les premiers stades successionnels (grèves et peupleraies arbustives) (Fig. 8).

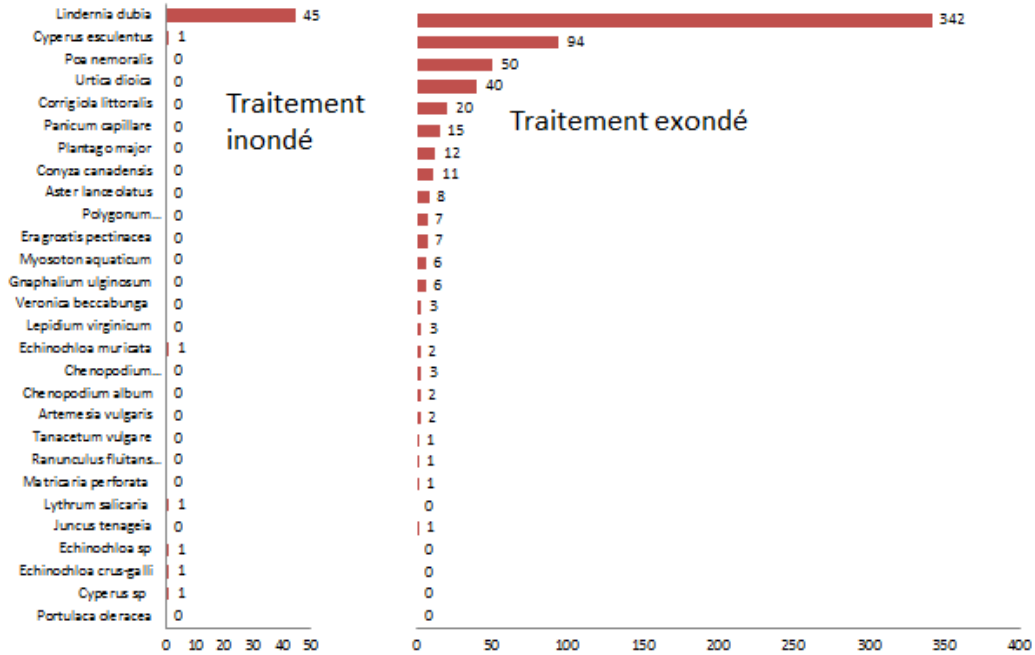


Fig. 6 : Germinations à partir des sédiments prélevés sous cinq types de végétation en été 2012 – comparaison traitement inondé et traitement exondé (résultats jusqu'en décembre 2013).

	G	PA	PC	FT	FA		AP
Lindernia dubia	73	107	86	118	3		
Cyperus esculentus	34	39	4	14	1		3
Poa nemoralis	5	2	3	4	27		9
Urtica dioica				12	28		
Corrigiola littoralis	6		3	3			8
Panicum capillare	8	4		3			
Plantago major	12						
Conyza canadensis		3	3	4	1		
Aster lanceolatus			2	6			
Eragrostis pectinacea	2	4	1				
P.lapathifolium		3					4
Gnaphalium uliginosum	1	1	2	2			
Myosoton aquaticum	2	1	3				
Ch.polyspermum		1		1			1
Echinochloa muricata		3					
Lepidium virginicum		1		2			
Veronica beccabunga	3						
Artemesia vulgaris		2					
Chenopodium album							2
Cyperus sp		1					
Echinochloa crus-galli		1					
Echinochloa sp		1					
Juncus tenegeia				1			
Lythrum salicaria				1			
Matricaria perforata				1			
Ranunculus fluitans	1						
Tanacetum vulgare				1			

Tab. 3 : Répartition des taxons contenus dans la banque de graines 2012 à travers les cinq types de végétation. G : grèves ; PA : peupleraie arbustive, PC : prairie à chiendents ; FT : Forêt à bois tendre ; FA : forêt âgée ; AP : sédiments prélevés sur l'îlot C après travaux. Le tableau devra être complété avec des individus identifiés après décembre 2013 (nombre marginal).

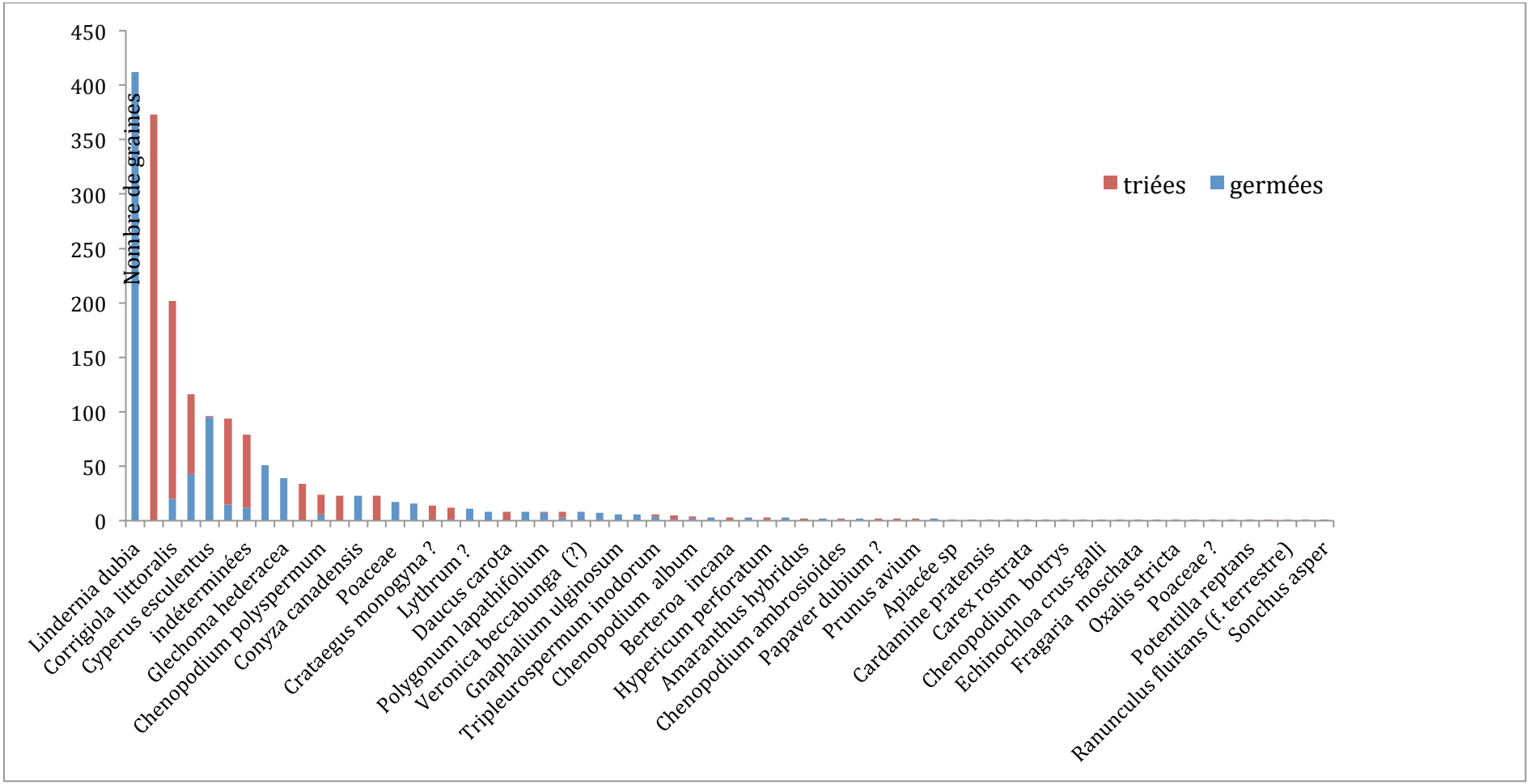


Fig. 7 : Abondance des taxons dans les banques de graines de 2012 et en fonction de la méthode d'étude, tous types de végétation cumulés.

(vi) Comparaison entre végétation établie (2012) et banques de graines

Les indices de similarité de Sørensen, théoriquement comprises entre 0 (aucune espèce commune) et 1 (toutes les espèces communes) étaient faibles et comprenaient des valeurs comprises entre 0 et 0.36, sans différence significative (à 5%) entre types de végétation (fig. 9). Le détail des espèces présentes dans les banques de graines et la végétation établie (71 espèces) est disponible en annexe 1.

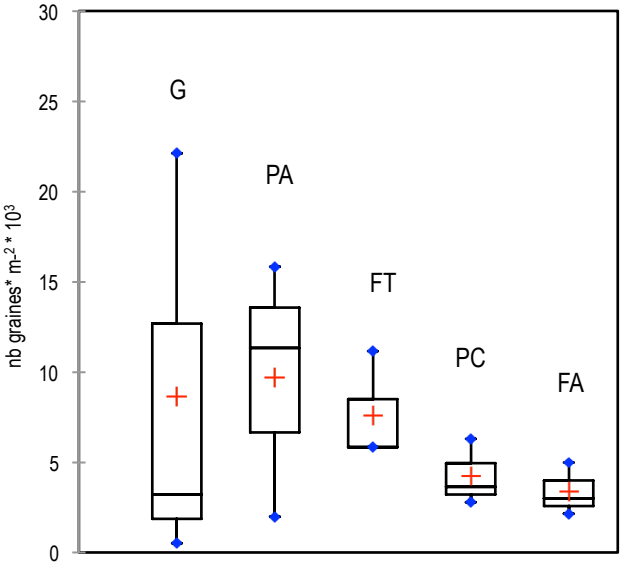


Fig. 8 : Densités des banques de graines à travers les différents types de végétations, rangés dans le sens des successions écologiques.

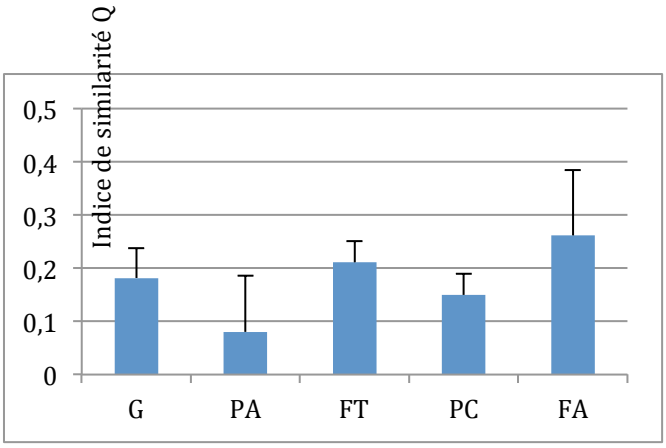


Fig. 9 : Indices de similarités Q entre la composition spécifique des banques de graines et la composition spécifique de la végétation établie en 2012 par type de végétation

2 – Etude de la végétation et de la banque de diaspore après travaux

(i) Végétation établie sur le gradient d'habitats en 2013

En 2013, on dénombre la présence de 115 espèces sur les 15 placettes déjà échantillonnées en 2012, avec en moyenne 15 espèces par placette. La baisse de la richesse taxonomique par rapport en 2012 peut partiellement être expliquée par l'absence d'espèces pour la peupleraie arbustive, type de végétation qui se situait principalement sur arasé (ilot c) (figures 4 et 5). Les groupes de crées par l'ACP pour la végétation de 2013 ne sont plus aussi marqués que ceux pour la végétation de 2012 (figures 10 et 11).

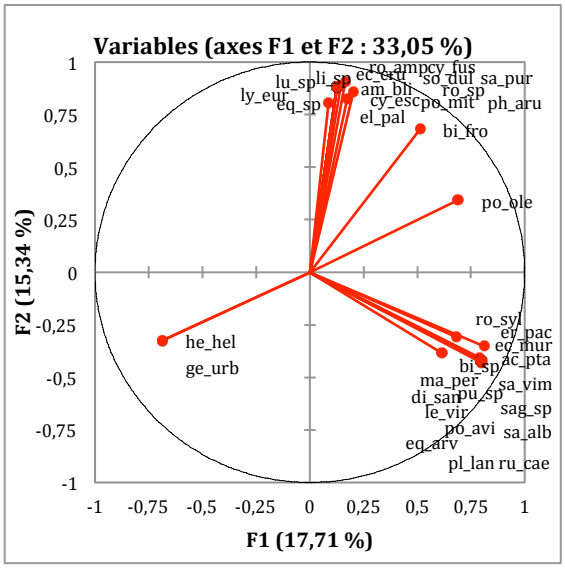


Fig. 10 : Projection des variables correspondant aux espèces des relevés de végétation de 2013 (représentation des vecteurs de longueur cos²>0,5).

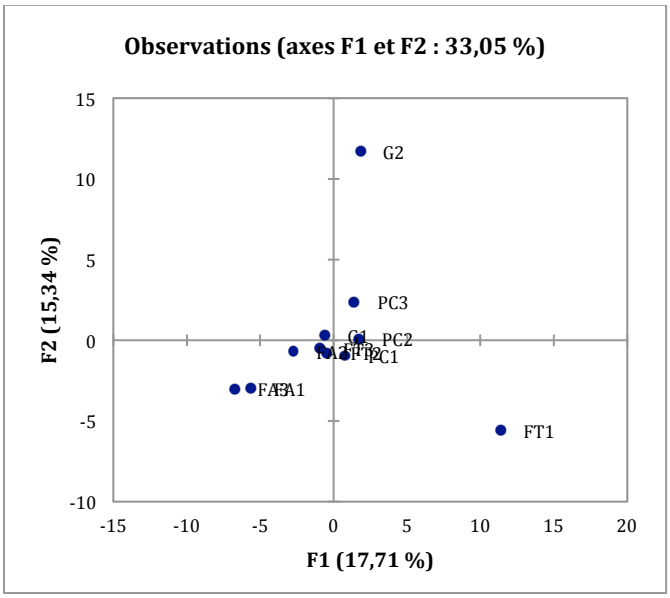


Fig. 11 : Représentation des deux premiers axes d'une ACP des placettes échantillonnées en 2013.

(ii) Végétation établie sur les placettes de l'îlot C durant l'été 2013

La végétation était quasiment absente de l'îlot c lors des passages de début et de fin juillet. Un certain nombre de plantes typiques des grèves de la Loire ont cependant pu être observées lors du passage de fin août sur 13 des 15 placettes. Le recouvrement total de ces placettes était < 1% dans l'ensemble des cas, le nombre de taxons par placette végétalisée était compris entre 2 et 12, souvent représenté par un seul individu. Le faible nombre de végétaux établis ne permet pas de comparer la végétation entre les trois niveaux d'élévation comme initialement prévu.

(iii) Fragments végétatifs de la ligne d'eau

Des fragments végétatifs appartenant à une vingtaine de taxons ont été identifiés dans les dépôts de la ligne d'eau (fig. 12). Ils proviennent pour la majorité d'hydrophytes (8 taxons), de quelques hélophytes ou d'amphiphytes typiques des bords de cours d'eau (5 taxons) ainsi que des fragments de Salicacées, souvent sous forme de branches relativement longues et pouvant résulter des activités de castors. L'hydrophyte *Ranunculus fluitans* domine largement en nombre, et sa proportion parmi les fragments augmente entre début et fin juillet : de 57% à 81% (sur un total de respectivement 200 et 237 fragments). La composition taxonomique des dépôts ne varie pas seulement dans le temps, mais

également dans l'espace : ainsi 60% des fragments de *Salix alba* sont trouvés début juillet sur l'îlot amont, qui n'accueille cependant que 5,4% de la totalité des fragments tous taxons confondus.

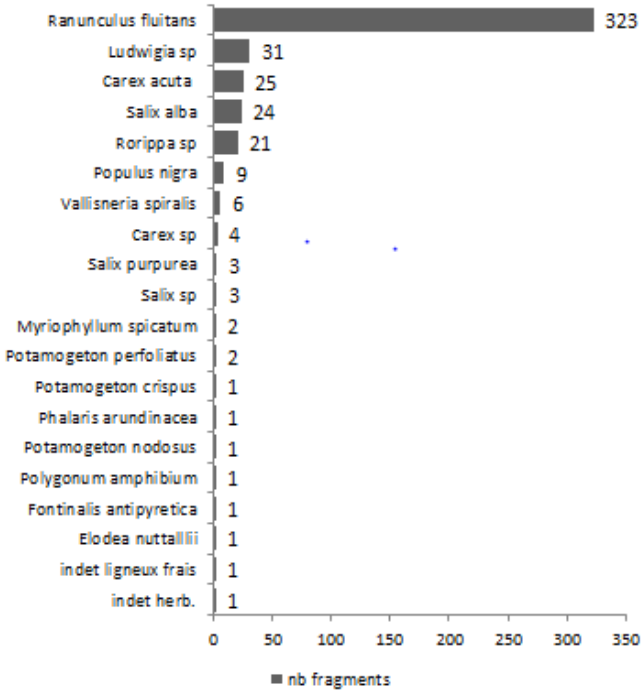


Fig. 12 : Composition taxonomique et nombre cumulé de fragments recensés le long de la ligne d'eau de l'îlot C (deux dates), de l'îlot amont (deux dates) et de l'îlot aval (trois dates).

(iv) Graines présentes dans la ligne d'eau et dans les sédiments

La densité de graines comprises dans les sédiments de la ligne d'eau et dans les sédiments était similaire entre niveaux d'élévation et entre sédiments de surface et de profondeur. Aucune voie d'arrivée privilégiée des graines (flottaison ou dépôts avec sédiments) ne peut donc être distinguée (Fig. 13). La variabilité de la densité de graines de la ligne d'eau (calculée sur 3 dates) est cependant plus élevée à l'aval qu'ailleurs, dû à un nombre de graines plus important déposé dans la partie avale à une des dates d'échantillonnage (le 19 juillet). Au total, la densité en graines sur l'îlot c (hors lignes d'eau) était significativement plus faible que dans les sédiments des grèves, i.e. des habitats similaires mais présents a priori depuis plus longtemps de l'étude de 2012 : 136±149 graines par m² en moyenne sur l'îlot c en 2013 vs 8620±11775 graines par m² dans les échantillons de grèves de2012 (Fig. 14).

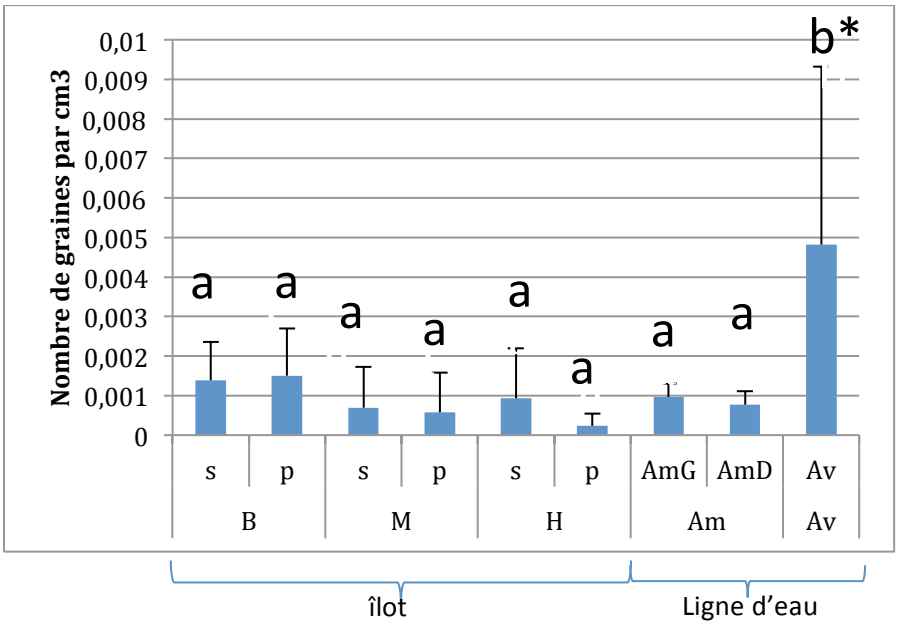


Fig. 13 : densité de la banque de graines sur l'îlot c en 2013. Représentées sont les densités en surface (s) et en profondeur (p) des placettes basses (B), moyennes (M) et hautes (H) ainsi que dans la ligne d'eau (partie amont : rive gauche (AmG), rive droite (AmD) et sur la partie avale (Av).

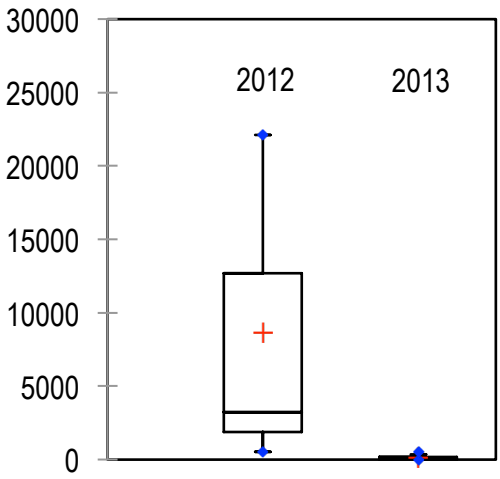


Fig. 14 : Densité de graines dans les grèves « anciennes » (échantillons 2012, N=3) *vs*. grèves « neuves » (échantillons placettes îlot c ; N=15)

Discussion

Les banques de graines d'un site, formées par les graines produites par la végétation établie plus les graines exogènes apportées par hydrochorie, anémochorie ou zoochorie, représentent sa végétation potentielle. Cette végétation potentielle n'est que partiellement exprimée par la végétation établie du site mais qui pourrait l'être sous des conditions environnementales adéquates. Le compartiment banque de graines représente donc un compartiment clé pour comprendre et prédire les dynamiques végétales d'un site donnée.
L'étude des banques de graines en milieu alluvial, ou plus généralement des banques de diaspores, à travers un large gradient de végétation est un thème encore peu travaillé en écologie végétale. La plupart des études consacrées à l'étude du recrutement en plaine alluviale concernent les stades les plus « aquatiques » de la plaine, en particulier les annexes hydrauliques ou des marais (e.g. Grillas et al. 1993, Abernethy & Willby 1999, Combroux & Bornette 2004, Leyer 2006). D'autres travaux concernent plus spécifiquement la forêt alluviale (e.g. Deiller et al. 2003).

La caractérisation des banques de graines en lien avec la végétation établie sur le site de Mareau est à notre connaissance la première étude prenant en compte l'ensemble du gradient de végétation de la succession alluviale d'un grand fleuve à dynamique hydrosédimetaire forte. Les densités moyennes de banques de graines trouvées dans notre étude en 2012 (6707 ± 5972 graines par m²) à travers le gradient de végétation se situent globalement dans la fourchette basse des études précitées. Leyer (2006) par exemple trouve en moyenne 10 000 à 15 000 graines par m² comprise dans la banque de graines hors apports anémochores et hydrochores, complété par un apport hydrochore annuel pour ses sites d'étude les plus connectés d'un nouveau « lot » de 10 000 à 15 000 graines par m². Cependant, les milieux de type « marais », c'est-à-dire aquatiques ou humides la plus grande partie de l'année, sembleraient être ceux avec des banques de graines particulièrement denses. En effet, Bossuyt & Honnay (2008), dans une revue de la littérature disponible pour les prairies, landes, marais et forêts, indiquent des moyennes de près de 15 000 graines par m² sous des végétations de marais vs. moins de 5000 graines par m² en moyenne sous des prairies ou forêts, ce qui correspond aux ordres de grandeur trouvés dans notre étude. D'après Bossuyt & Honnay (2008), les similarités entre végétation établie et banque de graines sont les plus fortes dans le contexte prairial. Cette tendance est également observée dans notre étude, bien que statistiquement non significative. L'information clé concernant les toutes premières étapes de la succession végétale dans les plaines alluviales ligériennes fournie par notre étude est la **très grande variabilité locale de la densité des banques de graines dans les stades pionniers de la succession** (sédiments des grèves), traduisant une forte part de stochasticité dans les processus de colonisation.

Nos données restent à être analysées dans le détail pour les exigences et caractéristiques des différentes espèces. Néanmoins, nous pouvons considérer que le premier objectif de l'étude, la caractérisation de la végétation du gradient successionnel et de la banque de graines associée a été atteint. L'étude a fourni en outre un apport méthodologique aux études des banques de graines, en montrant la complémentarité entre la méthode de « seedling emergence », habituellement utilisée par les écologues travaillant sur les zones humides, et la détermination directe des graines à partir des sédiments, appliqué couramment dans des études des agrosystèmes pour le cas des adventices notamment.

Le deuxième objectif de notre étude concernait les **processus de colonisation d'une barre sédimentaire neuve**. Les résultats majeurs par rapport à ce volet est premièrement **le succès du rajeunissement du milieu par les travaux entrepris**, illustré par le fait que le nombre de graines présents dans les sédiments restés sur place (traitement AP) était significativement plus faible que celui des grèves et peupleraies arbustives qui y étaient présents précédemment. Le deuxième résultat important est la démonstration de la **très faible densité de graines (et diaspores végétatifs) sur l'îlot en reformation un an après les travaux**, pouvant expliquer la très faible densité de végétation (cf. volet cartographie). Ce résultat illustre que l'apport exogène en diaspores durant une année n'est pas suffissent pour reconstituer la banque de graines initiale. Cette faible présence de diaspores n'a pas permis de fournir des résultats espérés quant aux voies d'apport principaux des diaspores et quant aux conditions d'implantation de la végétation potentielle.
Deux hypothèses peuvent être avancées pour expliquer la faible densité de graines dans les sédiments après travaux :

(i) La principale période de dépôt de graines se situe au printemps et a été manquée en 2013 dû aux niveaux de Loire particulièrement hauts jusqu'en début juin.

(ii) La banque de graines des habitats fluviatiles pionniers, malgré la grande dynamique de ces habitats en général, est principalement alimentée par la végétation des années précédentes et/ou présente à proximité plutôt que par des apports allochtones. Une banque de graines relativement dense mettra donc plusieurs années avant de se former et est principalement fonction de la végétation présente à faible échelle spatiale et temporelle.

La plupart des graines des espèces végétales typiques des grèves étant produites en fin d'été plutôt qu'au printemps (à l'exception des Salicacées), nous privilégions l'hypothèse (ii). La vérification de cette hypothèse nécessiterait un plan d'échantillonnage spécifique dans des habitats de type grève de différents âges, et un suivi de la reformation de la banque de graines au cours du temps sur l'îlot C. **Une poursuite des études sur le volet des processus de colonisation est souhaitable**. Elle permettra également de fournier des résultats concernant les conditions d'implantation des différentes espèces pionnières habituellement rencontrés sur les grèves fluviatiles et susceptibles de « piloter » la vitesse de la succession écologique du site.

Références bibliographiques

Abernethy, V. J., Willby, N. J. 1999. Changes along a disturbance gradient in the density and composition of propagule banks in floodplain aquatic habitats. Plant Ecology 140(2): 177-190.

Bossuyt, B.,Honnay, O. 2008. Can the seed bank be used for ecological restoration? An overview of seed bank characteristics in European communities. Journal of Vegetation Science 19(6): 875-884.

Burkart, M., 2001. River corridor plants (Stromtalpflanzen) in Central European lowland: a review of a poorly understood plant distribution pattern. Global Ecol. Biogeogr. 10 : 449-468.

Cappers, R.T.J., Bekker, R.M. & Jans, J.E.A. 2012. Digital Seed Atlas of the Netherlands. Barkhuis (2nd ed.), 509 pp.

Combroux I, Bornette G. 2004. Propagule banks and regenerative strategies of aquatic plants. Journal of Vegetation Science 15 : 13-20.

Cornier T. 2002. La végétation alluviale de la Loire entre le Charolais et l'Anjou : essai de modélisation de l'hydrosystème. Thèse Ecologie Végétale. Université François Rabelais – Tours : 2002.

Deiller, AF, Walter, JMN Trémolières, M. 2003. Regeneration strategies in a temperate hardwood floodplain forest of the Upper Rhine: sexual versus vegetative reproduction of woody species. Forest Ecology and Management 180(1-3) : 215-225.

Grillas, P. Garcia-Murillo, P. Geertz-Hansen, O. Marbá, N. Montes, C. Duarte, C. M. Tan Ham, L. Grossmann, A. 1993. Submerged macrophyte seed bank in a Mediterranean temporary marsh: abundance and relationship with established vegetation. Oecologia 94(1) : 1-6.

Leyer, I. 2006. Dispersal, diversity and distribution patterns in pioneer vegetation: The role of river-floodplain connectivity. Journal of Vegetation Science 17(4): 407-416.

Servain S. & Greulich, S. (coord) 2011. Evaluation de la vulnérabilité de la biodiversité et des zones bâties inondables du corridor ligérien, pour une meilleure anticipation des effets du changement climatique sur les régimes hydrologiques de la Loire. Rapport de fin de projet de recherche pour le compte du Plan Loire/FEDER. Université de Tours, UMR CITERES.

Simpson R.L., Leck, M.A. & Parker, V.T. 1998. Seed banks: general concepts and methodological issues. In: Leck, M.A., Parker, V.T. & Simpson, R.L. (eds.). Ecology of soil seed banks. Pp 3-8. Academic press, inc., San Diego, CA.

Annexe 1 : Végétation des cinq types de végétation majeurs sur Mareau en 2012. Comparaison composition taxonomique végétation établie (VE) - banque de graines (BdG). Abondance VE : somme des recouvrements des trois réplicats par type de végétation ; Abondance BdG : somme de graines des trois réplicats par type de végétation.

	G		PA		FT		PC		FA	
	VE	BdG	VE	BdG	VE	BdG	VE	BdG	VE	BdG
Acer campestre	0	0	0,2	0	0	0	1	37,5	0	0
Acer negundo	0,6	0	106,8	0	5,1	0	3	152,5	100,2	0
Acer platanoides	0,1	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0
Achillea ptarmica	0,1	0	0,3	0	0	0	4	102,9	0	0
Agrostis stolonifera	2,7	0	20,4	0	2,5	0	0	0	0,2	0
Allaria petiolata	0	0	3,3	0	0	0	1	90,3	2,7	0
Amaranthus blitum	0	0	0,2	0	0,2	0	0	0	0	0
Amaranthus buchonii	0	0	0,1	0	0,1	0	0	0	0	0
Amaranthus hybridus	0	1	0	2	0	0	0	0	0	1
Amaranthus sp.	0	0	0,2	0	0	0	0	0	0	0
Ambrosia artemisiifolia	0,4	0	0,5	0	0	0	3	17,7	0	0
Arctium minus	0	0	2,5	0	0	0	1	17,5	0	0
Arctium sp.	0,1	0	0,2	0	0,1	0	0	0	0	0
Aristolochia clematis	0	0	8,3	0	0	0	0	0	0,2	0
Arrhenaterum eliatus	0	0	0,6	1	0	0	0	0	0	1
Artemisia vulgaris	17,8	2	20,9	2	0,2	0	1	0,1	2,7	0
Arum italicum subsp. neglectum	0	0	0,3	0	0	0	1	17,5	0	0
Aspargus officinalis	0	0	2,6	0	0,1	0	4	5,4	0	0
Asteraceae ?	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Aster lanceolatus	0	0	0,3	10	0	0	0	0	0,3	4
Aster sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Asteraceae sp.	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0
Barbarea vulgaris	0,2	9	5,4	29	0,1	0	2	7,7	0	0
Bertorea incana	15,3	0	18,2	3	0,2	1	0	0	0,2	2
Brassicacée (Cardamine ?)	0	0	0	3	0	0	0	0	0	1
Bidens frondosa	0,2	0	5,9	0	2,9	0	0	0	0,1	0
Brachypodium syjvaticum	0	0	5	0	0	0	0	0	5	0
Brassicacée sp	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0
Bromus sterilis	0	0	0,4	0	0	0	0	0	0	0
Calystegia sepium	0,2	0	5,6	0	0,2	0	0	0	0,2	0
Cardamine pratensis	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
Carduus crispus	0	0	0,2	0	0	0	2	0,6	0,1	0
Carex acuta	0,1	0	0,3	5	0,2	3	0	0	0	0
Carex demissa	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0
Carex rostrata	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
Carex sp.	0	0	0,2	0	0	0	2	2,7	0	0
Carex spicata	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0
Chaerophyllum temulum	0	0	0,6	0	0	0	2	2,9	0,4	0
Chelidonium majus	0	0	0	1	0	0	1	2,7	0	1
Chenopodium album	0	0	0,2	2	0,1	0	0	0	0	2

Chenopodium ambrosoides	0	0	0,4	2	0,3	2	0	0	0,1	0
Chenopodium botrys	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
Chenopodium polyspermum	0	0	0,3	24	0,2	9	0	0	0,1	11
Cirsium sp.	0,1	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0
Cirsium arvense	0,2	0	0,6	0	0	0	2	2,7	0	0
Conium maculatum	0	0	0,2	0	0	0	2	2,7	0	0
Convulvulus arvensis	0	0	0,2	0	0,2	0	0	0	0	0
Conyza canadensis	0,2	4	0,4	34	0	0	0	0	0	3
Conyza canadensis/Erigeron annuus ?	0,2	0	0,4	0	0,2	0	0	0	0	0
Corrigiola litoralis	0	36	0,6	206	0,4	82	1	2,6	0,2	54
Crataegus monogyna	0	0	105,6	14	0	0	1	2,5	2,7	0
Cuccubalus baccifer	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0
Cuscuta campestris	0	0	0,1	0	0,1	0	0	0	0	0
Cuscuta europaea	0	0	0,6	0	0,2	0	0	2,5	0	0
Cynoglossum officinale	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0
Cyperus esculentus	0	17	0,6	109	0,4	29	0	0	0	45
Cyperus fuscus	0	0	2,7	23	2,5	3	1	0,2	0,2	20
Cyperus sp	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
Cytiscus scoparia	0	0	0,2	0	0	0	1	0,2	0	0
Dactylis glomerata	0,2	0	0,2	0	0	0	0	0	0	0
Datura stramonium	0	0	0,3	0	0,1	0	0	0	0	0
Daucus carota	0,1	0	0,1	8	0	1	0	0	0	7
Deschampsia flexuosa	0	0	0,1	0	0	0	2	0,5	0,1	0
Digitaria sanguinalis	0	0	0,5	0	0,5	0	0	0	0	0
Echinochloa sp.	0,1	0	3	0	2,7	0	1	0	0,2	0
Echinochloa crus-galli	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0
Echinochloa muricata	0	0	0	3	0	3	0	0	0	0
Echinochloa sp	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0
Elytrigia campestris	0	0	175	0	0	0	1	0,4	0	0
Elytrigia campestris (x repens)	90	0	95	0	2,5	0	0	0	0	0
Elytrigia campestris (x intermedia)	0	0	30	0	0	0	0	0	0	0
Elytrigia sp.	0	0	0,2	0	0	0	2	0	0	0
Equisetum arvense	0	0	2,9	0	0,2	0	0	0	0,2	0
Eragrostis pectinacea	0	2	15,2	8	15	2	0	0	0,2	2
Eragrostis sp.	0	0	30,2	0	0,2	0	1	0,3	0	0
Euphorbia esula	0	0	0	4	0	0	1	0,2	0	0
Evonymus europaeus	0	0	0,4	0	0	0	1	0,2	0,1	0
Fallopia dumentorum	0	0	0,6	0	0	0	0	0	0	0
Fragaria moschata	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0
Fraxinus excelsior	0	0	0,1	0	0,1	0	0	0	0	0
Galium aparine	0	0	17,5	0	0	0	0	0	0	0
Galium mollugo	0	0	0,8	0	0	0	0	0	0,2	0
Geranium robertianum	0	0	2,7	0	0	0	0	0	0	0
Geum urbanum	0	0	3	0	0	0	1	0,3	0,1	0
Glechoma hederacea	0	15	157,7	46	0	1	0	0	5	4
Gnaphalium uliginosum	0,2	1	0,6	8	0,3	0	0	0	0	2

Hedera helix	0	0	2,7	0	0	0	0	0	0	0
Heracleum spondylum	0	0	0,2	0	0,2	0	0	0	0	0
Hieracium pilosella	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hirschfeldia incana	0,2	0	0,2	0	0	0	0	0	0	0
Humulus lupulus	0,1	0	28,2	0	0,2	0	0	0	0,4	0
Hypericum perforatum	0,1	0	0,1	4	0	0	0	0	0	2
indét.	0,1	0	0,5	0	0,1	0	0	0	0,3	0
indét. 2	0,1	0	0,3	0	0	0	0	0	0,2	0
Juncus tenageia	0	0	0	1	0	0	1	0,1	0	1
Lepidium virginicum	0,3	1	0,5	6	0	0	1	0,2	0	0
Lindernia dubia	0	115	0	480	0	25	0	0	0	156
Lamium maculatum	0	0	0,4	0	0	0	0	0	0,2	0
Lamium purpureum	0	0	0,2	0	0	0	1	0,1	0,2	0
Lapsana communis	0	0	0,2	0	0	0	0	0	0	0
Linaria vulgaris	0	0	0,2	0	0,2	0	0	0	0	0
Lindernia sp.	0	0	0,2	0	0,2	0	1	0,2	0	0
Ludwigia grandiflora	0	0	0,4	0	0,4	0	0	0	0	0
Lycopersicon esculentum	0,1	0	0,2	0	0	0	0	0	0,1	0
Lycopus europeaus	0	0	0,4	0	0	0	0	0	0	0
Lysimachia vulgaris	0	0	0,5	0	0,1	0	1	0,2	0,2	0
Lythrum ?	0	1	0	10	0	0	0	0	0	5
Lythrum salicaria	0,1	2	0,3	2	0,2	0	0	0	0	0
Mahonia aquifolium	0	0	0,2	0	0	0	0	0	0	0
Melilotus albus	0,2	0	0,2	0	0	0	1	0,2	0	0
Mentha arvensis	0	0	75	0	0	0	0	0	0	0
Moerhingia trinerva	0	1	0,2	34	0	0	0	0	0,2	6
Myosoton aquaticum	0	0	5,2	11	0	1	0	0	0	3
Persicaria maculosa	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
Persicaria hydropiper	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2
Phalaris arundinacea	15	0	90,4	0	40,2	0	2	0	2,7	0
Phragmites australis	0	0	2,7	0	2,7	0	0	0	0	0
Picris hieracoides	0,2	0	0,3	0	0	0	0	0	0,1	0
Plantago lanceolata	0,3	0	3	0	0	0	0	0	0	0
Plantago major ssp intermedia	0	0	0,3	16	0,3	2	0	0	0	14
Plantago scabra	0,3	0	0,3	0	0	0	0	0	0	0
Poaceae ?	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Poa nemoralis	0	0	35,4	45	0	5	0	0	15,2	6
Poa palustris	0	0	2,5	0	0	0	0	0	0	0
Poaceae	0	0	2,5	0	0	0	0	0	2,5	0
Poa sp.	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
Poacée sp	0	2	0	26	0	4	0	0	0	1
Polygonum aviculare	0	0	0,1	13	0,1	4	1	0,1	0	7
Polygonum hydropiper	0	0	0,1	0	0,1	0	0	0	0	0
Polygonum lapathifolium	0,2	0	0,8	4	0	4	0	0,1	0,2	0
Potentilla reptans	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0
Polygonum mite	0	0	0,2	0	0	0	0	0,1	0	0

Populus nigra	152,5	0	382,8	0	90,1	0	0	0	100,2	0
Portulaca oleracea	0	82	0,6	385	0,4	133	1	0,1	0,2	138
Potamogeton nodosus	0	0	0,2	0	0,2	0	0	0	0	0
Potentilla reptans	0	0	0,2	0	0	0	0	0	0	0
Prunus avium	0	0	0,1	2	0	0	0	0	0,1	0
Quercus robur	0	0	0,6	1	0	0	0	0	0,1	0
Ranunculus fluitans f. terrestre	0	0	0,1	1	0	1	0	0	0,1	0
Rhamnus cathartica	0	0	2,5	0	0	0	0	0	0	0
Rogneria canina	0	0	0,2	0	0	0	0	0	0,2	0
Rorippa palustris	0	0	0,4	0	0,4	0	0	0	0	0
Rorippa sp.	2,7	0	2,9	0	0	0	1	0	0,2	0
Rorippa sylvestris	0	0	3,6	0	0,4	0	0	0	0,3	0
Rorippa/Brassica ?	0,4	0	0,4	0	0	0	0	0	0	0
Rosa canina	0	0	3,1	0	0	0	0	0	0,1	0
Rubus caesius	0	0	33,1	0	2,5	0	0	0	0,3	0
Rubus fruticosus	0,1	0	5,7	0	0,4	0	0	0	2,7	0
Rumex acetosa	0	0	0,1	0	0,1	0	1	0	0	0
Rumex sp.	0,1	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0
Rumex sanguineus	0	0	0,4	13	0	2	0	0	0	1
Salix alba	0	0	0,3	0	0,1	0	0	0	0,2	0
Salix alba hybride	0	0	2,5	0	2,5	0	0	0	0	0
Salix purpurea	2,6	0	7,9	0	5	0	0	0	0,3	0
Salix viminalis	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0
Sambucus nigra	0	0	2,6	0	0	0	0	0	0	0
Sangisorba minor	0	0	0,2	0	0	0	1	0	0	0
Saponaria officinalis	2,7	0	3,6	0	0	0	0	0	0,3	0
Scrophularia nodosa	0	0	0,1	1	0,1	0	0	0	0	0
Sedum acre	0	0	0,2	0	0	0	0	0	0	0
Sedum album	0,2	0	0,2	0	0	0	0	0	0	0
Sedum rubens	0,1	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0
Sedum sexangulare ?	0,1	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0
Senecio viscosus	0,1	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0
Solanum dulcamara	0,3	0	8,2	0	2,9	0	0	0	0	0
Solanum nigrum	0	0	30	0	0	0	0	0	0	0
Solidago gigentea	0,3	0	3,2	0	0,2	0	0	0	0,2	0
Sonchus asper	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
Sonchus oleraceus	0,3	0	0,3	0	0	0	0	0	0	0
Stachys palustris	0,2	0	6	0	0,4	0	0	0	0	0
Tanacetum vulgaris	2,8	0	85,6	4	5,3	0	0	0	0	2
Taraxacum sp.	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0,1	0
Torilis japonica	0	0	3,1	2	0	0	1	0	0,4	0
Tripleurospermum inodorum	0,2	1	0,8	6	0,2	3	0	0	0,2	1
Ulmus minor	0	0	90,3	0	0	0	0	0	0	0
Urtica dioica	0,3	1	19,3	117	5,1	4	0	0	2,9	71
Verbascum densiflorum	0	0	0,1	0	0	0	1	0	0,1	0
Veronica anagallis-aquatica	0	0	0,2	0	0,2	0	0	0	0	0

Veronica beccabunga (?)	0	0	0	15	0	3	1	0	0	12
Vicia sp.	0,2	0	0,3	0	0	0	0	0	0	0
Vicia cracca	0,2	0	0,2	0	0	0	0	0	0	0
Xanthium sp	0,4	0	8,5	0	2,9	0	0	0	0,2	0
indéterminées	*0*	*3*	*0*	*78*	*0*	*4*	*2*	*0*	*0*	*15*
TOTAL	313,2	297	1825,8	1841	202,5	336	64	474,7	253,6	608

Tâche 1 : Inventaire, cartographie et dynamique de recolonisation de la végétation herbacée, arbustive et arborescente

Contribution INRA à l'action 1.5 : Etude de la composition génétique et de la microstructuration spatiale des populations de Salicacées

Introduction : Diversité génétique et structuration spatiale

La diversité génétique constitue le carburant des êtres vivants pour permettre à une population de survivre et de se reproduire sous des conditions environnementales changeantes (Booy *et al.* 2000, Sork et Smouse 2006). La diversité génétique d'une espèce se distribue entre un ensemble de populations et à l'intérieur des populations. En génétique des populations, la définition d'une population est l'ensemble des individus de la même espèce qui se reproduisent entre eux de façon aléatoire. Des populations peuvent être distinctes du fait de l'éloignement géographique et de l'impossibilité de se croiser due aux limites de dispersion du pollen.

Le recrutement du peuplier noir est strictement lié à la concordance temporelle entre la dispersion des graines et l'existence de sites favorables à leur germination. De tels sites résultent d'une dynamique fluviale (qui remobilise des sédiments lors de crues) et leur apparition est la conséquence de l'abaissement de la ligne d'eau au printemps. Les barres sédimentaires de surface sont composées de substrats frais qui résultent d'interactions complexes entre le fleuve et son débit, la texture des sédiments, les précipitations et le niveau de la nappe. La régénération sur un site peut donc comprendre une mosaïque d'événements de régénération, de diverses origines génétiques, due à la période de déhiscence très variable des graines des différents arbres mère. Ainsi, ces microstructures peuvent avoir comme origine des barres proches géographiquement mais d'âges variées (chaque année, des barres sédimentaires nouvelles se déposent, généralement en aval de celles existantes). De plus, une année donnée, l'existence de microstructures spatiales peut être due également au positionnement des cohortes sur des niveaux topographiques différents. En effet, l'installation de semis résulte d'interactions entre germination, croissance racinaire et niveau de la nappe pendant cette période.

Seule l'étude détaillée de la distribution des individus, de leur phénotype et de leur génotype peut permettre de déceler d'éventuelles discontinuités correspondant à des limites de populations, ceci sur de faibles surfaces non éloignées géographiquement.

Quatre articles récents montrent que la structuration spatiale des populations de peuplier peut-être complexe et très localisée : Imbert et Lefèvre 2003, Pospiskova et Salkova 2006 , Rathmacher *et al.* 2010 sur peuplier noir et Slavov *et al.* 2009 et 2010 sur *Populus trichocarpa*.

La principale conclusion de ces travaux est qu'une structuration génétique de populations de peuplier noir n'est pas forcément liée à l'importance de la distance géographique entre ces populations.

Les objectifs de l'action 1.5 sont d'étudier la composition génétique et de rechercher une éventuelle microstructuration spatiale des populations de semis de Peuplier noir sur les ilots de Mareau-aux-prés.

Le polymorphisme ADN de semis de ces différents écotopes sera étudié via le set de 12 marqueurs microsatellites permettant, d'étudier la diversité génétique présente et de rechercher une éventuelle structuration spatiale des semis 2013. D'autre part, le géoréférencement centimétrique en X, Y et surtout Z permettra de faire des hypothèses sur les origines des cohortes échantillonnées. Les semis qui sont installés les premiers correspondent aux graines provenant de peupliers noirs femelles dont la maturité des graines est précoce. Pendant la période de libération des graines (mai et juin) le niveau de la nappe décroit, libérant ainsi progressivement une surface sédimentaire de plus en plus importante. Donc les graines (véhiculées par le vent et l'eau) s'installant les premiers correspondent à un niveau topographique le plus élevé et les semis les plus tardifs (issus donc d'un pool génétique différent) correspondent à un niveau plus bas.

L'étude sur l'écotope 2058 (îlot dévégétalisé) permettra d'évaluer la conséquence des travaux sur la diversité génétique des peupliers noirs sur cette nouvelle barre sédimentaire. La diversité génétique des peupliers noirs est-elle différente après les travaux (en comparant la population installée de peuplier noir depuis 2005 sur l'écotope 2058 et les nouveaux semis de 2013 apparus sur cette nouvelle barre sédimentaire) ?

Matériels et Méthodes

Stratégie d'échantillonnage

Durant l'été 2013, le site des iles de Mareau-aux-prés a été régulièrement prospecté pour repérer et géoréférencer les cohortes successives de semis. Des zones de régénération ont été sélectionnées du 4 au 6 septembre 2013. Une zone de régénération ou spot est définie comme un espace au sein duquel se trouve une répartition homogène des semis de peuplier noir de l'année (détermination subjective) (Figure 4). La surface (non fixe) et la forme du spot dépendaient de la densité et de la forme des bandes de régénération.

Fig. 4. Spots de semis sur l'écotope 2058, septembre 2013

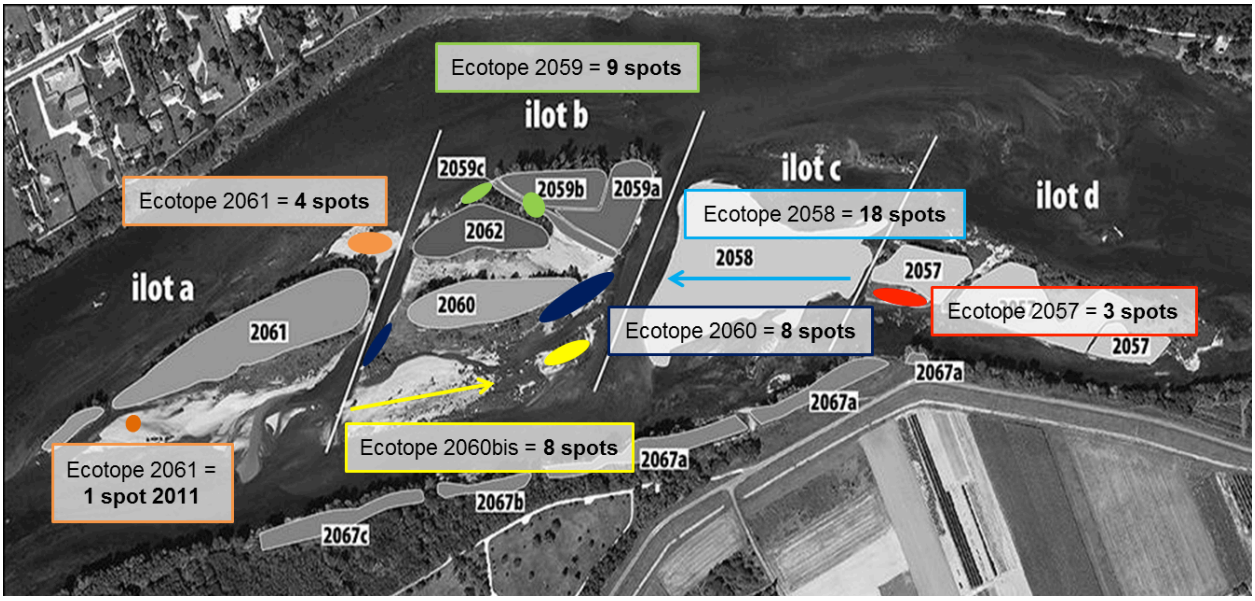


Fig. 5. Répartition des spots de peuplier noir échantillonnés

Sur ce site, 51 spots ont été sélectionnés. De plus, une des zones de régénération étudiées a été identifiée comme une cohorte âgée de deux ans (*i.e.* installée en 2011 sur l'écotope 2061). La répartition des spots sur les écotopes est la suivante : 3 spots sur l'écotope 2057, 18 spots sur l'écotope 2058 (ilot arasé), 9 spots sur l'écotope 2059, 16 spots sur l'écotope 2060 et 5 spots sur l'écotope 2061 (Figure 5). Pour chaque zone de régénération, une estimation de la densité a été effectuée et des coordonnées GPS ont été prisent (détails en annexe). 32 semis ont été prélevés par spot. Pour chaque semis échantillonné, une mesure de hauteur (mm) a été effectuée du collet au bourgeon terminal. Au total, 1728 semis ont été échantillonnés en septembre 2013 (détails en annexe).

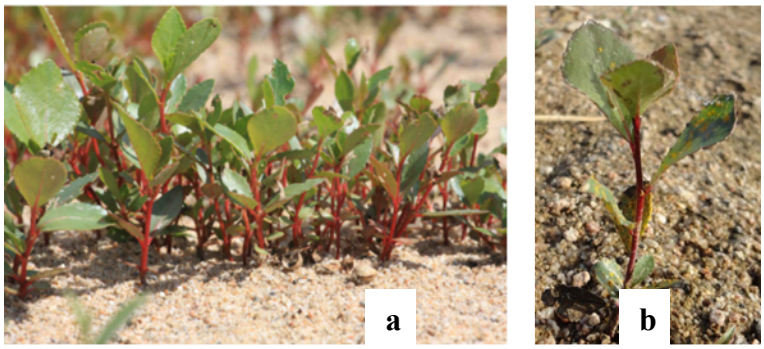


Fig. 6. Détail de semis de Peuplier noir (a, b) septembre 2013.

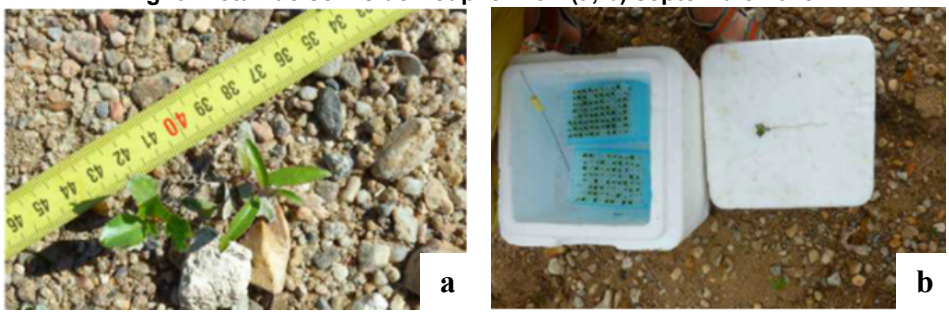


Fig. 7. Distinction Peuplier noir/Saule (a) et collecte semis par stockage au froid (b)

Analyses de l'ADN

Extraction de l'ADN : l'extraction de l'ADN a été réalisée à partir de feuilles, en plaque de 96 individus, selon le protocole du Kit Macherey-Nagel. L'extraction ADN a été réalisée sur la totalité des individus récoltés.
Amplification par réaction de polymérisation en chaîne (PCR), avec la mise au point de deux multiplex de 6 marqueurs microsatellites chacun. 1674 individus ont été amplifiés.
Génotypage : 12 marqueurs microsatellites ont été utlisés (selon Chenault *et al.* 2011). Bilan de la lecture sous le logiciel GeneMapper avec reprises : 0.39% valeurs manquantes, mais 100% des individus génotypés avec au moins 8 marqueurs moléculaires (1674 individus).
Binning : le binning consiste à regrouper et arrondir les tailles d'allèles brutes avec décimale fournies par le logiciel GeneMapper. Pour cette étape, nous utilisons la Macro Excel AutoBin v0.9 écrit sous Microsoft Visual Basic (VBA), téléchargeable sur Inra BIOGECO (https://www6.bordeaux-aquitaine.inra.fr/biogeco_eng/Scientific-Production/Computer-software/Autobin).

Analyses multivariées sur les données moléculaires

L'analyse en composantes principales (ACP) s'effectue à partir des données brutes de génotypage de l'ensemble des individus des 11 marqueurs moléculaires. Elle a été réalisée sous le logiciel R. L'objectif de l'ACP est de revenir à un espace de dimension réduite (par exemple 2 ou 3) en perdant le moins d'informations possibles. Il s'agit donc d'obtenir un résumé le plus pertinent possible des données initiales. L'analyse en coordonnées principales (PCoA) s'effectue à partir de la matrice des distances génétiques de l'ensemble des individus des 11 marqueurs moléculaires. Elle a été réalisée sous le logiciel GenAlEx 6.5 c'est-à-dire sur 3 dimensions, avec tous les individus actifs. L'ACP et la PCoA sont assez proches en ce sens que l'ACP permet aussi de représenter des individus dans un espace de faible dimension avec des axes optimaux en termes de variabilité représentée. La PCoA appliquée à la matrice des distances euclidiennes entre les individus aboutit au même résultat que l'ACP normée appliquée aux données brutes.

Analyses de génétique des populations

Différenciation génétique entre populations, facteurs de différenciation : les paramètres génétiques habituels : nombre d'allèles observé (Na), nombre d'allèles attendu (Ne), taux d'hétérozygotie observé (Ho), taux d'hétérozygotie attendu (He), indice de fixation (F), indice de différenciation global et entre les populations (Fst) ont été estimés à l'aide du logiciel GenAlEx 6.5. Cette analyse a été faite avec (i) aucune assignation des individus à des populations (ii) assignation des écotopes à des populations et

(iii) assignation des spots à des populations. La structure et le niveau de différenciation de ces populations ont également été calculés à l'aide d'Analyses Hiérarchiques de Variance Moléculaire (AMOVA) réalisées par le logiciel Arlequin 3.5 (Excoffier and Lischer, 2010).

Test de Mantel : le test d'isolement par la distance, test de Mantel, montrant une éventuelle corrélation entre distance génétique (formule de Nei) et distance géographique (m) des échantillons a été réalisé grâce au logiciel GenAlEx 6.5..

Corrélations paramètres génétiques / altitude : une analyse de corrélations entre paramètres génétiques (Ne, He, Na, Ho) et altitude (mètres) par spot a été effectuée, sous le logiciel R, afin de mettre en évidence la présence ou non d'un éventuel effet de l'altitude sur l'une des variables génétiques.

Assignation des individus à des populations génétiques : l''estimation de la plupart des paramètres génétiques notamment les F-statistiques s'appuie sur la définition préalable de groupes d'individus appartenant à la même population génétique. La délimitation de ces populations n'est pas forcément reflétée dans la proximité géographique des individus puisque des individus proches géographiquement peuvent correspondre à des populations génétiques différentes et une même population génétique représentée par des individus à répartition géographique large.

Afin de partir sans *a priori*, une approche multi-locus bayésienne a été utilisée pour déterminer le nombre le plus probable (K) de populations génétiquement différenciées dans l'échantillonnage étudié et la probabilité (Q) d'assignation de chaque individu à chacune des K populations sur la base des loci microsatellites. Elle a été appliquée par le logiciel Structure 2.3.3 (Pritchard *et al.*, 2000) sous le modèle *admixture* et de fréquences alléliques corrélées.

Résultats et Discussion

1- Analyses des mesures *in situ*

Analyse de la hauteur des semis : la hauteur moyenne des semis sur chaque spot est très variable, la plupart des spots prélevés ont une hauteur moyenne inférieure ou égale à 50 mm. Seulement 5 spots se détachent de cette moyenne : le 61-6 (environ 130mm) qui correspond au spot de 2011, le 59-6, 59-8, 59-9 (entre 50 et 100 cm), et enfin le spot 57-3 (environ 200 mm).

Analyse de la densité des spots : la densité des spots est très variable avec une densité maximale d'environ 400 semis/m² pour le spot 59-5 de l'écotope 2059. La densité des semis de peuplier noir de 2013 est très faible. En effet, sur le même site en 2009 la densité variait de 1000 à 4000 semis/m² (Thèse S.Chamaillard, 2011). De plus, aucune corrélation significative n'a été démontrée entre la hauteur moyenne des semis et leur densité par spots (cor = -0,052 ns).

Analyse de l'altitude des spots : le niveau topographique des spots varie d'environ 3 mètres (altitude entre 83,5m et 86,5m). Les spots les plus hauts étant le 59-9 et 59-10, spots se trouvant au sein du chenal de l'écotope 2059 (première année où l'on trouve des semis à cet endroit), et le spot 61-4, zone en amont de l'écotope 2061. Les spots les plus « bas » se trouvant sur l'écotope 2060. Nous pouvons aussi observer que l'écotope 2058 (ilot arasé) présente des variations de l'altitude entre spots, démontrant la mobilité sédimentaire. La densité et le niveau topographique ne sont pas corrélés (cor = 0,06ns), par contre il existe une faible corrélation entre la hauteur moyenne et l'altitude par spots (cor = 0,29*).

2- Analyses multivariées sur les données moléculaires

En tout, 1674 individus ont été génotypés avec 11 des 12 loci microsatellites. Le locus PMGC333 n'a pu être étudié et a été éliminé des analyses car son amplification fut très hétérogène d'un individu à l'autre.

Analyses en Coordonnées Principales (PCoA) : cette analyse s'effectue à partir des distances génétiques de l'ensemble des individus avec les 11 loci. Elle a été réalisée sous le logiciel GenAlEx 6.5.

Tab. 2. Part de la variabilité expliquée par les 3 premiers axes de la PCoA

Axes	1	2	3
%	7,88	5,78	4,37
% cumulée	7 ,88	13,66	18,01

La part de variabilité expliquée par les 3 premiers axes reste faible (Tableau 2), seulement 18% de la variabilité est expliquée (pourcentages faibles pour le marquage moléculaire). La figure représentant la répartition des individus sur l'axe 1 et 2 (détails en annexe) semblent présenter 2 groupes distincts (non représentatif des écotopes). Mais lorsque nous effectuons cette même PCoA avec l'ensemble des individus mais seulement avec 9 loci (cf. chapitre « Analyses génétiques »), ces deux groupes distincts disparaissent. Nous pouvons donc en déduire que les 2 loci éliminés (non intéressant en génétique des populations) sont discriminants.

Analyses en Composantes Principales (ACP) **:** cette analyse s'effectue à partir des données brutes de l'ensemble des individus avec les 11 loci. La part de variabilité expliquée par les 3 premiers axes reste très faible (Tableau 3), seulement 7% de la variabilité est expliquée (détails en annexe).

Tab. 3. Part de la variabilité expliquée par les 3 premiers axes de l'ACP

Axes	1	2	3
%	2,61	2,28	2,03
% cumulée	2,61	4,89	6,93

Nous pouvons observer sur la figure 11 que l'individu H10 du spot 57-3 se trouve excentré. Vérifié au niveau de données brutes, il ne présente aucune erreur, ni de données manquantes mais possède des allèles rares pour la plupart des loci. Une différenciation de l'écotope 2057 est observée par l'axe 2 (Figure 11), ceci pouvant être expliqué par la présence d'allèles rares sur certains loci des individus de l'écotope 2057.

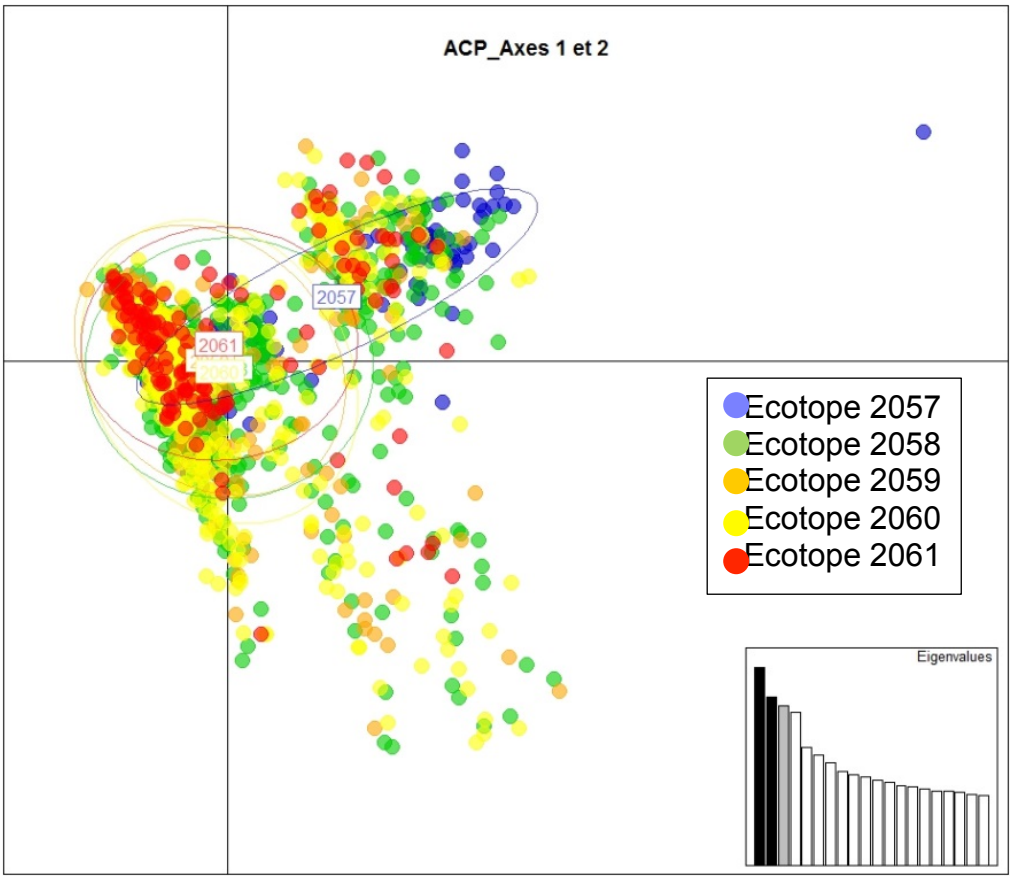


Fig. 11. ACP centrée-réduite / Répartition des individus par écotope (11 loci)-Axes 1 et 2

3- Analyses en génétique des populations

1674 individus ont été génotypés avec 11 des 12 loci microsatellites. Le locus PMGC333 n'a pu être étudié et a été éliminé des analyses car son amplification fut très hétérogène d'un individu à l'autre.

A- Aucune assignation des individus à des populations

Analyse globale des marqueurs microsatellites

L'hypothèse d'Hardy-Weinberg n'est pas vérifiée pour les 11 loci (P<0. 001). La diversité génétique est représentée par la fréquence allélique du marqueur moléculaire au sein des échantillons (détails en annexe). Nous observons que les distributions des fréquences alléliques sont variables d'un marqueur à l'autre. La majorité des marqueurs moléculaires présentent des distributions avec quelques allèles fréquents, des allèles moins fréquents et rares : PMGC14, PMGC2235, PMGC 2578, PMGC 486 et PMGC61. Les marqueurs PMGC 2156, PMGC2838 et PMGC433 présentent un allèle fréquent (supérieur à 75 %), combiné à des allèles rares (inférieur à 8%). Les autres marqueurs sont plus particuliers, comme le PMGC2852 où l'on observe de nombreux allèles avec une fréquence moyenne ; le WPMS05 présente une distribution avec quelques allèles à fréquence intermédiaire mais possède de nombreux allèles rares (inférieur à 1%) ; et enfin le PMGC667 qui possède beaucoup d'allèles rares (24 allèles sur 34 inférieurs à 1%).

Tab. 4. Estimation sur l'ensemble des individus par locus du nombre d'allèles observé (Na), du nombre effectif d'allèles (Ne), du taux d'hétérozygotie observé (Ho), du taux d'hétérozygotie attendu (He) et de l'indice de fixation (F) (jaune > à 0,3 et orange 0,1<F<0,3).

Locus	Na	Ne	Ho	He	F
PMGC14	10	3,918	0,739	0,745	0,007
PMGC2156	9	1,476	0,242	0,322	0,250
PMGC2235	15	4,489	0,557	0,777	0,284
PMGC2578	17	4,928	0,795	0,797	0,003
PMGC2838	8	1,723	0,109	0,420	0,741
PMGC2852	20	6,617	0,780	0,849	0,081
PMGC433	11	1,725	0,411	0,420	0,023
PMGC486	15	4,780	0,802	0,791	-0,015
PMGC61	12	6,177	0,812	0,838	0,031
PMGC667	37	9,655	0,577	0,896	0,356
WPMS05	23	6,580	0,763	0,848	0,100

L'analyse des loci sur l'ensemble des individus montre une très grande variabilité en termes de nombre d'allèles (8 à 37 allèles) et d'hétérozygotie (0.1<Ho<0.8 et 0.3<He<0.9). Les locus PMGC667 et WPMS05 présentent un grand nombre d'allèles. Nous observons un déficit significatif en hétérozygotes (F qui est la différence entre le taux d'hétérozygote observé (Ho) et le taux d'hétérozygote attendu (He)) aux loci PMGC2838 et PMGC667 (Tableau 4). Les loci PMGC2838 et PMGC667 sont homozygotes, donc peu polymorphes, et seront éliminés de l'analyse par la suite.

B- Assignation des écotopes à des populations (9 loci)

Analyse globale des marqueurs microsatellites

L'hypothèse d'Hardy-Weinberg n'est pas vérifiée pour l'ensemble des 9 loci sur chaque écotope, seul les écotopes 2059 et 2061 présentent plus de la moitié des loci à l'équilibre d'Hardy-Weinberg (détails en annexe). Sur l'analyse des loci par écotopes nous observons un indice de fixation moyen sur chaque écotope, correspondant à un déficit léger en hétérozygotes pour les loci PMGC2156 et PMGC2235. Au sein de chaque écotope, il existe une grande variabilité du nombre d'allèles, entre 6 à 21 allèles suivant le locus, mais aussi en termes d'hétérozygotie (détails en annexe).

Différenciation génétique entre populations, facteurs de différenciation

Les paramètres génétiques au sein de chaque écotope semblent identiques (Tableau 5) avec un nombre effectif d'allèles d'environ 4, et un taux d'hétérozygotie attendu d'environ 0,7. En effet, la figure 12 comporte un test de comparaison de moyennes entre écotope pour ces deux paramètres et confirme qu'il n'existe pas de différences significatives entre écotopes.

Tab. 5. Estimation par écotopes : moyenne (écart-type) du nombre d'allèles observé (Na), du nombre effectif d'allèles (Ne), du taux d'hétérozygotie observé (Ho), du taux d'hétérozygotie attendu (He) et de l'indice de fixation (F).

Ecotopes	Nb ind.	Na	Ne	Ho	He	F
2057	93	10,78 (1,24)	4,25 (0,7)	0,708 (0,054)	0,71 (0,045)	0,005 (0,035)
2058	651	13,89 (1,4)	4,46 (0,61)	0,656 (0,065)	0,713 (0,062)	0,088 (0,038)
2059	279	11 (1,45)	4,48 (0,65)	0,631 (0,078)	0,692 (0,076)	0,103 (0,039)
2060	496	11,78 (1,48)	4,35 (0,6)	0,66 (0,071)	0,702 (0,066)	0,069 (0,038)
2061	155	11,22 (1,42)	4,45 (0,65)	0,653 (0,077)	0,691 (0,076)	0,061 (0,037)

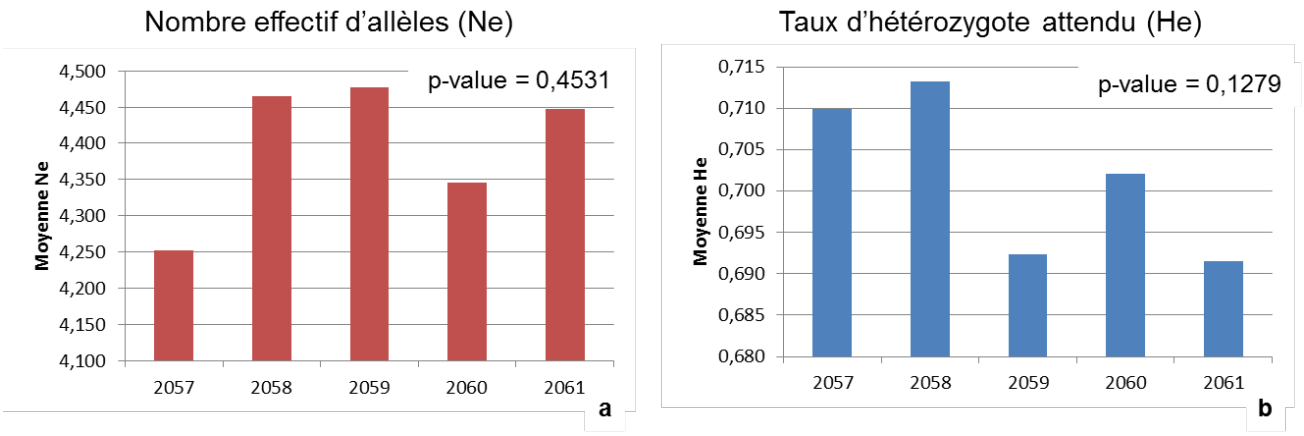


Fig. 12. Histogrammes (a) du nombre effectif d'allèles (Ne), et (b) du taux d'hétérozygotie attendu (He) par écotope.

Tab. 6. G-Statistiques : Indice de consanguinité au sein des individus (Fis) et indice de différenciation génétique entre les populations (Fst) par locus, avec des probabilités basées sur 1000 répétitions (ns=non significatif, * P<0.05, ** P<0.01, *** P<0.001).

Locus	Fis	Fst
PMGC14	-0,009ns	0,011***
PMGC2156	0,225ns	0,039***
PMGC2235	0,252ns	0,019***
PMGC2578	-0,009ns	0,013***
PMGC2852	0,06ns	0,017***
PMGC433	-0,014ns	0,021***
PMGC486	-0,02ns	0,009***
PMGC61	0,002ns	0,015***
WPMS05	0,086ns	0,020***
Total	0,057ns	0,017***

*ns=non significatif, * P<0.05, ** P<0.01, *** P<0.001*

Tab. 7. Matrice des valeurs de différenciation génétique (Fst) par paires de population tout loci confondus avec des probabilités basées sur 1000 répétitions (ns=non significatif, * P<0.05, ** P<0.01, *** P<0.001)

	2057	2058	2059	2060	2061
2057	0				
2058	0,016**	0			
2059	0,024**	0,004**	0		
2060	0,020**	0,001**	0,003**	0	
2061	0,023**	0,004**	0,003**	0,004**	0

*ns=non significatif, * p<0.05, ** p<0.01, *** p<0.001*

L'indice de consanguinité Fis mesure la réduction éventuelle de l'hétérozygotie des individus à l'intérieur de leur sous-population. En cas de consanguinité, cet indice est positif et indique un déficit en hétérozygotie. Il prend la valeur zéro si les sous-populations sont à l'équilibre d'Hardy-Weinberg. En revanche, s'il est négatif, les populations présentent un excès d'hétérozygotie. Les loci PMGC2156 et PMGC2235 présentent des indices positifs élevés de 0,225 et de 0,252 traduisant un déficit en hétérozygote (Tableau 6). Ce déséquilibre observé peut-être expliqué par l'existence d'allèles nuls. Ici, le Fst est de 0,017, ce qui peut être considéré comme une valeur globalement modérée chez les arbres forestiers (Tableau 6). Enfin, la matrice des différenciations génétiques par paires de population nous montre qu'il existe une différenciation génétique globale faible avec une différenciation plus forte de l'écotope 2057 par rapport aux autres écotopes (Tableau 7).

C- Assignation des spots à des populations (9 loci)

Analyse globale des marqueurs microsatellites

L'hypothèse d'Hardy-Weinberg est vérifiée pour l'ensemble des 9 loci pour 18 spots, les autres spots présentent plus de la moitié des loci à l'équilibre d'Hardy-Weinberg, et seul le 58-11 présente moins de la moitié des loci à l'équilibre d'Hardy-Weinberg (détails en annexe). Sur l'analyse de l'indice de fixation des loci par spots, globalement nous observons pour les loci PMGC2156 et PMGC2235 un indice de fixation moyen correspondant à un déficit léger en hétérozygotes (détails en annexe).

Différenciation génétique entre populations, facteurs de différenciation

Les paramètres génétiques au sein de chaque spot semblent identiques (Tableau 8) avec un nombre moyen d'allèles entre 7 et 10, et un taux d'hétérozygotie attendu compris entre 0,6 et 0,7. En effet, il n'existe pas de différences significatives entre spots (détails en annexe).

Tab. 8. Estimation par spots : moyenne du nombre d'allèles observé (Na), du nombre effectif d'allèles (Ne), du taux d'hétérozygotie observé (Ho), du taux d'hétérozygotie attendu (He) et de l'indice de fixation (F).

Spots	Nb ind.	Na	Ne	Ho	He	F	Spots	Nb ind.	Na	Ne	Ho	He	F
57-1	31	7,778	3,916	0,71	0,687	-0,032	**59-5**	31	7,222	3,853	0,66	0,646	0,008
57-2	31	8,222	4,227	0,67	0,696	0,046	**59-6**	31	7,111	3,877	0,613	0,66	0,061
57-3	31	8,222	4,182	0,746	0,72	-0,033	**59-8**	31	7,222	4,072	0,627	0,683	0,097
58-1	31	8,222	4,275	0,645	0,699	0,085	**59-9**	31	7,556	4,176	0,595	0,664	0,141
58-10	62	9,444	4,444	0,657	0,718	0,094	**60-1**	31	7,556	4,112	0,634	0,691	0,074
58-11	62	8,667	3,924	0,634	0,678	0,07	**60-10**	31	7,778	4,42	0,703	0,694	0,024
58-12	31	7,778	4,126	0,627	0,689	0,108	**60-11**	31	7	3,834	0,728	0,694	-0,028
58-13	31	7,333	3,885	0,634	0,696	0,091	**60-14**	31	7,333	4,248	0,667	0,69	0,014
58-14	31	8,667	3,913	0,594	0,688	0,153	**60-16**	31	7,667	4,23	0,706	0,684	-0,013
58-15	31	8,444	4,451	0,686	0,704	0,054	**60-19**	31	7,778	4,399	0,674	0,716	0,067
58-16	31	7,333	3,766	0,627	0,685	0,081	**60-2**	31	7	3,585	0,634	0,655	0,075
58-17	31	7,778	4,365	0,677	0,714	0,066	**60-21**	31	7	4,035	0,67	0,685	0,032
58-18	31	7,556	4,03	0,581	0,687	0,159	**60-23**	31	7,444	4,128	0,677	0,706	0,048
58-2	31	7,889	4,323	0,731	0,71	-0,029	**60-24**	31	8,222	4,484	0,644	0,699	0,086
58-3	31	8,111	4,198	0,665	0,695	0,042	**60-26**	31	7,556	4,087	0,616	0,68	0,096
58-4	31	8	4,166	0,7	0,709	0,011	**60-3**	31	6,667	3,453	0,614	0,637	0,017
58-5	31	8,889	4,356	0,72	0,705	-0,017	**60-4**	31	7,889	3,823	0,615	0,678	0,105
58-6	31	8	4,288	0,674	0,696	0,054	**60-5**	31	7,222	3,655	0,677	0,671	-0,012
58-7	31	7,778	3,857	0,68	0,676	0,007	**60-6**	31	7,778	4,263	0,646	0,709	0,108
58-8	31	8,556	4,384	0,638	0,713	0,121	**60-8**	31	7,444	3,99	0,652	0,683	0,041
58-9	62	9,556	4,03	0,656	0,685	0,064	**61-1**	31	7,222	3,906	0,662	0,66	0,003
59-1	31	6,889	3,983	0,638	0,671	0,064	**61-2**	31	7,333	3,954	0,613	0,663	0,085
59-10	31	7,556	4,417	0,638	0,71	0,085	**61-3**	31	8	4,017	0,673	0,682	0,037
59-2	31	7,111	4,224	0,663	0,68	0,035	**61-4**	31	7,667	4,259	0,681	0,696	0,036
59-3	31	7,333	4,092	0,62	0,684	0,146	**61-6**	31	8,222	4,213	0,638	0,655	0,009
59-4	31	7,111	4,34	0,627	0,681	0,088							

Tab. 9. G-Statistiques : Indice de consanguinité au sein des individus (Fis) et Indice différenciation génétique entre les spots (Fst) par locus, avec des probabilités basées sur 1000 répétitions (ns=non significatif, * P<0.05, ** P<0.01, *** P<0.001).

Locus	Fis	Fst
PMGC14	-0,021ns	0,026***
PMGC2156	0,222ns	0,036***
PMGC2235	0,254ns	0,035***
PMGC2578	-0,03ns	0,032***
PMGC2852	0,045ns	0,035***
PMGC433	-0,005ns	0,027***
PMGC486	-0,041ns	0,03***
PMGC61	-0,005ns	0,036***
WPMS05	0,073ns	0,029***
Total	0,045ns	0,032***

*ns=non significatif, * P<0.05, ** P<0.01, *** P<0.001*

L'indice de consanguinité Fis présentent des indices positifs élevés de 0,222 et de 0,254 pour les loci PMGC2156 et PMGC2235 (comme pour les écotopes : Tableau 6), traduisant un déficit en hétérozygote (Tableau 9). Ici, le Fst est de 0,032, ce qui peut être considéré comme une valeur globalement forte chez les arbres forestiers (Tableau 9). L'hétérozygotie attendue par individu est plus grand que la moyenne de l'hétérozygotie attendue par spot.

Enfin, la matrice des différenciations génétiques par paires de population nous montre qu'il existe une différenciation génétique globale faible entre spots, sauf pour les 3 spots de l'écotope 2057

qui possèdent une différenciation plus forte par rapport aux autres écotopes, nous confortant dans nos résultats du tableau 7, mais nous observons également une différentiation forte entre le spot témoin 61-6 de semis de l'année 2011 (au sein de l'écotope 2061) et les autres spots (détails en annexe).

Analyse de la variance moléculaire (AMOVA)

Tab. 10. Résultats de l'analyse moléculaire de la variance (AMOVA) à 4 niveaux basée sur 1000 permutations (ddl : degrés de liberté). P(valeur aléatoire ≥ valeur observée) = 0,00 ± 0,00

Source de Variation	ddl	Somme des carrés	Variance attendue	Pourcentage de variation
Entre les écotopes	4	82,133	0,02517 (Va)	**0,79 (%)**
Entre les spots au sein des écotopes	46	246,63	0,03111 (Vb)	**0,98 (%)**
Entre les individus au sein des spots	1623	5386,702	0,18757 (Vc)	**5,88 (%)**
Entre les individus	1674	4928	2,94385 (Vd)	**92,35 (%)**
Total	3347	10643,464	3,18769	

L'AMOVA montre qu'une grande part (92,35%) de la variabilité génétique totale est expliquée par la variation entre individus et que le reste de cette variabilité est attribuée aux différences intra-écotope (5,88%), aux différences entre les spots au sein des écotopes (0,98%) et aux différences inter-écotopes (0,79%) (Tableau 10).

Test de Mantel

Le test de Mantel montre de façon faiblement significative que plus les spots sont éloignés géographiquement, plus les distances génétiques augmentent (R^2=0.3). Ce test nous permet d'émettre l'hypothèse qu'il n'existe vraisemblablement pas de micro-structuration géographique, ou que si elle existe celle-ci sera très faible.

Corrélations paramètres génétiques / altitude

Les corrélations entre différents paramètres génétiques des spots (Ne, He, Na, Ho) et l'altitude ne sont pas significatives (Figure 14). Il n'y a donc aucune tendance observée avec l'altitude qui nous permet d'émettre l'hypothèse qu'il existe une micro-structuration topographique, à moins qu'elle ne soit très faible.

D- Assignation des individus à des populations génétiques

Une première approche multi-locus bayésienne a été utilisée pour déterminer le nombre le plus probable (K) de populations génétiquement différenciées dans l'échantillonnage étudié sur la base des 11 loci microsatellites (Figure 15).

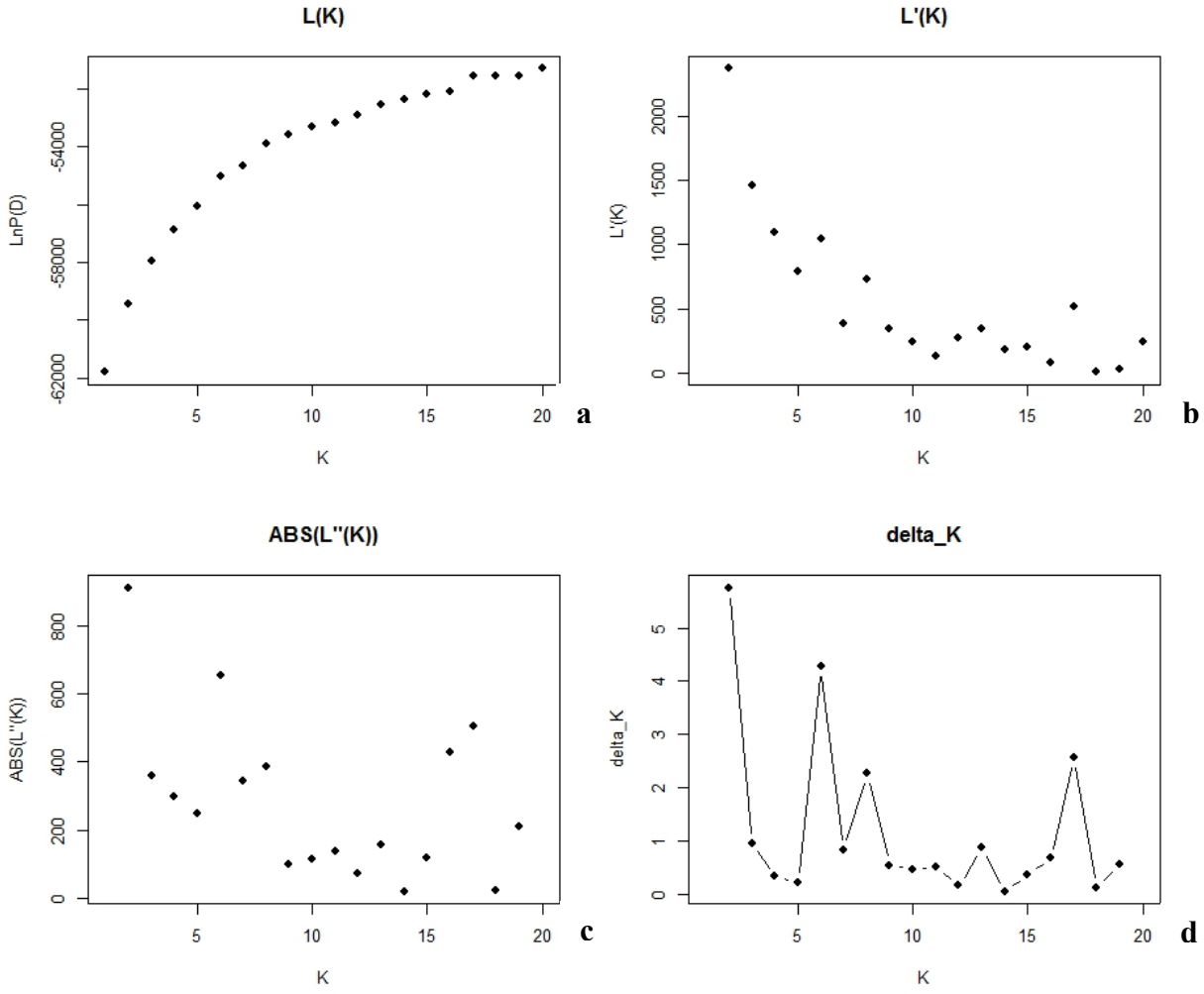


Fig 15. (a) Probabilité moyenne de L(K) sur 20 séries pour chaque valeur de K (1 à 20) avec 11 loci. (b) Vitesse de changement de la fonction de vraisemblance par rapport à K, L'(K) = L(K) - L(K-1). (c) Second taux de changement de l'ordre de L(K) par rapport à K, (|L″(K)|). (d) ΔK comme la moyenne des valeurs absolues des L''(K) divisées par l'écart-type de L(K), ΔK = m (|L″(K)|) / s [L(K)].

Une seconde approche multi-locus bayésienne a été utilisée pour déterminer le nombre le plus probable (K) de populations génétiquement différenciées dans l'échantillonnage étudié sur la base des 9 loci microsatellites (loci PMGC2838 et PMGC667 éliminés). Sur la base de 11 loci (Figure 15) ou de 9 loci (figure non présentée) le K le plus probable est égal à 1. Aucune structure n'a donc été détectée grâce à cette méthode de regroupement non spatialisé, ou si elle existe celle-ci est trop faible pour être détectée.

4- Analyses de génétique des populations et comparaison de diversité de l'écotope 2058

Une des questions de ce travail était d'évaluer la conséquence des travaux sur la diversité génétique des peupliers noirs sur l'écotope 2058. Pour ceci, nous avons à disposition les données après travaux des semis 2013 sur cet écotope, basées sur 11 marqueurs microsatellites, avec un total de 651 individus répartis en 18 spots. Par ailleurs, des données avant travaux (2008) ont été acquises dans le cadre d'une étude de diversité génétique sur l'écotope 2058, 32 individus âgés de 3 ans ont été échantillonnés sur 9 quadrats de 4m² et génotypés (au total 288 individus). Données manquantes et clonalité importante ont réduit l'effectif analysé, avec finalement un total de 176 individus de 6 quadrats et 9 marqueurs microsatellites.

Les paramètres génétiques habituels : nombre d'allèles observé (Na), nombre d'allèles attendu (Ne), taux d'hétérozygotie observé (Ho), taux d'hétérozygotie attendu (He), indice de fixation (F), indice de différenciation (Fst) ont été estimés pour les données 2013 et 2008 (Tableau 11).

Données 2013 : l'analyse des loci montre une très grande variabilité en termes de nombre d'allèles (8 à 32 allèles) et d'hétérozygotie (0.1<Ho<0.8 et 0.3<He<0.9). Les locus PMGC667 et WPMS05 présentent un grand nombre d'allèles. Nous observons un fort déficit significatif en hétérozygotes (indice de fixation F) aux loci PMGC2838 et PMGC667 (Tableau 11), et plus modéré pour les loci PMGC2156 et PMGC2235.

Données 2008 : l'analyse des loci montre une très grande variabilité en termes de nombre d'allèles (7 à 21 allèles) et d'hétérozygotie observé (0.1<Ho<0.8), au contraire de l'hétérozygotie attendue peu variable (0.6<He<0.8). Le locus PMGC667 présente un grand nombre d'allèles. Nous observons un déficit significatif en hétérozygotes (indice de fixation F) aux loci PMGC 667, PMGC2235 et PMGC2838 (Tableau 11).

Pour l'analyse de la diversité génétique, pour les données 2013 nous éliminerons le loci PMGC2838 peu polymorphe et PMGC667 qui présente un excès d'homozygotes à cause de la présence d'un allèle nul. Par contre, pour les données 2008 nous éliminerons le loci PMGC2838 peu polymorphe et PMGC2235 qui présente un excès d'homozygotes à cause de la présence d'un allèle nul (détails en annexe).

Tab. 11. Ecotope 2058, données 2008 et 2013 - Estimation sur l'ensemble des individus par locus du nombre d'allèles observé (Na), du nombre effectif d'allèles (Ne), du taux d'hétérozygotie observé (Ho), du taux d'hétérozygotie attendu (He) et de l'indice de fixation (F) (jaune > à 0,3 et orange 0,1<F<0,3).

	Na		Ne		Ho		He		F	
Locus	2008	2013	2008	2013	2008	2013	2008	2013	2008	2013
PMGC14	11	10	4,389	3,954	0,785	0,729	0,772	0,747	-0,017	0,024
PMGC2156		9		1,486		0,247		0,327		0,244
PMGC2235	13	15	5,004	4,325	0,542	0,544	0,8	0,769	0,322	0,292
PMGC2578	13	16	4,666	4,931	0,782	0,79	0,786	0,797	0,005	0,009
PMGC2838	5	8	1,674	1,696	0,314	0,117	0,403	0,411	0,22	0,715
PMGC2852	15	19	6,101	6,451	0,867	0,753	0,836	0,845	-0,037	0,108
PMGC433		10		1,885		0,462		0,47		0,015
PMGC486	9	13	4,589	4,649	0,795	0,824	0,782	0,785	-0,017	-0,05
PMGC61	11	12	4,985	5,873	0,722	0,794	0,799	0,83	0,097	0,043
PMGC667	21	32	5,119	9,994	0,426	0,622	0,805	0,9	0,471	0,309
WPMS05		21		6,633		0,758		0,849		0,107
PMGC333	7		2,853		0,709		0,65		-0,092	

Un test de Student nous confirme qu'il n'existe pas de différences significatives entre les moyennes des paramètres génétiques pour les données de 2008 et de 2013 (figure non présentée). L'indice Fst, la différenciation des populations par rapport au total, est identique pour les données avant et après travaux avec un Fst d'environ 0,024 pouvant être considéré comme une différenciation importante (Tableau 12).

Années	Nb individus	Nb spots	Nb loci	Fst
2013	651	18	9	0,025***
2008	176	6	7	0,022***

Tab. 12. G-Statistiques : Indice différenciation génétique entre les populations (spot ou quadrat) (Fst) par années sur l'écotope 2058, avec des probabilités basées sur 1000 répétitions (ns=non significatif, * P<0.05, ** P<0.01, *** P<0.001).

D'après nos résultats, il n'y a pas de différence avant et après travaux de la diversité génétique du peuplier noir sur l'écotope 2058. Cependant, pour conclure sur la conséquence réelle à plus long terme des travaux sur la diversité génétique, il faudra tester la diversité génétique des semis 2013 survivant après l'hiver. En effet, la diversité génétique peut être identique au niveau de la régénération mais pas au niveau de l'installation à long terme de ces semis.

Conclusions

L'étude des semis de peuplier noir de l'année 2013, sur les îles de Mareau-aux-prés, a montré qu'il existait une différenciation génétique entre écotopes et entre spots de ces semis 2013 mais que celle-ci restait très faible. Cependant, une différenciation plus forte de l'écotope 2057 (spots 57-1, 57-2 et 57-3) avec les autres a été observée, ainsi que pour le spot 61-6 de semis de 2011 au sein de l'écotope 2061. Aucune tendance entre les paramètres génétiques calculés au sein des spots et leur altitude réciproque n'a été observée.

Nos résultats nous permettent de conclure qu'il n'existe pas de structuration spatiale des semis de peuplier noir en 2013, ni de structuration en populations génétiques ou que les différences de la composition génétique sont trop faibles pour détecter la présence de sous-populations génétiques. De plus, aucune différence n'a été détectée avant et après travaux de la diversité génétique sur l'écotope 2058.

D'une part, ces différents résultats peuvent être mis en relation avec le fait que l'année 2013 fut une année atypique, donc exceptionnelle, au niveau de la fluctuation du niveau de la Loire. En effet, l'abaissement tardif du niveau de la Loire en 2013 en relation avec la phénologie de la floraison, nous permet d'émettre l'hypothèse que l'absence de microstructuration spatiale de la diversité génétique des semis 2013 à Mareau-aux-prés est peut être due à l'installation de semis provenant de graines issues d'arbres-mères 'tardifs' (la barre sédimentaire de l'écotope 2058 n'est apparue que mi-juin alors que la déhiscence des graines de peuplier noir a débuté mi-mai). Un point de comparaison avec une autre année serait nécessaire pour conforter cette hypothèse.

D'autre part, les 2 crues estivales du mois d'août (Figure 18) ont pu apporter une deuxième perte de variabilité par l'enfouissement des semis sous de nouveaux sédiments apportés par la dynamique fluviale, ou par leur arrachement suivant l'importance de l'implantation du semis au regard de la texture sédimentaire. Enfin, il serait important d'associer ces travaux avec les travaux de la thèse de Coraline Wintenberger sur le potentiel d'implantation du peuplier noir au regard de la morphologie et de la recolonisation de cette espèce suivant la dynamique fluviale du site (Wintenberger C. 2015).

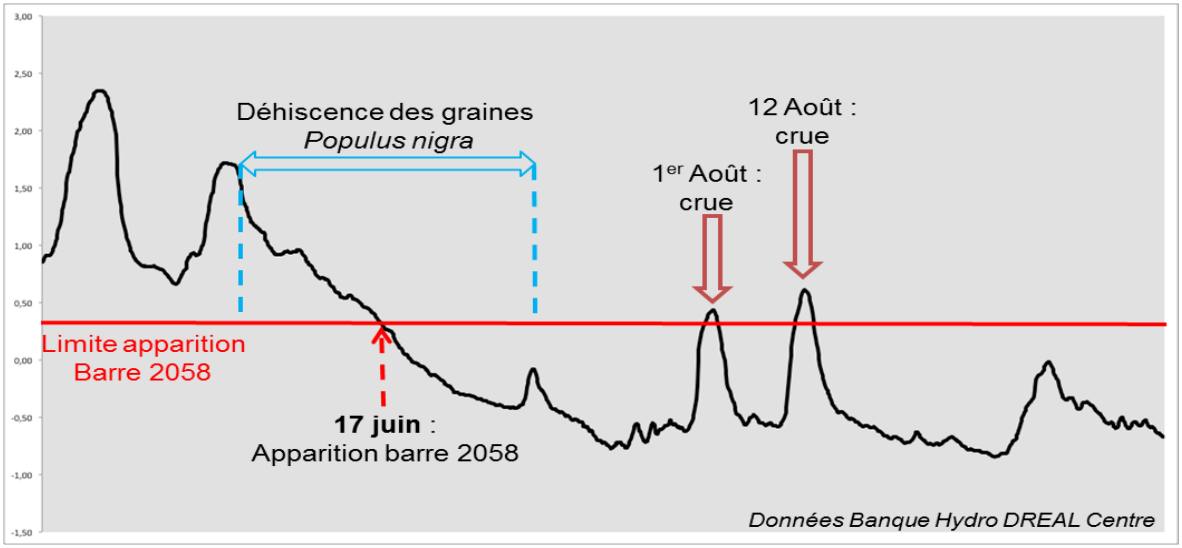


Fig. 18. Hydrogramme du Pont Royal (Orléans) entre mai et septembre 2013

Perspectives

Afin de compléter ce travail, les données des semis de peuplier noir de l'année 2013 devront être comparées à d'autres populations. Au sein de l'INRA d'Orléans (Unité AGPF) des données ADN sont disponibles pour deux populations de peuplier noir adultes : la population de Saint-Privé-St-Mesmin (en amont, SPM, 50 individus) et la population de St-Ay (en aval, 300 individus génotypés). Une analyse supplémentaire de l'ADN des arbres adultes de ilots Mareau-aux-prés permettrait de localiser les arbres-mères des semis, en amont et aval de l'écotope 2058. Enfin, pour un travail à long terme, il serait intéressant d'étudier le devenir des semis 2013 en 2014 et de tester si la diversité génétique des semis ayant passés l'hiver est la même ou a été réduite. Enfin, une nouvelle étude sur la diversité génétique d'un nouvel évenement de régénération serait particulièrement intéressante.

Tâche 2. Inventaire, cartographie et dynamique de recolonisation des Carabidae

Les travaux d'arasement réalisés courant 2012 sur l'un des ilots de la Réserve Naturelle Nationale de Saint-Mesmin (ci-après dénommée RNN) en région Centre-Val de Loire ont constitué une occasion unique de suivre la formation d'un nouvel ilot et d'étudier les conséquences des travaux sur les communautés représentatives de la biodiversité ligérienne et d'acquérir des connaissances sur la recolonisation des milieux insulaires par la biodiversité entomologique associée. Les écosystèmes fluviaux et en particulier les milieux pionniers des grèves sont des milieux uniques pour de nombreux insectes. Parmi ceux-ci, les coléoptères Carabidae sont de bons indicateurs de ces milieux (Lachat *et al.* 2001). Pour cette raison, nous avons choisi les Carabidae comme modèle pour cette étude.

Les principaux objectifs de la tâche 2 étaient de comprendre les règles d'assemblages des espèces de Carabidae en fonction des nouveaux habitats créés au cours de la formation de l'ilot C et d'expliquer le potentiel de dispersion des Carabidae à partir d'habitats sources.

Cette tâche est divisée en deux actions :

Action 2.1 : Etude des assemblages et de la variabilité de cet assemblage dans l'espace et dans le temps des Carabidae présents sur l'îlot avant perturbation par les travaux.

Action 2.2 : Etude des assemblages successifs au cours de la colonisation de l'îlot et comparaison avec les assemblages avant perturbation par les travaux. Comparaison avec les habitats sources sur les berges.

L'Unité de Recherche de Zoologie Forestière de l'INRA Val de Loire a coordonné cette tache réalisée avec la participation de l'équipe EFNO de l'Irstea de Nogent-sur-Vernisson, l'UMR CBGP de Montpellier, et l'association Entomotec. Chacune de ces structures a été associée en fonction de ses compétences et des disponibilités respectives des partenaires impliqués (tableau 1).

Tab. 1 : contribution de chaque partenaire dans la réalisation de la tâche 2

	INRA URZF	Irstea	CBGP	Entomotec
conceptualisation de l'étude	X	X	X	X
caractérisation des habitats	X	X		
conception du piège d'échouage				X
expérimentations 2012	X			
expérimentations 2013	X	X		
expérimentations 2014	X	X		
Tri des échantillons	X			
Déterminations des échantillons	X			X
Mise à disposition d'une collection de référence, des ouvrages et publications taxinomiques				X
analyses des données	X		X	
rédactions scientifiques	X	X	X	X

1. Matériels et méthodes

1.1 Choix des Carabidae comme modèle d'étude

Les invertébrés sont des organismes clés dans le fonctionnement des écosystèmes (Coleman et Hendrix 2000). Parmi ceux-ci, les insectes représentent plus de la moitié des êtres vivants connus sur la planète avec près d'un million d'espèces recensées, soit environ 80% des espèces animales (Villemant et Blanchot 2004). Les Coléoptères forment le plus vaste ordre des insectes, avec environ trois cent mille espèces à travers le monde (Leraut et Mermet 2003) et environ 9600 espèces en France (Martinez et Gauvrit 1997). C'est un groupe important de la faune du sol, où ils sont largement représentés par une famille : les Carabidae (Dajoz 2007). Les coléoptères Carabidae sont des insectes dont la taille varie assez largement d'une espèce à l'autre. Certains Carabidae peuvent atteindre 40mm de long (*e.g. Procrustes coriaceus* L.), tandis que d'autres espèces n'excèdent pas 5mm (*e .g. Dyschiriodes globosus* Herbst). La plupart des espèces sont prédatrices et s'attaquent aux Mollusques (*e.g. Cychrus* spp.), aux Collemboles (*e.g. Leistus* spp., *Notiophilus* spp.) aux vers de terre (*e.g. Abax* spp.), ainsi qu'à d'autres invertébrés sous forme adulte ou larvaire (Barker 2004; Luff 2007). Certaines espèces sont des zoophages prédominants et ont un régime carnivore à plus de 90% (Dajoz 2002). Quelques espèces sont phytophages (*e.g. Zabrus tenebrioides*) et consomment essentiellement les graines et les inflorescences (Honek *et al.* 2003; Honek *et al.* 2006; Saska *et al.* 2010; Tooley et Brust 2002). Au-delà de ces critères, les Carabidae constituent :

1.1.1 Un groupe emblématique des études scientifiques en écologie

Le nombre important de Carabidae présents en France, avec plus de 1000 espèces (Coulon *et al.* 2000), la bonne connaissance taxinomique de ce groupe (Coulon *et al.* 2011b), la diversité des milieux qu'ils colonisent, leur relative abondance, la connaissance de leur écologie (Desender *et al.* 2010; Thiele 1977; Valemberg 1997), l'usage de méthodes de capture simples, reproductibles et efficaces (Work *et al.* 2002) sont des critères décisifs dans leur choix comme modèle d'étude. De plus, Ils se sont montrés être de bons indicateurs biologiques de la nature du sol, de l'hygrométrie, de la couverture, du niveau trophique et des types d'habitats (Paillet 2007; Rainio et Niemela 2003), ainsi que de leurs perturbations (Avgn et Luff 2010). Ils ont déjà été utilisés dans un certain nombre d'études de biodiversité en forêt (Magura *et al.* 2001; Richard 2004), en peupleraies (Allegro et Sciaky 2003; Denux *et al.* 2007; Elek *et al.* 2010) ou en milieux agricoles (Holland *et al.* 2012; Liu *et al.* 2010; Sonoda *et al.* 2011), mais aussi en milieu alluvial (Januschke *et al.* 2011; Lambeets *et al.* 2008). Dans les zones alluviales, les bancs de sable et de graviers sont importants pour un certain nombre d'espèces de Carabidae (Lachat *et al.* 2001) qui sont de bons bioindicateurs de la gestion et de la restauration des écosystèmes fluviaux (Gerisch *et al.* 2006; Januschke *et al.* 2011).

1.1.2 Une faune caractéristique des habitats rivulaires

Les Carabidae ont conquis presque tous les milieux terrestres de la planète, de la zone intertidale jusqu'en haute montagne, mais également dans la profondeur des grottes et les zones arctiques (Dajoz 2002). Les berges et îles de rivière hébergent notamment des cortèges de Carabidae ripicoles (sur les bords des eaux) et pélophiles (sur les vases humides) spécifiques des stades pionniers que constituent les milieux rivulaires nus, nouvellement formés ou arasés par les crues et encore dépourvus de végétation : bancs de sable, grèves, vasières (Bigot et Gautier 1981; Coulon *et al.* 2000) . Ainsi, certaines espèces de Carabidae apparaissent étroitement associées aux micro-habitats générés par le régime d'inondation ou le mode de gestion de cours d'eau européens (Gerisch *et al.* 2006; Van Looy *et al.* 2005).

En bord de Loire plusieurs espèces sont caractéristiques de ces milieux pionniers, parmi lesquelles *Omophron limbatum* (fig. 1a) et *Chlaenius spoliatus* (fig. 1b), deux espèces déterminantes en région Centre (DREAL Centre 2012).

A B

Fig. 1 : habitus d'*Omophron limbatum* (A) et de *Chlaenius spolaitus* (B)

1.1.3 Une réponse aux perturbations sous forme de succession

Différentes études ont montré que les Carabidae étaient de bons modèles pour comprendre les perturbations ou les successions d'espèces dans les milieux agricoles (Hance 2002; Holland et Reynolds 2003), forestiers (Kwiatkowski 2011; Richard *et al.* 2004; Winter 1980) ou rivulaires (Lambeets *et al.* 2008). L'arasement de l'île allait provoquer la destruction totale de ses habitats, ainsi que les communautés de Carabidae associées. La formation progressive d'un nouvel ilot constituait une opportunité d'observer les règles d'assemblage et de successions des espèces de Carabidae, dans une expérience grandeur nature de formation de nouveaux habitats (Drake 1990).

1.1.4 Des modes de colonisation variés en fonction de la biologie des espèces

Trois modes de colonisation sont connus pour les milieux rivulaires: (i) la colonisation par la voie aérienne pour les espèces capable de voler, (ii) par la voie terrestre (marche) pour les espèces qui se trouvent en connectivité terrestre à l'étiage, (iii) par la voie fluviale pour les espèces emportées par les eaux (Kotze *et al.* 2000).

L'étude des communautés de Carabidae sur des îles situées dans des archipels maritimes, des polders ou des lacs a montré que la colonisation des îles par les Carabidae ne s'expliquait pas par un simple processus d' "échantillonnage passif", par tirage aléatoire d'espèces du pool continental en fonction de la taille de l'île, mais que cette colonisation dépendait de divers facteurs, parmi lesquels les types d'habitats disponibles sur l'île, les caractéristiques biologiques et écologiques des espèces (notamment leur capacité de dispersion et leur compétitivité) et l'ordre d'arrivée des espèces (Kotze *et al.* 2000; Niemela 1988a, b; Niemela *et al.* 1985; Ranta et As 1982; Ulrich et Zalewski 2007). Les îles étudiées en mer ou dans des polders abritent notamment plus d'espèces généralistes, et plus d'espèces de petite taille que le continent (As *et al.* 1997; Kotze 2008; Ranta et As 1982). Par ailleurs, même si l'on pourrait s'attendre à une plus forte colonisation des îles par les espèces les plus dispersives, et donc ailées (den Boer 1977), les patrons observées tendent à démontrer le contraire : les îles étudiées abritent plus d'espèces sans ailes que le continent (Kotze *et al.* 2000; Zalewski et Ulrich 2006).

Parmi ces études, peu excepté Ranta et As (1982) ont pris en compte l'aspect dynamique de la colonisation des îles par les Carabidae. En outre, aucune d'entre elles n'a pu suivre, en temps réel, les processus d'assemblage de communautés de Carabidae au cours de la formation d'une île. C'est ce que nous nous proposons de faire dans le cadre de ce projet.

1.2 Choix des habitats et des zones d'étude

En 2012, nous avons recherché et essayé de cartographier à partir d'orthophotos (source IGN, année 2006) les habitats naturels présents sur l'ensemble des ilots de la RNN (habitats sources potentielles) et en amont et en aval sur la Loire (habitats comparables) sur une distance d'environ 50 km de la

RNN. Une simulation cartographique a été réalisée afin de s'assurer de la possibilité d'échantillonner les habitats potentiels sur l'ensemble de la zone d'étude et plus particulièrement sur le proche environnement de la RNN (figure 2).

Nous avons ensuite défini à partir de notre expérience et de la littérature les types d'habitat pionniers présents sur l'ilot C de la RNN avant son arasement et caractéristiques de l'entomofaune Carabidae ligérienne. Nous avons sélectionné les plus fréquents et les mieux répartis : gravier humide, gravier sec, sable humide, sable sec, vase et dépôt, fente de retrait, milieu enherbé et taillis de peuplier. (Figure 3).

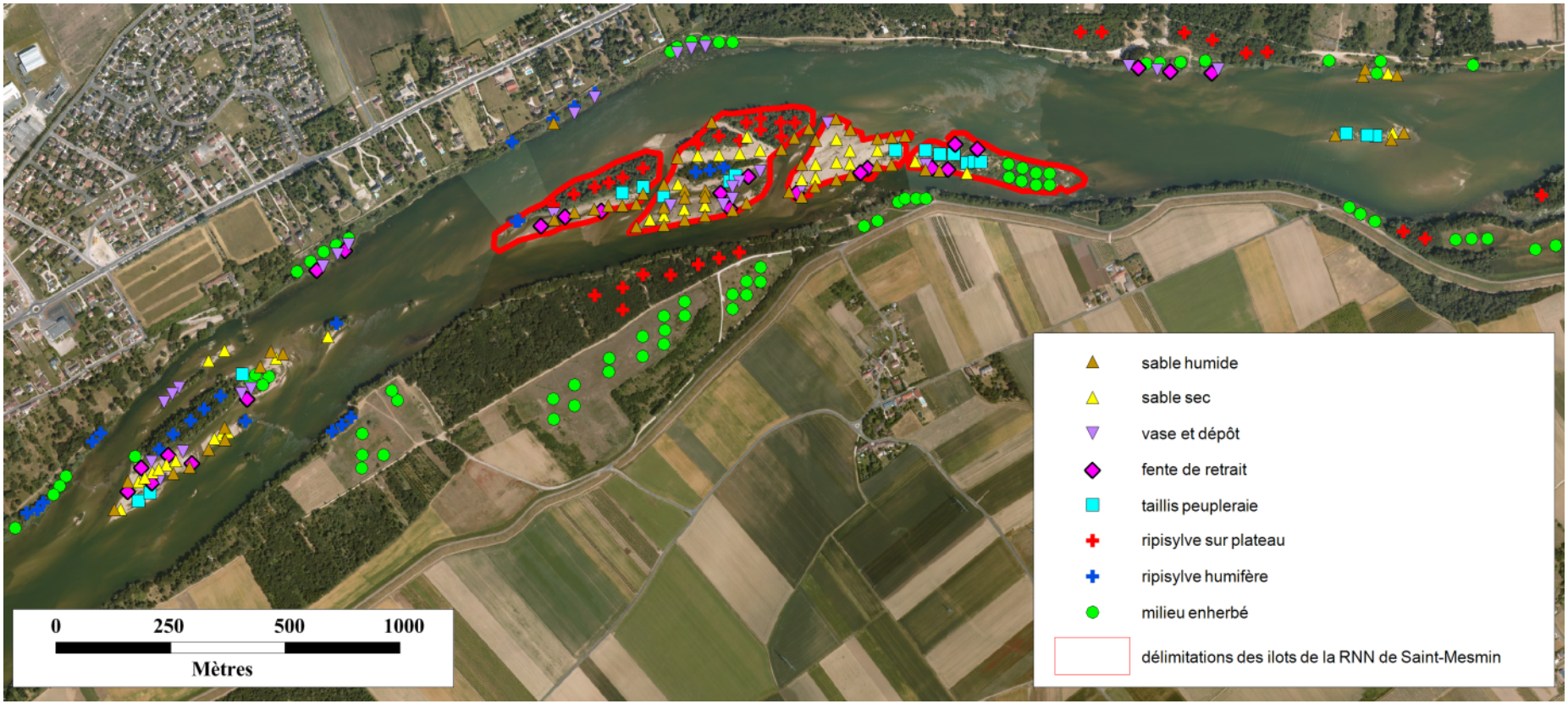


Fig. 2 : simulation d'un échantillonnage des habitats naturels présents dans le proche environnement de la RNN

Gravier humide

Gravier sec

Sable humide

Sable sec

Vase et dépôt

Fente de retrait

Milieu enherbé

Taillis de peuplier

Fig. 3 : habitats ligériens retenus pour l'étude des Carabidae

Des prospections sur le terrain ont permis de valider in fine nos zones d'études. Les zones retenues ont été les autres ilots de la RNN, Sandillon à environ 24km en amont de la RNN et Beaugency à environ 12 km en aval de la RNN (figure 4). En 2013, les piégeages des habitats situés dans le secteur de Beaugency ont subi de nombreux problèmes de vandalisme qui nous ont conduit à rechercher un autre site en aval de la RNN. De nouvelles prospections nous ont permis de sélectionner un site naturel situé aux abords de la commune de Muides-sur-Loire (environ 30 km en aval de la RNN).

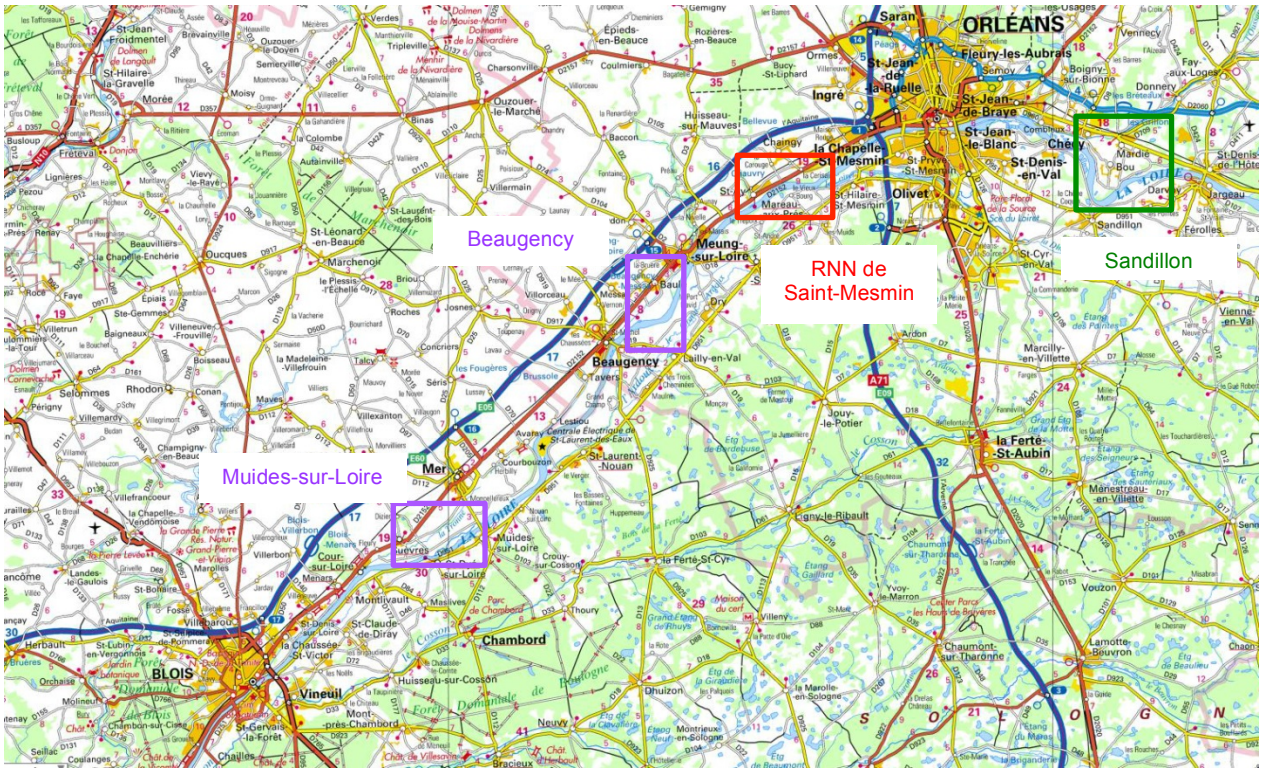


Fig. 4 : localisation des zones d'étude le long de la Loire

Les habitats comparables à ceux de la RNN, échantillonnés en amont (Sandillon) et en aval (Beaugency et Muides-sur-Loire), sont situés sur des grèves connectées aux bergers en dehors des périodes de crue.

L'accès et le transport du matériel d'échantillonnage sur les ilots de la RNN et sur le site de Muides-sur-Loire ont nécessité l'utilisation d'un bateau rigide (équipé d'un moteur thermique de 6cv) et d'un canoé. Les sites de Sandillon et de Beaugency étaient quant à eux totalement accessibles par voie terrestre en dehors des périodes de crue.

Une autorisation individuelle de circulation a été accordée par le Conseil Général du Loiret pour nous permettre de circuler en voiture sur le domaine public fluvial de Loire et nous rendre ainsi sur les sites d'études loiretains (annexe 1).

1.3 Echantillonnage des Carabidae

1.3.1 Méthodes d'échantillonnage

Les coléoptères Carabidae peuvent se disperser selon plusieurs modes : la marche, le vol, le transport passif via le substrat (*e.g.* déplacement de terre dans le cadre d'un chantier) et le transport actif ou passif sur l'eau notamment lors de crues. Nous avons étudié les principales voies de

recolonisation de l'ilot C après son arasement, en utilisant des techniques éprouvées (*e.g*. Barber) et novatrice (*e.g.* piège d'échouage).

L'inventaire des Carabidae au sol a été réalisé à l'aide de deux dispositifs standardisés : piège Barber et quadrat de prélèvement.

Le piège d'interception de type Barber (ou piège à fosse) est la méthode d'échantillonnage des Carabidae la plus largement utilisée (Work et al. 2002). Ce piège est formé de deux gobelets cylindriques en plastique imbriqués l'un dans l'autre (figure 5a), afin de permettre un démoulage essai lors des récoltes, que l'on dispose au ras du sol. Le piège est rempli au tiers par une solution conservatrice de mono-propylène glycol à 20% saturée en sel. Un agent mouillant est ajouté afin d'abaisser la tension superficielle du mélange, les insectes coulent ainsi au fond du piège où ils se noient. Chaque piège est protégé des précipitations et des chutes de débris végétaux par un toit en contre-plaqué, maintenu à environ 5 cm au-dessus du sol.

Les pièges Barber ont été installés à une distance minimum de 10 m les uns des autres, pour éviter des éventuels effets inter-piège. Chaque piège Barber a été géo-référencé. Plusieurs paramètres ont été renseignés à la pose et au relevé des pièges : le type et la surface de l'habitat, la distance au point d'eau le plus proche et différents paramètres microenvironnementaux dans un rayon d'un mètre autour du piège (humidité du sol, proportion des différents éléments du sol en surface, pourcentage de couverture végétale). Une photo du piège (orthophoto) et deux photos de son environnement ont été systématiquement prises.

Les Carabidae ripicoles et pélophiles, très fréquent en bord de Loire, comportent de nombreuses espèces peu capturées au piège Barber (*e.g.* espèce de petite taille). Des prélèvements par quadrat (Figure 5b) ont également été réalisés pour compléter les prélèvements par piège Barber et obtenir la meilleure image possible de l'entomofaune Carabidae présente sur les habitats échantillonnés. Cette méthode a déjà montré son intérêt pour cette faune particulière (Bigot et Gautier 1981; Dajoz 2002).

Les échantillons ont été prélevés à l'aide d'un cadre métallique carré de 0,25 m^2 appliqué rapidement sur le sol pour limiter la fuite des invertébrés (Andersen 1995). Les individus ont été capturés avec cette technique suivant trois actions complémentaires : (i) les individus directement visibles ont été immédiatement capturés à vue à l'aide d'un aspirateur à bouche. (ii) une orthophoto du quadrat a été réalisée afin de définir a posteriori les différents paramètres microenvironnementaux. (iii) La surface du quadrat a ensuite été arrosée afin de provoquer un phénomène de sortie et de fuite de certaines espèces. (iv) Les pierres, graviers et débris superficiels ont été enlevés à la main pour y extraire les individus logés en dessous.

A

B

C

D

Fig. 5 : techniques d'échantillonnage des Carabidae. (a) Barber (b) quadrat (c) polytrap, (d) piège d'échouage

Les Carabidae se déplaçant par voie aérienne ont été échantillonnés via des pièges d'interception de type polytrap (figure 5c). Ce type de piège ne permet pas d'associer les espèces à leur micro-habitat (Nageleisen et Bouget, 2009), mais peut apporter des informations utiles sur l'action de vol de certaines espèces. Ces pièges ont été installés sur des arbres à des endroits jugés stratégiques pour l'interception des Carabidae volants.

Un piège d'échouage (figure 5d) a été développé au cours de l'étude afin de recueillir d'éventuels Carabidae emportés par **voie fluviale** sur la Loire et pouvant ainsi s'échouer sur l'ilot C de la RNN de Saint-Mesmin. Ce dispositif inédit a nécessité de nombreux mois de développement. Il permet de recueillir les éléments flottant sur l'eau (insectes, propagules végétales, etc.) en suivant, via une translation verticale sur un axe, la ligne d'eau au gré des fluctuations de la Loire (figure 6).

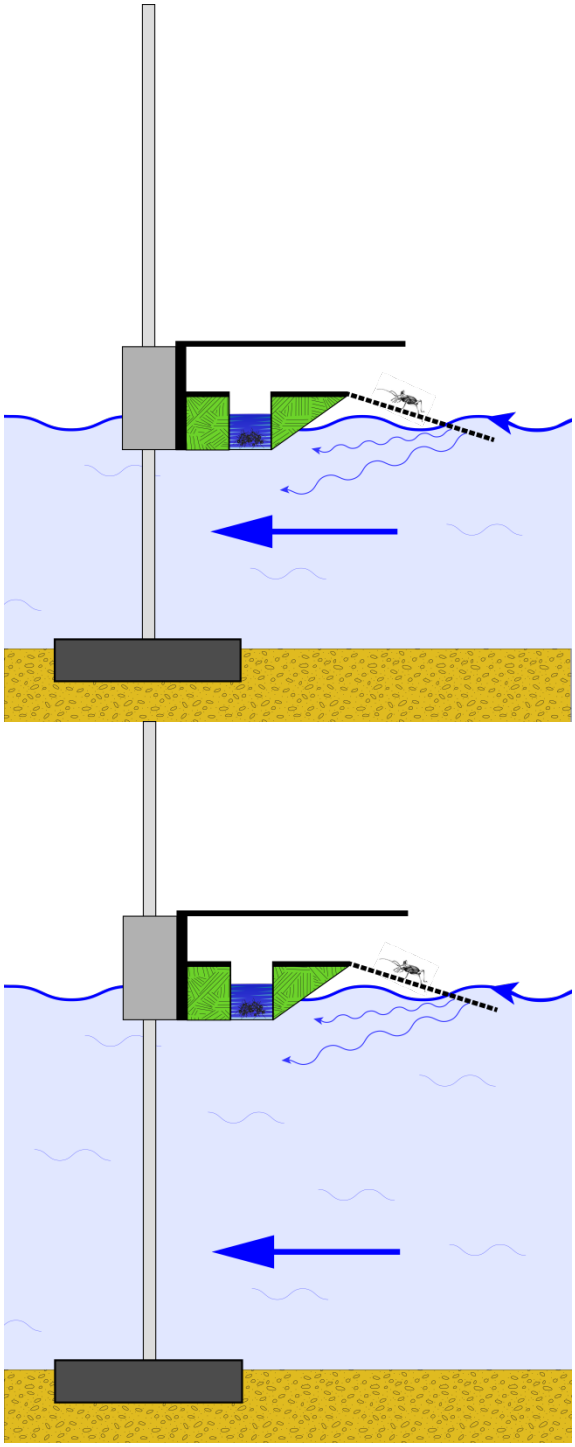


Fig. 6 : schéma du piège d'échouage et translation verticale de celui-ci en fonction de la hauteur d'eau
Légende : la flèche bleue indique le sens du courant

Sa flottabilité et sa stabilité ont été testées avec succès sur étang puis sur la Loire en 2014 et 2015. Les crues importantes de la Loire n'ont pas permis de l'utiliser en routine et de vérifier son efficacité dans l'interception d'individus flottant à la surface de l'eau.

Durant la période d'échantillonnage aucun étiage suffisant n'a permis une connectivité terrestre entre l'ilot C et les autres ilots de la RNN ou les berges. Le dispositif de piégeage envisagé pour intercepter les Carabidae migrant par voie terrestre à l'étiage (piège barrière) n'a donc pas pu être utilisé dans le cadre de l'étude.

1.3.2 Puissance d'échantillonnage et périodicité des relevés

L'échantillonnage a été réalisé en favorisant la zone cœur de l'étude, à savoir l'ilot C (Tableau 2). En 2012, seul l'ilot C a été échantillonné avant son arasement. A minima et lorsque que cela a été possible, nous avons réalisé 8 répétitions à l'aide de piège Barber et 10 répétitions par quadrat pour chaque habitat. De 2013 à 2014, nous avons échantillonné les autres ilots de la RNN ainsi que des sites amont et avals, avec 5 pièges Barber par habitats et 10 quadrats par habitats pour chaque site étudié.

Tab. 2. Dispositif d'échantillonnage théorique en fonction des sites étudiés

		site amont	RNN de Saint-Mesmin			sites aval	
année	méthode	Sandillon	ilot a et B	ilot C	ilot D	Beaugency	Muides-sur-Loire
2012	Barber			8 répétitions / habitat			
	Quadrat			10 répétitions / habitat			
	Polytrap			3 répétitions			
2013	Barber	5 répétitions / habitat	5 répétitions / habitat	5 répétitions / habitat	5 répétitions / habitat	5 répétitions / habitat	
	Quadrat	10 répétitions / habitat	10 répétitions / habitat	10 répétitions / habitat	10 répétitions / habitat	10 répétitions / habitat	
	Polytrap	2 répétitions	3 répétitions		3 répétitions	2 répétitions	
2014	Barber	5 répétitions / habitat	5 répétitions / habitat	5 répétitions / habitat	5 répétitions / habitat		5 répétitions / habitat
	Quadrat	10 répétitions / habitat	10 répétitions / habitat	10 répétitions / habitat	10 répétitions / habitat		10 répétitions / habitat
	Polytrap	2 répétitions	3 répétitions		3 répétitions		2 répétitions

Les échantillonnages ont pris en compte les évolutions saisonnières de la Loire et notamment le déplacement de la ligne d'eau et la création de nouveaux micro-habitats (*e.g.* fente de retrait). De nouveaux points d'échantillonnages par Barber ont donc été créés au cours des campagnes d'échantillonnage successives en fonction du déplacement de la ligne d'eau et de la création ou disparition de micro-habitats.

Les relevés ont été réalisés de juillet à septembre, avec une périodicité de 2 semaines. Les élévations du niveau de la Loire nous ont cependant poussé à moduler, pour des raisons de sécurité, la fréquence des relevés entre 11 et 31 jours.

1.3.3 Détermination des Carabidae et validation des échantillons

Le contenu de chaque piège a été intégralement récupéré dans des pots, puis congelé dans les laboratoires de l'URZF afin d'assurer une parfaite conservation. Une fois trié, les coléoptères Carabidae ont été isolés et placés dans des tubes avec de l'alcool à 70°C. La détermination des individus a été réalisée sous stéréomicroscope, à l'aide de la collection de référence d'Entomotec et de la littérature spécialisée (faunes et publications taxinomiques françaises et étrangères). Si

nécessaire, les organes sexuels mâles et femelles (genitalia) ont été étudiés pour permettre l'identification des espèces. Après l'identification et comptage, et à l'exception de quelques individus préparés pour une mise en collection, les Carabidae ont été conservés en alcool à 70° au congélateur afin de permettre une préservation optimale des espèces les plus délicates et d'effectuer, si besoin, un retour sur l'identification a posteriori.

Nous avons exclu des analyses les échantillons où aucun Carabidae n'a été répertorié et les pièges Barber ayant subi une perturbation (*e.g.* chapeau couché, piège noyé).

Compte tenu des difficultés sur le terrain pour trouver suffisamment de répétitions, des crues répétées en 2013 et 2014 qui ont emporté de très nombreux pièges Barber, du vandalisme sur le dispositif mis en place à Beaugency en 2013 et des critères de sélection de nos échantillons, seule une partie des pièges Barber, des quadrats et des polytraps a été validée pour les analyses (Annexe 2). Au final, 470 échantillons Barber, 179 quadrats et 11 polytraps ont été validés et utilisés pour les analyses.

Les Carabidae présents dans certains échantillons non validés ont cependant été identifiés afin de compléter la liste des espèces présentes sur les sites d'études, et de conforter la valeur de ces sites en termes de patrimonialité et d'intérêt régional.

1.4 Recueil des données biologiques et écologiques

Les données biologiques et d'écologie ont été recherchées puis synthétisées pour toutes les espèces (tableau 3) à partir des informations obtenues dans les ouvrages et publications entomologiques suivants : (Bousquet 2010; Coulon 2005; Coulon *et al.* 2011a, b; Jeannel 1941; Jeannel 1942; Larochelle et Lariviere ; Lindroth 1992; Luff 1998; Luff 2007; Luka *et al.* 2009; Valemberg 1997).

Tab. 3. Paramètres recherchés pour les coléoptères Carabidae

paramètres	modalités
taille	minimum, maximum, moyenne
ouverture du milieu	ouvert, fermé, ubiquiste
substrat	sable, cailloux et graviers, terre, humus…
valeur écologique	sténoèce, euryèce
humidité	sténo-hygrophile à sténo-xérophile
développement alaire	macroptère, polymorphe, microptère-aptère
action de vol	oui, non

1.5 Analyses statistiques et spatiales

Les données d'abondance du cortège d'espèces de Carabidae ont été analysées à l'aide de différentes méthodes pour (1) explorer la variation de structure des communautés notamment en fonction des habitats, (2) identifier les espèces indicatrices de certains milieux, et (3) appréhender le patron de richesse spécifique entre habitats.

Les analyses statistiques ont été réalisées à l'aide du logiciel R (R Developpment Core team 2013). Le seuil de significativité des tests utilisés était de $\alpha = 0,05$.

Nous avons évalué la robustesse de notre effort d'échantillonnage à l'aide de courbes de richesse cumulée qui représentent le nombre d'espèces inventoriées en fonction du nombre d'observations cumulées. Plus la courbe se rapproche d'une asymptote (palier), plus l'échantillonnage peut être considéré comme exhaustif. Ainsi la courbe sert à évaluer le degré d'exhaustivité de l'échantillonnage. Elle permet aussi de comparer différents sites d'étude à effort d'échantillonnage standardisé (Dauffy-Richard et Archaux 2007).

Nous avons évalué la richesse spécifique potentielle à l'aide d'estimateurs qui permettent d'obtenir une représentation du nombre d'espèces présentes sur un site donné à partir d'une interpolation des données collectées. Plusieurs estimateurs sont proposés dans la littérature pour obtenir une

estimation de cette richesse spécifique (Shen et He 2008), parmi lesquels Chao, Jackknife 1, jackknife 2 et Bootstrap. Nous avons choisi l'estimateur Bootstrap dans cette étude. Les courbes de richesses cumulées et les estimations de richesse spécifique ont été réalisées en utilisant le package Vegan v 2.0-10 (Dixon 2003; Oksanen *et al.* 2013).

Le test non paramétrique de Wilcoxon a été utilisé pour comparer les différences d'abondances des espèces entre les différents habitats échantillonnés avant et après l'arasement de l'ilot C.

Les assemblages de Carabidae avant et après arasement pour chacun des habitats retrouvés, ont été comparés via des mesures de similarité. Seules ont été pris en compte les données de présence ou d'absence des espèces, indépendamment de leur abondance et en ne tenant pas compte des doubles absences entre relevés qui ne doivent pas être interprétées comme une ressemblance entre deux relevés (Borcard *et al.* 2011). Nous avons choisi l'indice de similarité de Jaccard et utilisé le package Vegan pour les calculs (Gardener 2014; Oksanen *et al.* 2013).

Nous avons cherché à définir les espèces indicatrices des habitats échantillonnés en utilisant l'index IndVal, développé par Dufrene etLegendre (1997). Dans ce test, une espèce est indicatrice si elle est à la fois typique d'un groupe d'habitats (et peu représentée dans les autres habitats) et si elle est fréquente dans les relevés de cet habitat (fidélité à l'habitat). Nous avons utilisé le package labdsv (Roberts 2015) pour calculer l'index IndVal.

Pour appréhender la variation de composition des différents habitats étudiés et la structure des communautés de Carabidae, nous avons employé l'Analyse en Composantes Principales (ACP) sur variables instrumentales comme méthode multivariée. Cette méthode d'analyse est employée pour traiter les tableaux de données quantitatives, typiques en écologie (Legendre et Legendre 1998). L'ACP nous a permis d'identifier les espèces caractéristiques des différents habitats étudiés et d'appréhender les différences inter-habitats en termes d'assemblage d'espèces.

L'autocorrélation spatiale est l'absence d'indépendance entre observations géolocalisées. Ainsi, on constate très souvent que les variables spatialisées sont soumises à des dépendances spatiales (ou interactions spatiales), qui sont d'autant plus fortes que les localisations sont plus proches : "everything is related to everything else, but near things are more related than distant things" (Tobler, 1970).

Nous avons testé la présence d'autocorrélation spatiale pour chaque espèce de Carabidae et dans chaque site à l'aide des corrélogrammes de Moran (Samalens et Rossi 2011). Seules les espèces ayant une fréquence supérieure ou égale à 30 individus et seuls les sites avec a minima 30 points d'échantillonnage ont été pris en compte. La présence d'une structuration spatiale statistiquement significative est testée par un test de Monte Carlo (au seuil de 5%).

2. Résultats

2.1 Résultats généraux 2012-2014

Nous présentons ici les résultats obtenus sur l'ensemble des sites d'étude, depuis l'amont (Sandillon), la RNN de Saint-Mesmin et l'aval (Beaugency et Muides-sur-Loire). L'objectif est de fournir une représentation globale des caractéristiques des Carabidae ligériens à-même de recoloniser l'ilot C après son arasement.

2.1.1 Point méthodologique : puissance d'échantillonnage et comparaison Barber / Quadrat

Les piégeages par Barber et par quadrat ont constitué les deux méthodes principales d'échantillonnage de cette étude. Notre échantillonnage peut être jugé représentatif, même si un certain nombre d'espèce peut encore être potentiellement capturé sur ces habitats. En effet, les courbes de richesse cumulées des habitats échantillonnés par Barber ou quadrat n'atteignent pas l'asymptote, mais présentent un infléchissement plus ou moins marqué (figure 7).

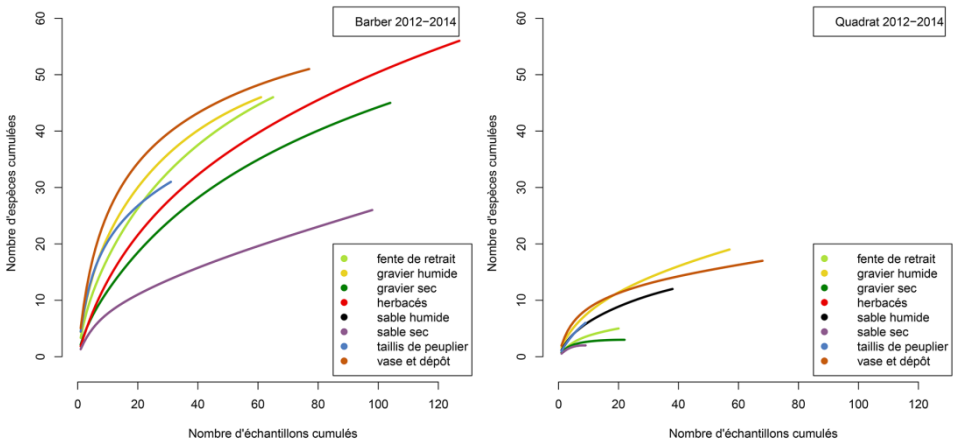


Fig. 7 : courbes de richesse cumulée par habitat et par méthode (Barber ou quadrat) sur l'ensemble des sites étudiés

Plus globalement, pour un même effort d'échantillonnage, la richesse en espèce semble augmenter graduellement depuis les habitats les plus xériques (sable et gravier sec) vers les habitats les plus humides (gravier humide et vasière).

Soixante-deux espèces ont été prises uniquement par Barber et 3 ont été capturées uniquement avec la méthode des quadrats. Il s'agit de deux Carabidae de très petite taille (*Notaphus varius, Trepanes articulatus*) et d'une espèce moyennement petite mais au comportement endogé (*Dyschiriodes nitidulus*), plus difficiles à échantillonner par Barber du fait de la bordure du piège qui peut présenter une surépaisseur ou dont le contact avec le substrat peut être discontinu, empêchant ainsi la tombée des insectes dans le piège.

La méthode des Barber s'est avérée plus efficace pour estimer la richesse spécifique que celle des quadrats (figure 8). A chaque fois que les deux méthodes ont été utilisées, le nombre d'espèces détecté est supérieur par Barber qu'avec les quadrats (*e.g.* 3 fois plus sur vase et dépôt; 9,2 fois plus pour les fentes de retrait; et 13 fois plus pour les sables secs).

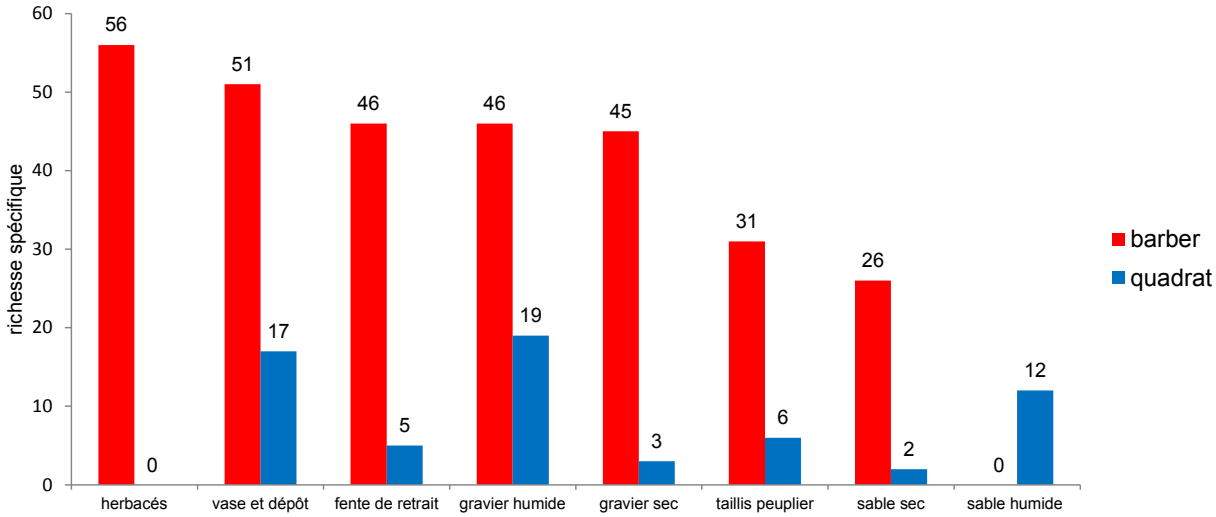


Fig. 8 : richesse spécifique comparée entre Barber et quadrat pour chaque habitat échantillonné

Les différences de durée de piégeage peuvent en partie expliquer la supériorité des Barber : les pièges Barber ont piégé durant une période de 11 à 31 jours consécutifs, tandis que les échantillonnages par quadrats constituent un instantané. De fait, l'échantillonnage par Barber semble plus intéressant qu'avec celui réalisé par quadrat pour l'étude des Carabidae ligériens, puisqu'il permet de collecter plus d'espèces et d'individus et cela plus facilement. Ce résultat corrobore ceux obtenus par Corti *et al.* (2013).

L'échantillonnage réalisé par Barber permet d'obtenir une image des coléoptères Carabidae beaucoup plus complète que celle offerte par les quadrats (en nombre d'individus et en nombre d'espèces).

2.1.2 Richesse, abondance, patrimonialité et intérêt régional

L'échantillonnage réalisé par Barber, quadrat et polytrap a permis d'identifier 99 espèces de coléoptères Carabidae (avec un total de 8749 individus), sur l'ensemble des sites entre 2012 et 2014 (Annexe 3). Huit individus n'ont pas pu être identifiés à cause de difficultés taxinomiques. Il s'agit de deux espèces de *Dyschiriodes* (en exemplaire unique) et d'une espèce d'*Agonum* noir (6 individus). La RNN comptabilise 79 espèces pour un total de 5683 individus identifiés.

La richesse spécifique est très variable entre les différents habitats échantillonnés. Elle varie de 12 espèces pour les sables humides à 56 espèces pour les milieux herbacés (figure 9). L'estimation par Bootstrap de la richesse spécifique sur ces habitats présente les mêmes tendances.

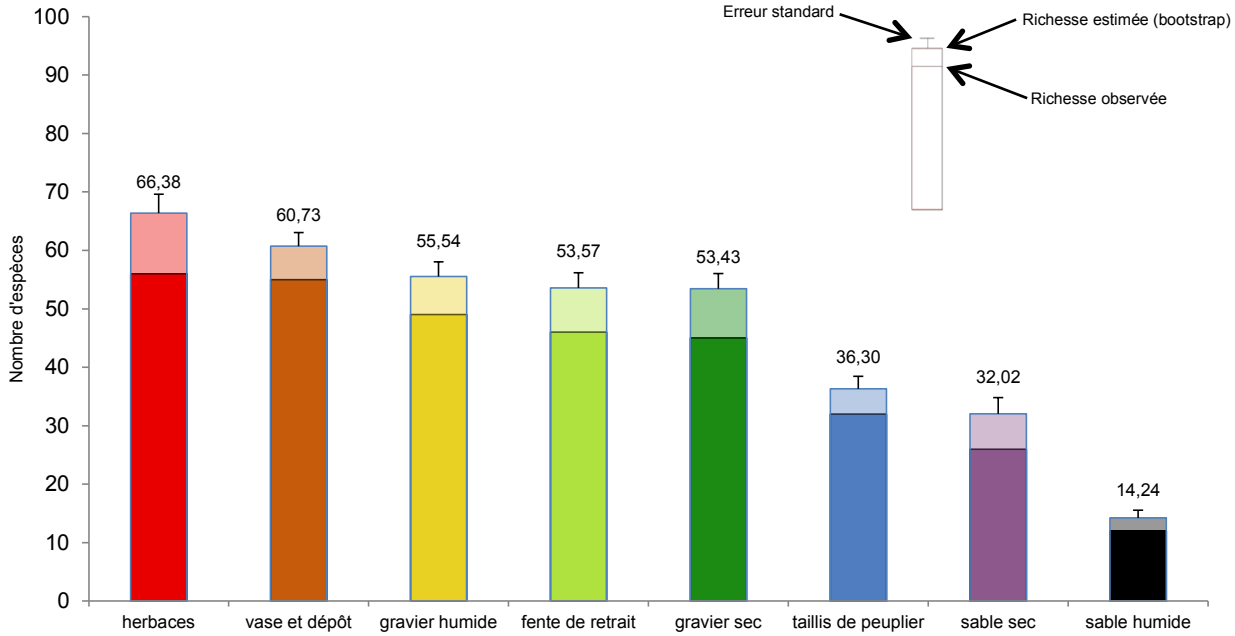


Fig. 9 : richesse spécifique par habitat sur l'ensemble des sites étudiés par barber et quadrat

Cette importante différence dans la richesse en espèce des habitats est due en partie à des contraintes d'échantillonnage. Le nombre d'échantillons récoltés a été variable au cours des périodes d'échantillonnages entre les différents habitats. Du fait de la difficulté pour trouver suffisamment de répétitions par type d'habitat mais aussi des destructions des pièges Barber d'origine anthropique ou par submersion lors des crues estivales, certains habitats ont été moins échantillonnés que d'autres. Les courbes de richesse cumulée (figure 7) montrent que l'échantillonnage de certains habitats est ainsi sous-évalué (*e.g.* taillis de peuplier, sable humide).

Une espèce, *Princidium punctulatum*, domine très largement l'assemblage carabidologique des habitats ligériens échantillonnés par barber sur l'ensemble des sites (figure 10). Elle représente, à elle-seule, 26,6% des individus récoltés. Deux autres espèces sont également très présentes, avec 13,9% pour *Lionychus quadrillum* et 11,1% pour *Ocydromus femoratus*. Ces trois espèces, caractéristiques des bords de Loire, représentent plus de la moitié des individus récoltés (51,7%). Sept espèces ont une abondance comprise entre 2% et 5% (*Bembidion quadrimaculatum, Notaphus semipunctatus, Poecilus cupreus, Elaphrus riparius, Agonum marginatum, Chlaeniellus vestitus, Ocydromus tetracolus*). Les 82 autres espèces échantillonné par Barber sont globalement en faible effectif et ensemble ne représentent que 23,7% du total des individus capturés.

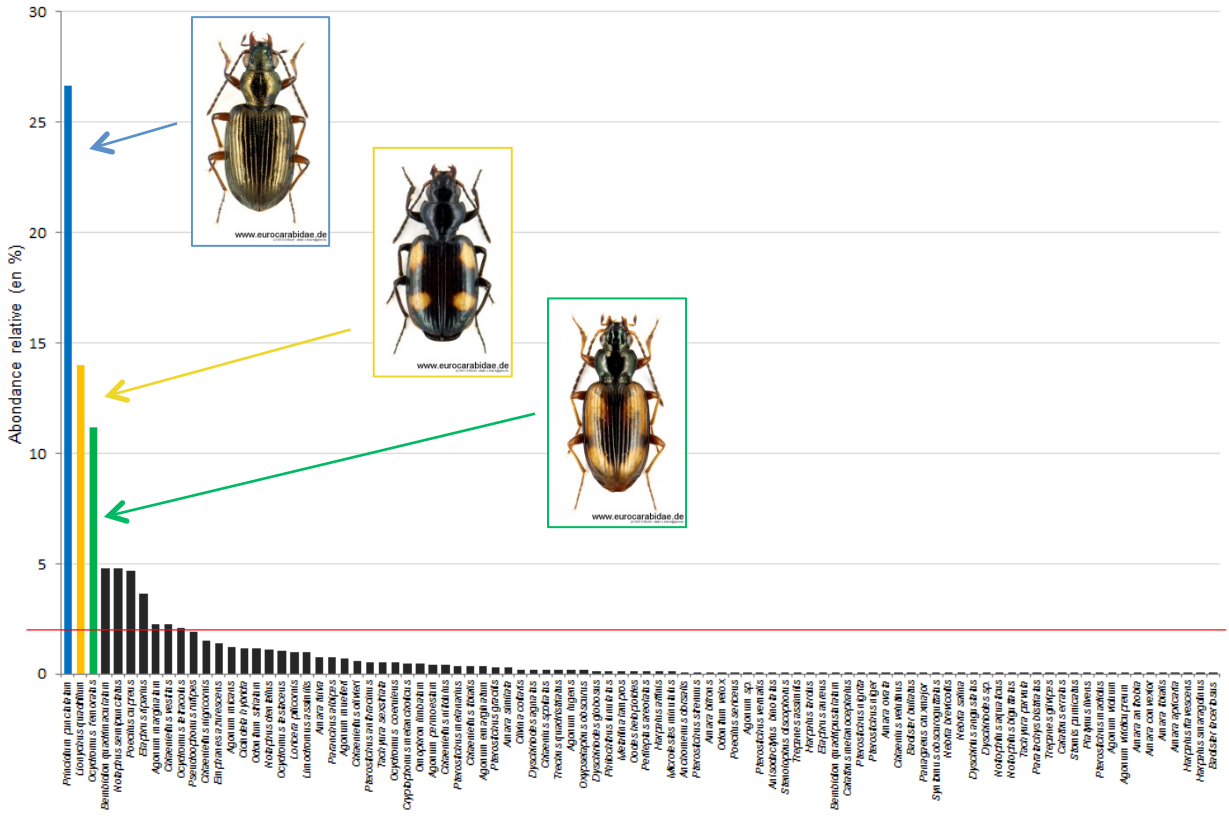


Fig. 10 : abondance relative des coléoptères Carabidae capturés à l'aide de pièges Barber sur l'ensemble des sites. Légende : la ligne rouge représente un seuil de 2%

Parmi les espèces identifiées, 6 sont classées comme déterminantes en région Centre-Val de Loire (DREAL Centre 2012) et sont typiques des milieux ligériens : *Elaphrus aureus*, *Omophron limbatum*, *Odontium velox, Poecilus lepidus*, *Chlaenius spoliatus* et *Chlaeniellus olivieri* (figure 11).

Elaphrus aureus

Omophron limbatum

Odontium velox

Poecilus lepidus *Chlaenius spoliatus* *Chlaeniellus olivieri*

Fig. 11 : habitus des coléoptères Carabidae déterminants en région Centre

Toutes ces espèces ont été exclusivement capturées à l'aide des pièges Barber, à l'exception d'*Elaphrus cupreus* (1 individu par quadrat).

● *Elaphrus aureus* (S/F des Elaphrinae) se rencontre, au niveau local, uniquement sur les bords de la Loire, avec un preferendum pour les milieux sablonneux secs (Secchi *et al.* 2009). L'espèce a été trouvée uniquement en 3 exemplaires (soit 0,03% des totaux individus, *i.e.* l'ensemble des individus sur les sites échantillonnés) : 2 sur l'ilot C dans les taillis de peupliers noirs (avant son arasement) et 1 à Sandillon dans un milieu herbacé.

● *Omophron limbatum* (S/F des Omophroninae) est une espèce caractéristique des milieux sabulicoles humides de la Loire (Denux 2005; Secchi *et al.* 2009) . Sur les sites échantillonnés, l'espèce est plus fréquente qu'*E. aureus* (42 individus, soit 0,48% des totaux individus). Elle a été trouvée uniquement au niveau de la RNN sur sable, mais aussi de façon non négligeable sur gravier et vasière, en contexte très humide ou sec et parfois loin du point d'eau le plus proche (plusieurs observations à 50m et plus de l'eau). Sur la RNN, l'espèce semble s'éloigner de ces preferendums habituellement connus dans la littérature.

● *Odontium velox* (S/F des Trechinae) semble ne plus exister, en France, qu'au niveau de la Loire moyenne et de ses affluents (Coulon 2005). Cette espèce se trouve sur la frange sableuse au contact avec l'eau (Olivier Denux, obs. pers.). Elle a été trouvée sur la RNN, au niveau de l'ilot amont et de l'ilot arasé en 2013 et 2014, en exemplaire unique sur sable sec. Un exemplaire a également été trouvé à Sandillon, sur gravier sec. Sa conservation en région Centre-Val de Loire s'avère primordiale.

● *Poecilus lepidus* (S/F des Pterostichinae) est une espèce associée localement aux pelouses xériques et au sable. En raréfaction dans le Loiret (Secchi *et al.* 2009), elle a été prise par individu isolé à Beaugency (2 ex.) et Sandillon (3 ex.), sur différents habitats secs plus ou moins végétalisé et en contexte non sablonneux.

● *Chlaenius spoliatus* (S/F des Chlaeniinae) a été trouvé sur gravier humide et fente de retrait, principalement à Sandillon (18 ex.), mais aussi sur la RNN au niveau de l'ilot C (après arasement, 2 ex.) et de l'ilot D (3 ex.). L'espèce est typique des grèves humides en bord de Loire (DREAL Centre 2012) et fréquente au niveau local (Secchi *et al.* 2009).

● *Chlaeniellus olivieri* (S/F des Chlaeniinae) a été trouvé principalement sur Sandillon (29 ex.), ainsi qu'à Beaugency (3 ex.) et sur l'ensemble des ilots de la RNN (6 ex.). Cette espèce a été observée sur différents habitats (vasière, gravier, fente de retrait, taillis) en contexte humide ou sec. Elle semble rare dans le Loiret (Secchi *et al.* 2009).

Plusieurs espèces inventoriées sont considérées comme absentes ou éteintes en région Centre-Val de Loire :

● *Stenolophus discophorus* (figure 12a) a été trouvé par Barber sur les ilots A-B (2 ex.) et l'ilot D (2 ex.) de la RNN, ainsi qu'à Beaugency (1 ex.), ne semble pas avoir été référencé dans le Loiret

(Secchi *et al.* 2009) ou plus largement en région Centre-Val de Loire. Des données indiquent cependant sa présence le long de la Loire : en Touraine (Paillet 2007), dans l'Anjou (de la Perraudière et de Romans 1863) ou en Loire Atlantique (Jeannel 1942).

● *Harpalus flavescens (*figure 12b) a été pris sur l'ilot C de la RNN avant son arasement en 2012 (1ex.) et à Beaugency en 2013 (1ex.) par Barber sur sable sec et fente de retrait. L'espèce est inscrite en liste rouge des espèces menacées en région Centre-Val de Loire et semble se raréfier partout en France. Historiquement présente aux environs de Gien et d'Orléans (Secchi *et al.* 2009), elle n'avait pas été observée en région Centre-Val de Loire depuis au moins 40 ans (Nature Centre et Conservatoire botanique national du Bassin parisien 2014).

A B

Fig. 12 : habitus de *Stenolophus discophorus* (A) et *Harpalus flavescens* (B)

2.1.3 Traits de vie des espèces identifiées

Humidité. Les espèces inventoriées sont globalement typiques des milieux rivulaires ligériens, avec un large gradient dans leur preferendum vis-à-vis de l'humidité (figure 13), représentatif de la gamme d'habitats étudiés. Une forte proportion est hygrophile (38,9%), voire sténo-hygrophile (18,9%), avec des espèces connues pour fréquenter les zones humides en secteur lentique ou lotique (*e.g. Elaphrus riparius, Chlaenius velutinus*). Sur la Loire, ces espèces se retrouvent principalement au niveau des vases et dépôt, des fentes de retrait (encore humides), des sables et zones caillouteuses des franges humides bordant la Loire. Un nombre important d'espèces sont plutôt mésophiles *sensu lato* (23,3%) et se rencontrent communément dans une large gamme d'habitat (*e.g. Poecilus cupreus, Amara similata).* Les milieux enherbés et les jeunes taillis de peuplier noir sont, sur la Loire, les habitats les plus propices à ces espèces. Enfin un nombre non négligeable d'espèces affectionne les habitats xérophiles (14,4%) et même sténo-xérophiles (4,4%). Il s'agit par exemple de *Lionychus quadrillum* et de *Cicindela hybrida* que l'on observe couramment sur les habitats dénudés les plus xéro-thermophiles des bords de Loire (sable et gravier sec des grèves).

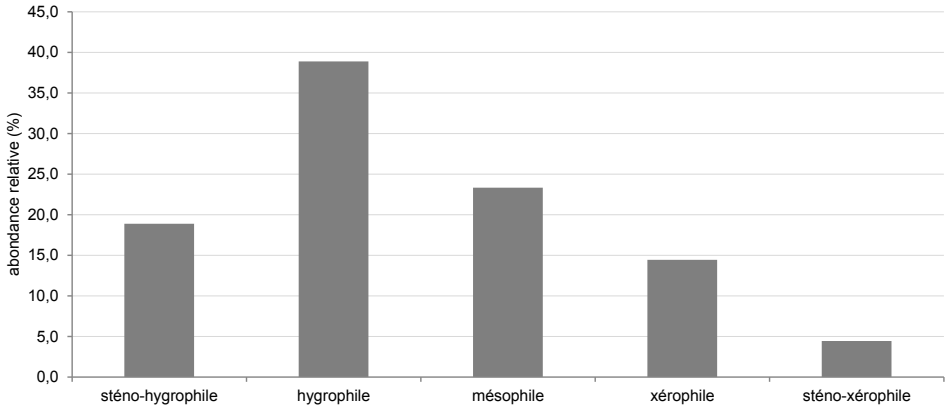


Fig. 13 : preferendum hydrique des coléoptères Carabidae inventoriés

Type de sol. Le preferendum *sensu lato* des espèces pour le type de sol est varié (figure 14), allant du sol très pauvre (sable) au sol riche (humus). Une grande partie des espèces est psammophile (24%), vivant couramment sur les grèves sablonneuses comme par exemple *Omophron limbatum*, *Odontium velox* ou *Harpalus flavescens*. Dans des mêmes proportions (23,1%), des espèces sont typiquement associées aux dépôts argilo-vaseux. Il s'agit des espèces des vasières (*e.g. Notaphus varius N. dentellus* et *Agonum micans*). Les Carabidae des grèves graveleuses et caillouteuses sont également bien représentés (15,7%), avec par exemple *Chlaenius velutinus, Ocydromus coeuruleus* et *Tachyura parvula*. Plusieurs espèces sont associées aux débris végétaux qui s'accumulent en bord de Loire (9,1%), notamment au moment des crues (laisses de Loire) et plus ou moins indépendamment du type de sol (*e.g. Oodes helopioides*).Très peu d'espèces sont associées à la terre et à l'humus (6,7%). Il s'agit d'espèces classiquement rencontrées dans les sols arables (*e.g. Anchomenus dorsalis, Poecilus crupreus*) ou forestiers (*e.g. Pterostichus niger*). Enfin une importante proportion d'espèces (21,5%) possède un gradient moins strict et se rencontre dans plusieurs associations d'habitats, par exemple à la fois dans gravier humide, vase et dépôt, et sable humide. Dans ce cas, c'est souvent le preferendum hydrique qui semble plus important que la nature-même du sol (O. Denux, com. pers.).

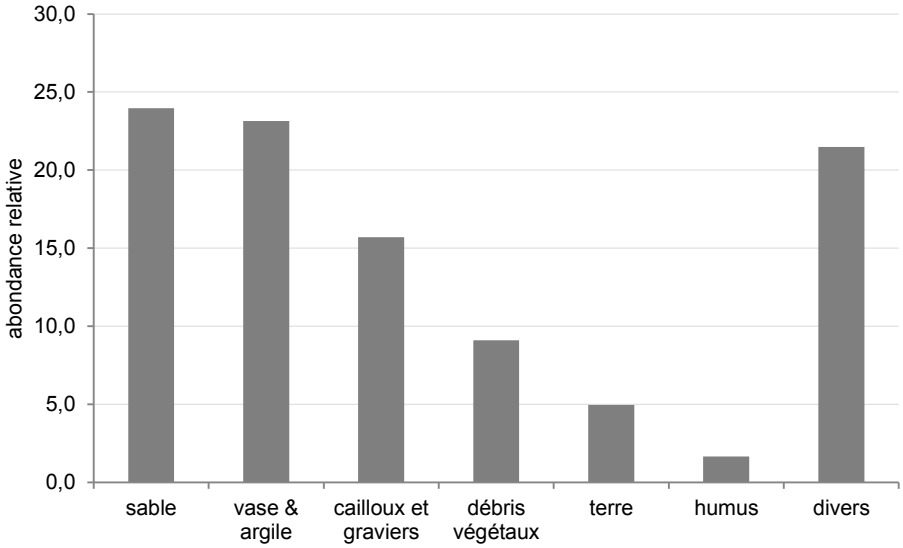


Fig. 14 : preferendum des coléoptères Carabidae par type de sol

Milieu. A l'exception des taillis de peuplier noir, les habitats échantillonnés étaient tous en milieu ouvert. De ce fait, une grande partie des espèces inventoriées est logiquement inféodée à ces milieux (65,4%), avec peu d'espèces de milieux fermés (7,7%). *Elaphrus cupreus*, typique des

ripisylves matures ligériennes, est ainsi absent de notre étude. Des espèces ubiquistes, et à l'interface entre milieu ouvert et fermé, sont également présentes (26,9%).

2.1.4 Traits morphologiques des espèces identifiées

La taille moyenne des espèces échantillonnées dans les différents habitats varie entre 5,5mm et 7,5mm (figure 15). L'espèce la plus petite est *Tachyura parvula* (environ 2 mm de long) et la plus grande est *Pterostichus niger* (jusqu'à 20mm de long).

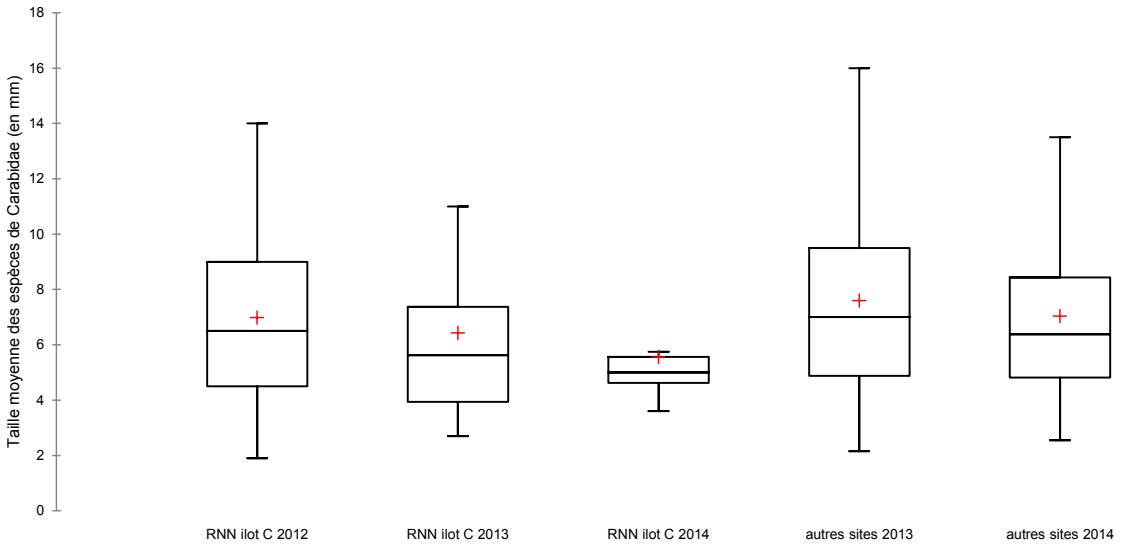


Fig. 15 : Boxplots (ou boites à moustache) de la taille des Carabidae des différents sites échantillonnés Légende : la croix rouge correspond à la moyenne, les extrémités de la boite représentent le 1er et 3e quartile, la ligne en son centre la médiane, les moustaches représentent les valeurs maximales. Les valeurs extrêmes ne sont pas représentées.

Il n'y a pas de différence significative entre la taille moyenne observée sur l'ilot C avec celle observée sur les autres sites étudiés.

Les Carabidae inventoriés sont majoritairement en capacité de pouvoir voler (figure 16). Seuls 9,2% sont clairement identifiés dans la littérature comme incapable de voler. Plusieurs espèces sont probablement en mesure de voler (espèces macroptères ou polymorphiques), mais sans que l'espèce est été observée en vol (6,1%). Enfin pour 29,6% des espèces, la littérature consultée dans le cadre de cette étude ne nous a pas permis de définir les capacités de vol.

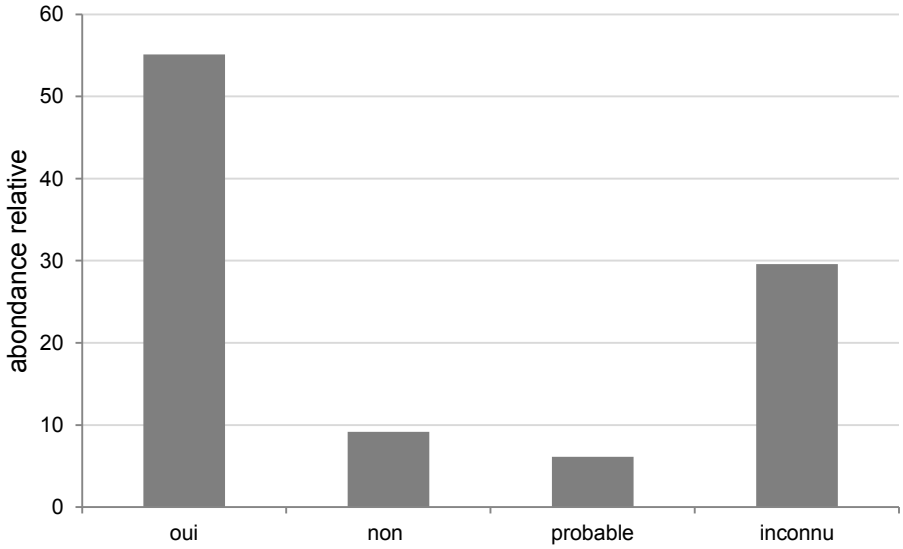


Fig. 16 : capacité de vol des Carabidae inventoriés dans l'ensemble des sites étudiés

2.1.5 Structuration des communautés en fonction des habitats

Une analyse en Composantes Principales sur Variables Instrumentales a été réalisée afin de tester l'effet « site » sur la structuration des populations. La figure 17 montre comment les sites se situent les uns par rapport aux autres lorsqu'ils sont projetés sur les axes principaux de l'ACP. Les différents ilots de la RNN (ilot amont, ilot central C et ilot aval) montrent une bonne homogénéité (le centroïde des relevés correspondant à ces sites sont très proches dans le plan défini par les axes 1 et 2. Ils sont également similaires au site de Muides-sur-Loire. En revanche, ces sites se distinguent notablement des sites de Sandillon et Beaugency.

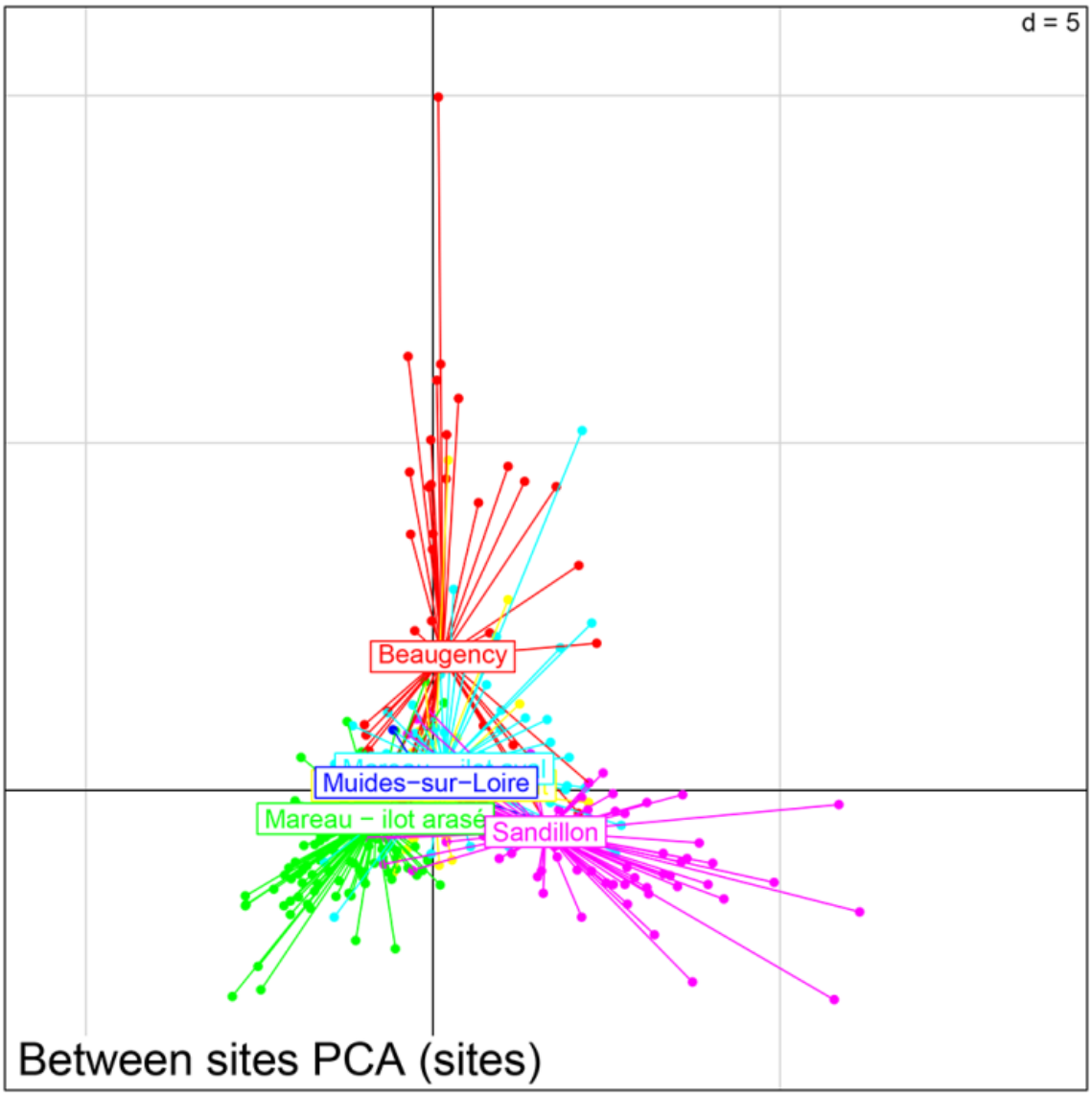


Fig. 17 : Analyse en Composante Principale des communautés de carabiques observées dans les différents sites d'études. Axe 1 (horizontal) et axe 2 (vertical) correspondent respectivement à 35% et 26.2% de la variance totale du jeu de données.

Nous avons ensuite réalisé une Analyse en Composante Principale de type "intragroupe" sur Variable Instrumentale sur l'abondance des espèces (figure 18). Cette analyse a pour objectif de faire une typologie des habitats (sur la base des Carabidae associé) après avoir éliminé l'effet de la localisation des sites examiné précédemment.

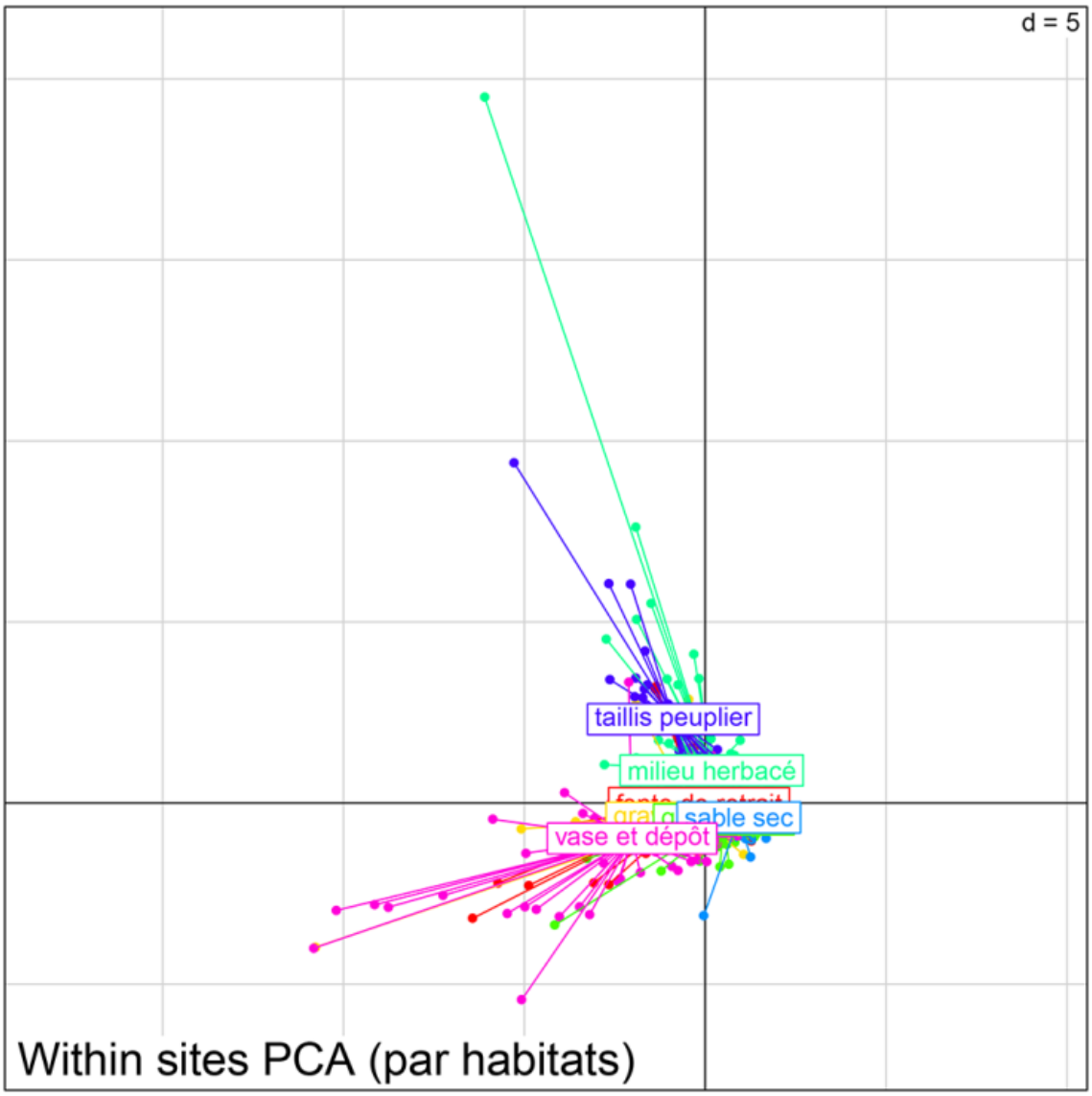


Fig. 18 : Analyse en Composante Principale des différents habitats. Axe 1 (horizontal) et axe 2 (vertical) correspondent respectivement à 30,8% et 27.5% de la variance totale du jeu de données

Les résultats montrent qu'il existe des différences entre les types d'habitat (test de Monte Carlo, 1000 randomisations, $p<0.001$). L'axe 1 traduit un preferendum hydrique dans la distribution des espèces. La projection des espèces sur l'axe 1 de l'ACP habitats (annexe 4) montre que plusieurs espèces fortement hygrophiles et associées dans la plupart des cas aux vasières sont parmi les plus fortement corrélées positivement avec cet axe (*e.g. Notaphus semipunctatus, N. dentellus, Elaphrus riparius, Philochthus lunulatus*). Inversement, pour les valeurs les plus fortement négatives, on rencontre principalement des espèces xérophiles (*e.g. Lionychs quadrillum, Cicindela hybrida, Amara fulva*) ou associées aux franges psammophiles jouxtant l'eau (*e.g. Odontium velox*). L'axe 2 traduit quant à lui un effet « succession » en opposant des habitats très pionniers et éphémères (*e.g.* vase et dépôt, fente de retrait) et des habitats déjà plus évolués, stables avec un couvert végétal bien établi (*e.g.* milieu herbacé, taillis de peuplier). En effet, la projection des espèces sur l'axe 2 de l'ACP habitats (annexe 5) met en évidence pour les valeurs les plus positives des espèces habituellement rencontrées sur des sols végétalisés (*e.g. Amara tibialis, Ocydromus tetracolus, Agonum micans, Paranchus albipes*), tandis que les espèces des sols nus sont parmi les valeurs les plus négatives (*e.g. Elaphrus riparius, Notaphus semipunctatus, N. dentellus, Lionychus quadrillum*).

2.1.6 Espèces indicatrices

25 espèces de Carabidae ont été trouvées uniquement dans un seul type d'habitat et 17 uniquement dans deux types d'habitat (Annexe 6). Une espèce relativement abondante, *Notaphus dentellus*, semble fortement associée à l'habitat vase et dépôt (79 individus sur vase et dépôt et 1 individu sur gravier humide). Les autres espèces sont dans la très grande majorité des cas en effectif très faible (1 à 10 individus) et il est difficile de conclure ici sur leur fidélité stricte vis-à-vis d'un seul habitat cible. Nous avons analysé séparément toutes les espèces échantillonnées pour définir leur éventuelle association avec l'un des habitats étudiés. L'indice IndVal utilisé dans cette analyse a permis de mettre en évidence plusieurs espèces caractéristiques des habitats échantillonnées dans cette étude (tableau 4).

Tab. 4. Espèces indicatrices et valeur de l'indice IndVal par type d'habitat en fonction des sites étudiés. Pour chaque espèce, l'indice a été testé à l'aide de 1000 permutations aléatoires.

espèces indicatrices	Mareau ilot C 2012	Mareau ilot C 2013 et 2014	Mareau amont	Mareau aval	Beaugency	Sandillon	Muides	global
Cicindela hybrida	0,291204				0,7570577			
Amara fulva						0,2583732		
Ocydromus femoratus		0,4511749				0,3108031		
Elaphrus riparius			0,4160757	0,4268011	0,75	0,4501385		**0,3213273**
Notaphus semipunctatus			0,5555556	0,3688525	1			**0,2807458**
Emphanes azurescens			0,5152159	0,3226337				
Pterostichus gracilis			0,2807018					
Paranchus albipes				0,2777778				
Notaphus dentellus					0,5			
Agonum emarginatum					0,4966216			
Philochthus lunulatus					0,5			
Chlaeniellus olivieri						0,539739		
Microlestes minutulus						0,2916667		
Lionychus quadrillum			0,3051392		0,6172414	0,707348		**0,3262784**
Tachyura sexstriata					0,45			
Ocydromus tetracolus	0,3725133							**0,3183809**
Amara similata	0,28							
Agonum micans	0,3039879							**0,3432234**
Pseudoophonus rufipes					0,5012531			
Limodromus assimilis					0,3754199			
Princidium punctulatum	0,3331714			0,3783983	0,8746984	0,3182901		**0,3135156**
Agonum marginatum					0,6	0,468604		
Odontium striatum		0,5853659			0,6			
Chlaeniellus nigricornis						0,3001443		
Chlaeniellus vestitus	0,2814404	0,459459		0,2945431	0,46875			
Ocydromus coeruleus			0,3333333	0,3363363				
Agonum permoestum	0,3024945		0,25					
Bembidion quadrimaculatum			0,4780546	0,3249574	0,6875477			
Poecilus cupreus	0,4347139			0,2775081	0,3919861	0,4037558		

Légende des codes couleurs utilisés :

herbacés | gravier humide | gravier sec | sable sec

vase et dépôt | fente de retrait | taillis de peuplier | sable humide

Globalement, sur l'ensemble des sites et pour l'ensemble des années d'échantillonnage, six espèces ressortent comme étant indicatrices : *Elaphrus riparius* et *Notaphus semipunctatus* pour l'habitat vase et dépôt, *Lionychus quadrillum* pour l'habitat gravier sec, *Ocydromus tetracolus* et *Agonum micans* pour l'habitat taillis de peuplier et *Princidium punctulatum* pour l'habitat gravier humide.

2.1.7 Distribution spatiale des Carabidae

Les analyses spatiales ont montré la présence d'une structure spatiale pour plusieurs espèces (tableau 5).

Tab. 5 : présence d'une structuration spatiale des coléoptères Carabidae sur les différents sites naturels étudiés

espèces	Beaugency 2013	Muides-sur-Loire 2014	Mareau - ilot aval 2013	Mareau - ilot aval 2014	Mareau - ilot arasé 2012	Mareau - ilot arasé 2013	Mareau - ilot arasé 2014	Mareau - ilot amont 2013	Mareau - ilot amont 2014	Sandillon 2013	Sandillon 2014
Cicindela hybrida					TRUE						
Elaphrus riparius	NA		NA							NA	
Loricera pilicornis					TRUE						
Tachyura sexstriata	TRUE										
Bembidion quadrimaculatum	NA		NA					TRUE			
Emphanes azurescens					TRUE						
Notaphus dentellus	NA										
Notaphus semipunctatus	NA		NA								
Ocydromus femoratus	NA		NA		NA			TRUE		TRUE	
Ocydromus tetracolus					TRUE			NA			
Odontium striatum						TRUE					
Princidium punctulatum	TRUE		TRUE		TRUE	NA					
Poecilus cupreus			TRUE		TRUE					TRUE	
Agonum marginatum					TRUE					TRUE	
Agonum micans					TRUE						
Limodromus assimilis	TRUE										
Paranchus albipes					NA						
Pseudoophonus rufipes										TRUE	
Cryptophonus melancholicus					TRUE						
Chlaeniellus nigricornis										NA	
Chlaeniellus vestitus					TRUE					NA	
Lionychus quadrillum	TRUE		TRUE		NA	TRUE		NA		TRUE	

Légende : TRUE = corrélation spatiale ($p<0.05$) ; NA = résultat non significatif ; grisé : échantillonnage insuffisant

Ces résultats indiquent que plusieurs espèces ont une distribution structurée spatialement et ne sont donc pas distribuées aléatoirement le long de la Loire. Les discontinuités dans les corrélogrammes (Annexe 7) montrent cependant que cette distribution spatiale est dans de nombreux cas sous forme d'agrégat d'individus, comme par exemple pour *Lionychus quadrillum* (figure 19).

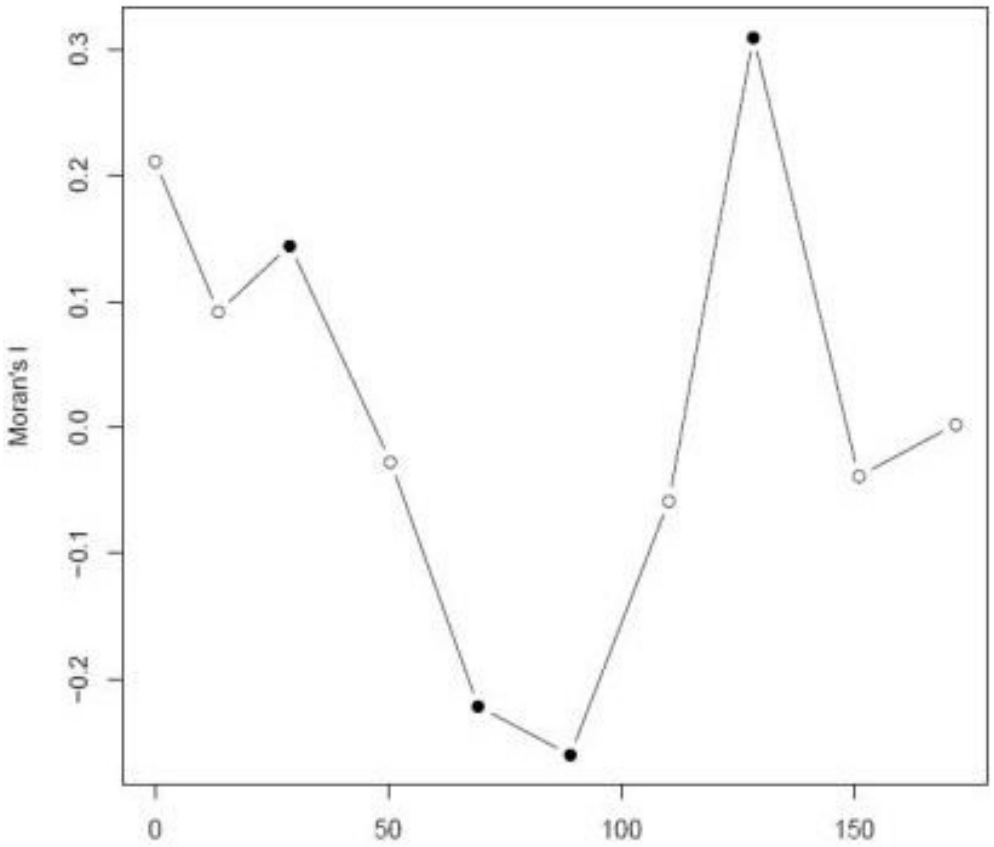


Fig. 19 : corrélogramme de *Lionychus quadrillum* sur l'ilot aval de la RNN de Saint-Mesmin en 2013

La présence de tels agrégats est bien connue chez les carabes (Thiele 1977) et traduit souvent une réponse des populations à l'hétérogénéité environnementale à travers un comportement de déplacement particulier ou des variations spatiales d'abondance des espèces traduisant par exemple la variabilité de la capacité biotique.

2.2 Impact de l'arasement de l'ilot C et modes de recolonisation

2.2.1 Impact sur la richesse spécifique, les assemblages et l'abondance des espèces

55 espèces de coléoptères Carabidae ont été comptabilisées sur l'ilot C avant son arasement en 2012 (tableau 6), soit 69,6% des espèces inventoriées sur l'ensemble des ilots de la Réserve Naturelle et 55,5% des espèces de Carabidae de l'ensemble des sites étudiés entre 2012 et 2014 (*i.e.* RNN, Sandillon, Beaugency et Muides-sur-Loire).

Tab. 6 : liste alphabétique des espèces rencontrées sur l'ilot C avant son arasement

1 *Agonum lugens*	20 *Dyschiriodes globosus*	39 *Oxypselaphus obscurus*
2 *Agonum marginatum*	21 *Dyschiriodes sp.*	40 *Paranchus albipes*
3 *Agonum micans*	22 *Dyschirius angustatus*	41 *Paratachys bistriatus*
4 *Agonum muelleri*	23 *Elaphrus aureus*	42 *Perileptus areolatus*
5 *Agonum permoestum*	24 *Elaphrus riparius*	43 *Philochthus lunulatus*
6 *Agonum sp.*	25 *Emphanes azurescens*	44 *Poecilus cupreus*
7 *Agonum viduum*	26 *Harpalus flavescens*	45 *Princidium punctulatum*
8 *Amara bifrons*	27 *Harpalus smaragdinus*	46 *Pseudoophonus rufipes*
9 *Amara fulva*	28 *Limodromus assimilis*	47 *Pterostichus anthracinus*
10 *Amara similata*	29 *Lionychus quadrillum*	48 *Pterostichus gracilis*
11 *Amara tibialis*	30 *Loricera pilicornis*	49 *Pterostichus niger*
12 *Bembidion quadrimaculatum*	31 *Notaphus semipunctatus*	50 *Pterostichus nigrita*
13 *Chlaeniellus nigricornis*	32 *Notiophilus aquaticus*	51 *Pterostichus strenuus*
14 *Chlaeniellus olivieri*	33 *Ocydromus coeruleus*	52 *Tachyura parvula*
15 *Chlaeniellus vestitus*	34 *Ocydromus femoratus*	53 *Trechus quadristriatus*
16 *Cicindela hybrida*	35 *Ocydromus testaceus*	54 *Trepanes articulatus*
17 *Clivina collaris*	36 *Ocydromus tetracolus*	55 *Trepanes assimilis*
18 *Cryptophonus melancholicus*	37 *Odontium striatum*	
19 *Dyschiriodes agnatus*	38 *Omophron limbatum*	

Les espèces inventoriées avant arasement sont caractéristiques des habitats rivulaires ligériens. Plusieurs des espèces déterminantes rencontrées sur l'ensemble des sites d'étude : *Elaphrus aureus*, *Omophron limbatum*, et *Chlaeniellus olivieri* étaient présentes avant arasement, ainsi que l'espèce en liste rouge, *Harpalus flavescens*. Après l'arasement, seule l'espèce déterminante *O.limbatum* a été retrouvée sur l'ilot arasé.

Tout comme pour les résultats généraux sur l'ilot C la richesse spécifique est variable d'un habitat à l'autre (figure 20) et est notamment fonction de la puissance d'échantillonnage (figure 21) et des spécificités des Carabidae vis-à-vis des habitats. Les travaux d'arasement ont conduit à une baisse de la richesse spécifique en Carabidae pour chacun des habitats retrouvés après arasement, à savoir vase et dépôt, gravier humide, gravier sec, sable sec et sable humide (figure 20). Cette baisse a été très importante (*e.g.* divisé par 2,7 pour l'habitat "gravier humide") et cela pour un même effort d'échantillonnage (figure 21).

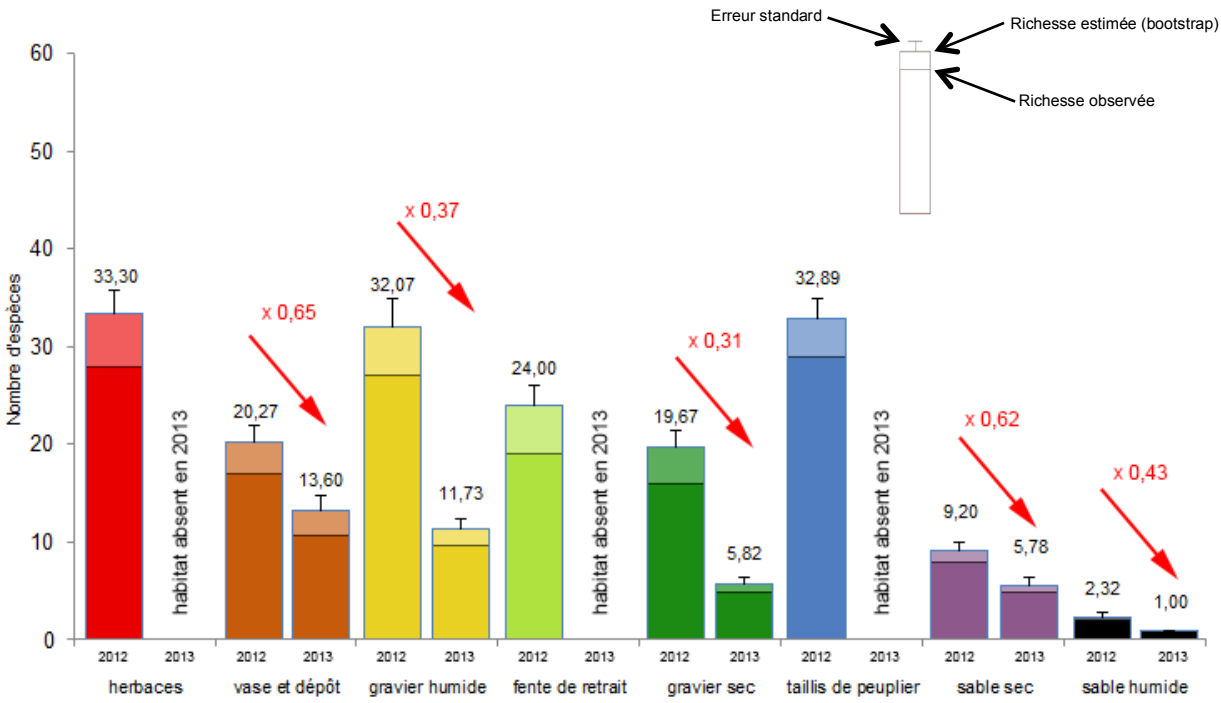


Fig. 20 : richesse spécifique par habitat sur l'ilot C avant (2012) et après son arasement (2013) (Légende : les flèches rouges indiquent le facteur de perte de diversité spécifique par habitat : les valeurs de richesse estimée par bootstrap sont indiquées au-dessus de la barre d'erreur standard)

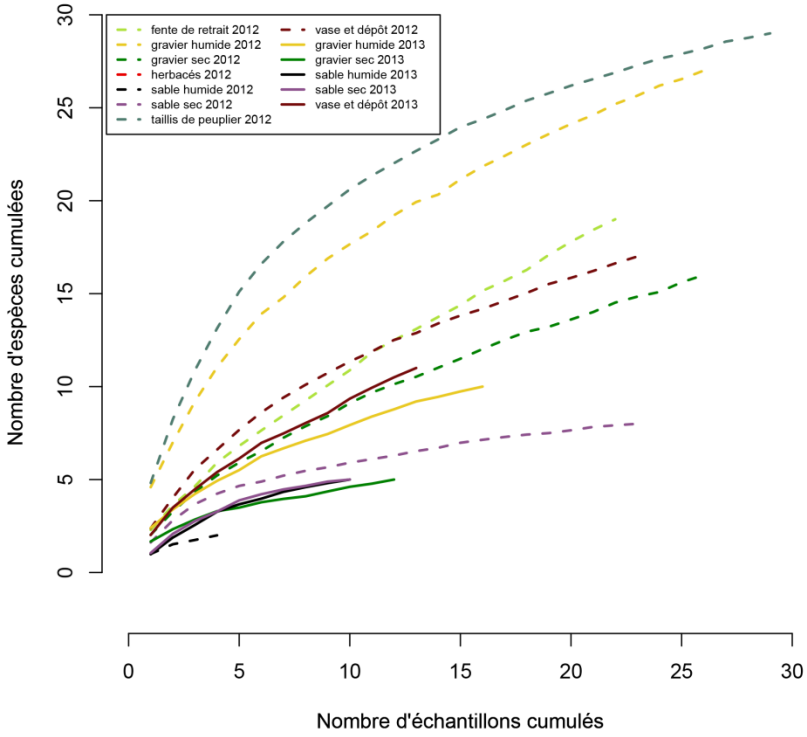


Fig. 21 : courbe de richesse cumulée par habitat sur l'ilot C avant (2012) et après son arasement (2013)

Nous avons recherché les similitudes entre les assemblages d'espèces de Carabidae avant et après l'arasement, sur les habitats retrouvés après les travaux et pour lesquels la puissance d'échantillonnage a été suffisante (*i.e.* sable sec, vase et dépôt, gravier humide et gravier sec).

Nous avons représenté graphiquement les pools d'espèces présents par habitats et par année, et regroupé les espèces communes aux différentes années d'échantillonnage et les espèces trouvées uniquement avant ou après l'arasement (figure 22a). Une grande partie des espèces initialement présentes n'est pas retrouvée après l'arasement, tout particulièrement dans les graviers secs et humides et des vases et dépôts. Les espèces retrouvées sur les mêmes habitats après l'arasement constituent entre 16,67% (gravier sec) et 45,45% (sable sec) de l'assemblage initial. Quelques espèces nouvelles apparaissent cependant après l'arasement (*e.g. Odontium velox* sur sable sec, *Chlaeniellus vestitus* sur vase et dépôt). Il s'agit d'espèces typiques des cortèges ligériens. Il y a aussi une espèce ubiquiste (*Trechus quadrasitratus*) rencontrée dans l'ensemble des habitats retrouvés après l'arasement. Les valeurs de l'indice de similarité de Jaccard (figure 22b) montrent que les assemblages associés à un type d'habitat diffèrent avant et après l'arasement. L'arasement a donc eu un impact direct sur l'assemblage des coléoptères Carabidae.

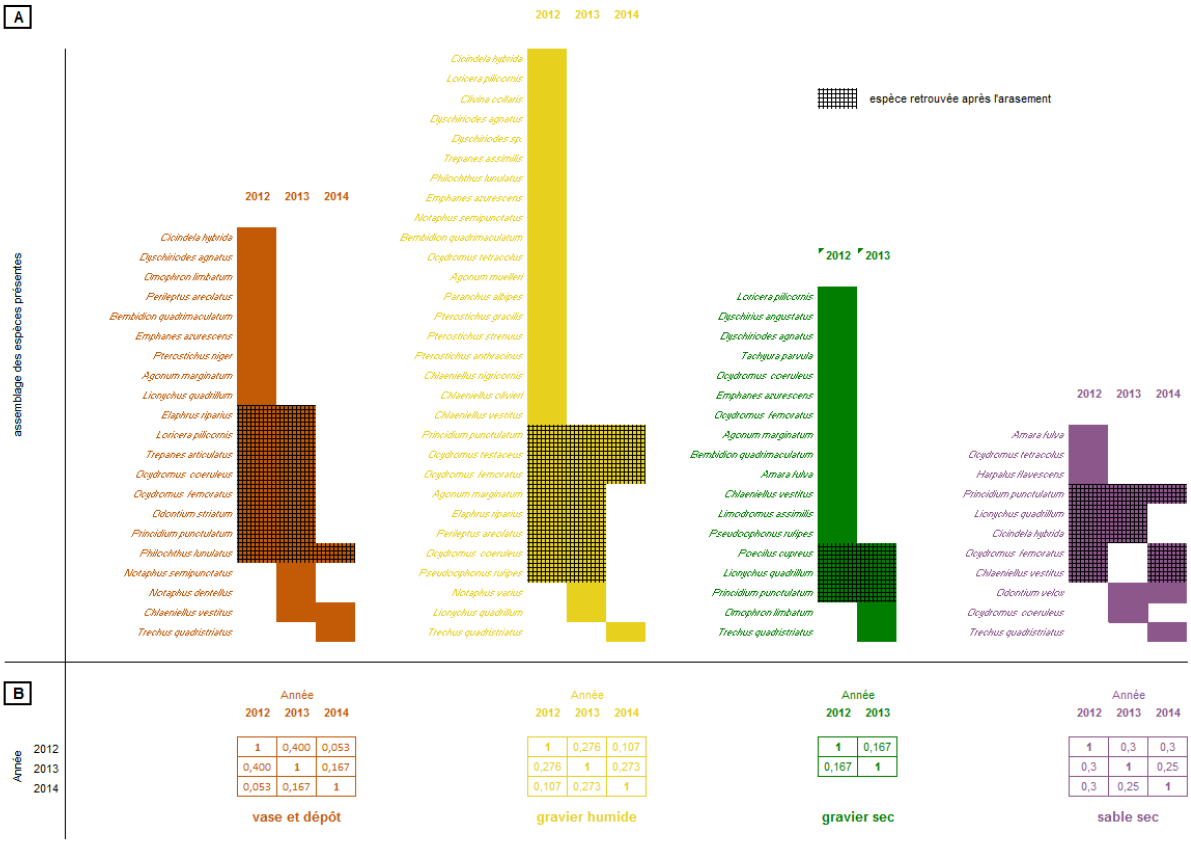


Fig. 22 : A - représentation graphique des assemblages de Carabidae sur les habitats communs sur l'ilot C avant / après arasement. B - valeurs de l'indice de similarité de Jaccard correspondants.

Les espèces dominantes avant arasement sur l'ilot C le sont également en 2013 après l'arasement (figure 23) mais leurs abondances relatives varient en fonction des habitats.

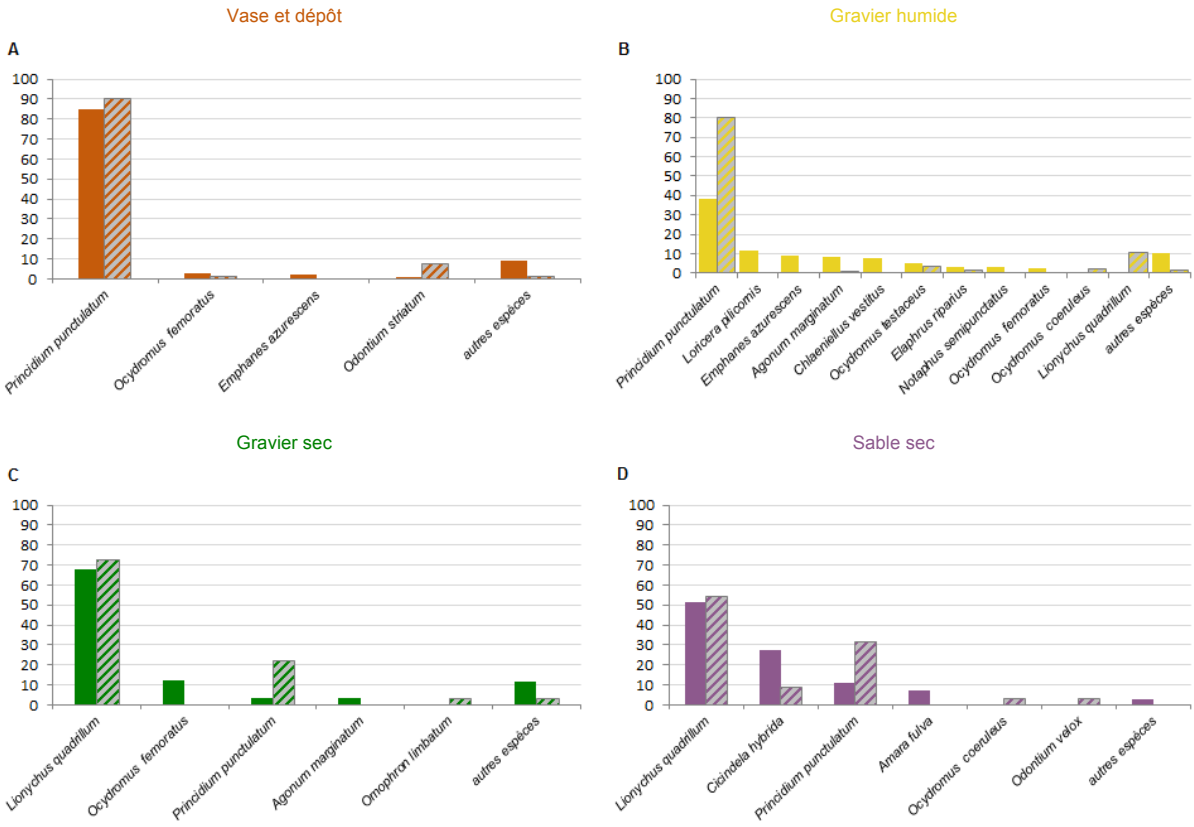


Fig. 23 : abondance relative des espèces de Carabidae sur les habitats communs avant / après arasement.
Les espèces dont l'abondance relative annuelle est inférieure à 2% ont été rassemblées dans "autres espèces". Légende : (A) vase et dépôt ; (b) gravier humide ; (C) gravier sec ; (D) sable sec. Les barres pleines représentent les abondances avant l'arasement (2012) et les barres rayées les abondances après arasement (2013)

Les abondances des Carabidae diffèrent entre avant et après l'arasement dans les vases et dépôts (figure 20a) (Signes de Wilcoxon V=119 ; P=0,045), notamment avec une augmentation de l'abondance *d'Odontium striatum* après l'arasement. Elles diffèrent également pour les graviers humides (figure 20b) (Signes de Wilcoxon V=332 ; P=0,003) où l'on observe après l'arasement une augmentation très importante de l'abondance relative de *Princidium punctulatum* au détriment des autres espèces qui voient leur effectif chuter (*e.g. Loricera pilicornis, Emphanes azurescens, Agonum marginatum).*

Les abondances observées pour les Carabidae avant et après arasement ne semblent pas significativement différentes pour les graviers secs (figure 20c) (Signes de Wilcoxon V=113 ; P=0.236) et les sables secs (figure 20d) (Signes de Wilcoxon V=27 ; P=1). Dans les graviers secs, *Lionychus quadrillum* est toujours aussi abondant après l'arasement. Dans les sables secs, les trois espèces dominantes en 2012 (*L. quadrillum, Cicindela hybrida et P. punctulatum*) le sont également en 2013 après l'arasement et la reformation de l'ilot C.

2.2.2 Modes de recolonisation de l'ilot C par les coléoptères Carabidae

Trois modes ont été identifiés pour la recolonisation de l'ilot C par les Carabidae après son arasement, auxquels ont été associés trois méthodes d'échantillonnage : (i) par voie terrestre à l'étiage via piège barrière ; (ii) par voie aérienne via piège polytrap ; et enfin (iii) par voie fluviale via piège d'échouage. Dans le cadre de cette étude, seuls des pièges polytraps ont pu être disposés, pour un échantillonnage, sur l'ilot C. Plusieurs pièges polytraps ont permis d'intercepter au vol des Carabidae sur la RNN (11 polytraps pour un total de 15 individus) (tableau 7). Toutes ces espèces

sont connues pour voler, à l'exception de *Paranchus albipes* qui est indiquée dans la littérature comme étant une espèce macroptère mais sans action de vol connue (Bousquet 2010).

Tab. 7. Espèces interceptées à l'aide de polytraps et effectifs pour chaque site et année

Espèces	Mareau - ilot amont		Mareau - ilot arasé	Mareau - ilot aval	
	2013	2014	2012	2013	2014
Perileptus areolatus				1	
Trechus quadristriatus	2			2	
Bembidion quadrimaculatum		1			
Ocydromus femoratus	1				
Odontium striatum	1				1
Limodromus assimilis			1		
Poecilus cupreus				3	
Agonum micans				1	

L'échantillonnage réalisé au sol par Barber et quadrat sur l'ilot C présente des différences dans les capacités de dispersion par le vol des espèces entre les différentes années d'échantillonnage. L'ilot C présente une très forte proportion d'espèces dont la capacité de vol et le développement alaire sont connus (tableau 8).

En 2012, 76,1% des espèces présentes sont capables de voler et seulement 2 espèces ne pouvant pas voler étaient présentes sur l'ilot C (soit 4,3% des espèces) : *Notiophilus aquaticus*, une espèce présentant pourtant un polymorphisme alaire (Bousquet 2010) et *Pterostichus strenuus* une espèce brachyptère (Bousquet 2010). Cependant les effectifs de ces deux espèces sont très faibles (1 ex. pour *N. aquaticus* et 4 ex. pour *P. strenuus*).

En 2013, 77,3% des espèces sont capables de voler, mais plus aucune espèce polymorphe, microptère ou aptère (et donc non volante) n'est identifiée sur l'ilot C après son arasement, aussi bien en 2013 qu'en 2014.

Tab. 8. Nombre d'espèces de Carabidae sur l'ilot C en fonction de leurs capacités de vol et par année

		2012	2013	2014
action de vol	- oui	35	17	4
	- non	2	0	0
	- inconnue	9	5	4
développement alaire	- macroptère	40	20	6
	- polymorphique	4	0	0
	- microptère ou aptère	1	0	0
	- inconnu	10	2	0

3. Discussion

La Loire fait partie des derniers grands fleuves sauvages d'Europe (Bastien *et al.* 2009). Si plusieurs études de biodiversité des coléoptères Carabidae ont été réalisées en milieu alluvial (Januschke *et al.* 2011; Lambeets *et al.* 2008), assez peu l'ont été sur la Loire (Denux 2005).

Cette étude a donc permis de mettre en avant, **sur l'ilot C avant son arasement et sur les sites situés en amont et en aval**, l'importance de la Loire dans la conservation de la biodiversité en coléoptères Carabidae. En effet les habitats pionniers que nous avons étudiés, et qui ne constituent qu'une petite partie de la mosaïque d'habitats ligériens, hébergent *a minima* 99 espèces de

coléoptères Carabidae (pour un total de 8749 individus échantillonnés), soit environ 10% de l'entomofaune Carabidae nationale (Coulon *et al.* 2000). Les ilots de la RNN hébergent à eux-seuls 79 espèces. La RNN avec environ 0,002% de la surface totale du département du Loiret héberge ainsi 25,5% des espèces de Carabidae connues du département (Secchi *et al.* 2009). L'ensemble de ces espèces sont de taille petite à moyenne, en raison notamment d'une forte proportion d'espèce de la tribu des Bembidiina dans les cortèges ripicoles (Dajoz 2002). Parmi les espèces inventoriées, 6 sont inscrites comme déterminantes en région Centre-Val de Loire (DREAL Centre 2012), dont *Odontium velox* pour laquelle la Loire moyenne constitue *a fortiori* la dernière zone en France où l'espèce est encore présente (Coulon 2005). Une autre espèce, *Harpalus flavescens*, est en liste rouge en région Centre-Val de Loire. Deux exemplaires ont été trouvés durant notre étude, un sur la RNN et l'autre sur le site de Beaugency. Il s'agit d'une espèce typiquement psammophile, qui est en régression depuis plusieurs décennies en France, mais également ailleurs en Europe. Elle n'avait pas été retrouvée depuis plus de 40 ans dans la région Centre-Val de Loire (Nature Centre et Conservatoire botanique national du Bassin parisien 2014). Elle n'a plus été observée au Danemark depuis 1850 (Hansen et Jorum 2014) et elle est gravement menacée en Belgique (Belgian Species List 2015). Dans le reste de l'Europe l'espèce est également rare (Kugler *et al.* 2008). Le déclin de cette espèce, s'explique notamment par la disparition des bancs de sable (Boháč et Jahnova 2015). L'extraction massive des granulats et tout particulièrement des sables dans le lit mineur de la Loire, avec son apogée en 1979 avec 6,4 millions de tonnes rien que pour la région Centre-Val de Loire (Gasowski 1994), a provoqué un important déséquilibre entre les quantités extraites de sable et les quantités naturellement reconstituées, contribuant ainsi à la raréfaction des bancs de sable et de fait des espèces animales et végétales associées. L'arrêt définitif de l'extraction de matériaux dans le lit mineur de la Loire en 1981 et notre récente découverte sur deux sites laissent espérer à un retour de l'espèce en Loire moyenne, probablement à partir de populations de l'Allier où l'espèce semble encore présente malgré des observations anciennes (Velle 2004).

Au niveau mondial, la très grande majorité des coléoptères Carabidae affectionnent les habitats mésophiles ou hygrophiles et peu d'espèces sont associées aux habitats xéro-thermophiles, notamment dans la zone paléarctique (Dajoz 2002). Dans le cas de cette étude, pour un même effort d'échantillonnage et aussi bien par Barber que par quadrat, les habitats les plus humides (*i.e.* vase et dépôt, gravier humide) sont les plus riches et les plus secs (*i.e.* sable sec, gravier sec) sont les moins riches. Les habitats échantillonnés, avec pour certains des extrêmes au niveau hygrométrie, abritent en très grande majorité des espèces spécifiques des milieux rivulaires, avec peu d'espèces ubiquistes. La Loire, avec une importante mosaïque de ces habitats extrêmes, constitue souvent l'unique lieu d'hébergement de ces espèces au niveau local, au même titre de certaines plantes dans le Loiret (Pujol *et al.* 2007). Ainsi les espèces identifiées comme indicatrices des habitats xériques dans notre étude (*e.g. Cicindela hybrida, Amara fulva, Lionychus quadrillum*) sont connues comme étant spécifiques des habitats xérothermophiles (Luka *et al.* 2009). Inversement les espèces indicatrices des habitats hygrophiles (*e.g. Elaphrus riparius, Notaphus semipunctatus*) se rencontrent spécifiquement dans les zones humides (Luka *et al.* 2009). Si l'on compare les sites individuellement, il apparait que les espèces indicatrices d'un même type d'habitat ne sont pas toujours les mêmes d'un site à l'autre. Ainsi *Parenchus albipes* est une espèce indicatrice des vases et dépôts sur l'ilot aval de la RNN (ilots A+B) mais elle ne l'est plus sur les autres sites où d'autres espèces la remplacent. Plusieurs espèces sont également indicatrices de milieux différents d'un site à l'autre (*e.g. Princidium punctulatum*, *Chlaeniellus vestitus*). Ces deux facteurs mettent en exergue la variabilité spatiale de la réponse des cortèges carabidologiques aux différents habitats naturels présents et l'effet historique qui peut être dissemblable d'un site à l'autre.

La Loire constitue un corridor dans lequel les espèces peuvent se disperser facilement. Ceci a particulièrement été observé avec les plantes exotiques envahissantes qui peuvent transporter leurs propagules d'amont en aval (Pujol *et al.* 2007). Le fleuve présente également un gradient écologique, en lien avec les différents secteurs géomorphologiques du fleuve, et qui structure la distribution des espèces, comme par exemple au niveau de la flore des grèves (Cornier 2002) et au niveau ornithologique (Roché 2013). Ce phénomène a été à l'origine de la définition de grandes zones écologiques (*e.g.* la Loire roannaise, la Loire tourangelle et angevine). Au niveau entomologique, des différences existent également dans la composition des cortèges d'espèces entre l'amont et l'aval du fleuve (Paillet 2007). Plus localement, dans le cadre de cette étude, nous avons constaté des différences de structuration des communautés de Carabidae entre les ilots de la RNN, le site de Muides-sur-Loire, celui de Sandillon et enfin de Beaugency. Le site de Muides-sur-Loire semble plus proche de la RNN et de Sandillon que de celui de Beaugency. Mais le facteur amont/aval de la Loire ne semble pas le seul facteur potentiellement impliqué (Muides-sur-Loire est

plus éloigné de la RNN que de Beaugency). L'insularité pourrait être l'une des explications possibles de cette différence. En effet, à l'exception des ilots de la RNN, seuls les habitats échantillonnés sur Muides-sur-Loire sont partiellement isolés des berges via un bras mort déconnectant la majeure partie du site de la berge.

Les habitats et micro-habitats pionniers que nous avons échantillonnés sur la Loire forment entre eux une mosaïque, elle-même imbriquée avec d'autres milieux naturels non échantillonnés le long de la Loire dans cette étude (*e.g.* ripisylve âgée). Or les Carabidae échantillonnés dans cette étude ont montré une forte affinité vis-à-vis du type d'habitat. Ces deux éléments sont en partie à l'origine de la distribution en agrégat des Carabidae sur l'ensemble de la zone d'étude.

Des phénomènes naturels comme les crues ou les sécheresses peuvent engendrer des perturbations dans la dynamique de ces espèces sur des ilots. Ils peuvent provoquer une fuite par le vol des insectes les plus actifs (Dajoz 2002), un export vers l'aval de certains insectes via les laisses d'inondation (Schatz 2007), ou un enfouissement dans le substrat et une réduction de l'activité et de la consommation d'oxygène chez d'autres espèces (Evans *et al.* 1971). Les conséquences immédiates sont le plus souvent une diminution de la richesse spécifique des espèces, avec cependant une forte résilience (Gerisch *et al.* 2012) et une modification de la composition en espèces (Corti 2013). Les phénomènes naturels sont également responsables de la modification parfois extrêmement rapide des habitats. A titre d'exemple, les vasières (ou zones de vase et dépôt) peuvent, sous l'effet de la chaleur estivale, très rapidement s'assécher et se transformer en fente de retrait. Les Carabidae qui vivent dans ces milieux temporaires se doivent d'être très réactifs et mobiles pour assurer leur survie et gagner de nouvelles zones favorables et laisser ainsi la place à d'autres cortèges (Corti 2013). Les activités anthropiques ont également des conséquences sur l'environnement rivulaire. Les activités de génie civil (*e.g.* enrochement) et de génie végétal (*e.g.* lutte contre l'érosion) en milieu rivulaire impactent la biodiversité (Cavaille *et al.* 2013), tout comme la prolifération des plantes exotiques envahissantes (Stockan et Fielding 2013). Si les conséquences de ces phénomènes naturels et anthropiques ont été pour certains assez bien étudiées, aucune étude n'a semble-t-il traité jusqu'à présent de l'impact de travaux d'arasement sur les communautés d'insectes. Or l'arasement, réalisé en 2012 sur l'ilot C de la RNN, a conduit à la destruction totale de l'ilot puis à sa reformation progressive dès 2013. L'une des premières conséquences de ces travaux a donc été la disparition intégrale des cortèges de Carabidae présents. La constitution des nouveaux cortèges lors de la reformation de l'ilot C n'a donc pu se faire qu'à partir d'un apport extérieur et par seulement trois modes : (i) un apport fluvial avec les laisses de Loire qui aurait pu se déposer sur l'ilot en formation dès le début 2013 et se poursuivre ensuite notamment durant les périodes de crue estivales, (ii) un transport par les airs via un vol actif d'individus macroptères ou di-poly-morphiques et enfin (iii) un mode terrestre (*i.e.* marche) lors d'une connectivité inter-ilots ou ilot - berges en période d'étiage. Aucun étiage suffisant n'a permis cette connectivité durant l'ensemble de la période d'étude. La recolonisation de l'ilot C n'a donc pu se faire que par voie fluviale ou par voie aérienne.

L'étude que nous avons menée sur les coléoptères Carabidae a mis en avant plusieurs résultats relatifs à **l'impact de l'arasement et la recolonisation de l'ilot :**

(i) La richesse spécifique sur l'ensemble des habitats échantillonnés sur l'ilot C de la RNN a baissé de manière significative en 2013 (55 espèces en 2012 et seulement 22 espèces en 2013), ainsi que pour chacun des habitats retrouvés après arasement. Cependant malgré la remise à zéro de l'entomofaune présente provoquée par l'arasement et l'absence en 2013 de 3 des 8 habitats échantillonnés en 2012 (*i.e.* milieu herbacé, fente de retrait et taillis de peuplier), 40% des espèces ont été retrouvées l'année suivant l'arasement. Cela traduit donc un fort pouvoir de recolonisation, par une partie des espèces ripicoles, des habitats ligériens les plus pionniers.

(ii) Les assemblages qui se sont installés sur les habitats après arasement constituent un sous-ensemble de ceux présents avant l'arasement. Seules quelques rares espèces nouvelles sont apparues. Aucune espèce ubiquiste ou pionnière des zones rudérales ou agricoles, à l'exception de *Trechus quadristriatus*, n'est arrivée après l'arasement et ce malgré la présence de ces milieux dans le proche environnement de la RNN. *T. quadristriatus* a été trouvé sur l'ensemble des habitats échantillonnés après l'arasement sur l'ilot C par Barber (en 2013 et en 2014) mais aussi au piège aérien polytrap. Cette espèce ubiquiste colonise différents types de sol (Valemberg 1997), avec une préférence pour les milieux mésophiles. Elle constitue l'une des espèces les plus fréquentes dans les zones agricoles d'Europe (Thiele 1977). Les autres espèces nouvelles sur l'ilot C sont inféodées

aux milieux rivulaires. Les assemblages après arasement sont donc restés typiques mais appauvris par rapport à ceux que l'on rencontre sur les habitats pionniers des différents sites échantillonnés le long de la Loire.

(iii) Les espèces qui étaient dominantes avant l'arasement sont restées dominantes sur les mêmes habitats après l'arasement. Il s'agit essentiellement de *Princidium punctulatum* sur les habitats humides (*i.e.* vase et dépôt, gravier humide) et de *Lionychus quadrillum* sur les habitats secs (*i.e.* gravier sec, sable sec). Ce sont deux espèces ailées (Lindroth 1992; Luff 1998) et fréquentes dans les grèves ligériennes (Denux 2005; Secchi *et al.* 2009).

(iv) La recolonisation de l'ilot C a été faite avec des espèces exclusivement macroptères. Aucune espèce di-poly-morphique n'a été inventoriée après l'arasement alors que 4 espèces étaient présentes en 2012. De ce fait, l'étude morphométrique prévue initialement sur quelques espèces cibles choisies pour leur variabilité alaire intra-spécifique n'a pas pu être réalisée. Les espèces macroptères présentes ont pu venir soit par voie aérienne soit par voie fluviale. L'absence d'échantillonnage à l'aide du piège d'échouage sur la RNN ne nous permet pas de confirmer le mode de colonisation de l'ilot C par voie fluviale. Les différents pièges aériens polytraps disposés sur la RNN ont permis de confirmer le vol actif de plusieurs espèces sur le site. L'ensemble de ces éléments permettent de supposer que le vol a été le mode de recolonisation préférentiel de l'ilot C depuis des habitats sources situés sur les bergers, en amont et en aval sur la Loire.

L'impact entomologique de l'arasement *(i.e.* baisse de la richesse spécifique globale, appauvrissement des assemblages) est donc modulé par une importante capacité de résilience d'une partie des cortèges de Carabidae qui ont réussi à recoloniser immédiatement l'ilot dès la première année de sa formation en 2013. Les conditions climatiques de 2014 et tout particulièrement les crues estivales à répétition ont fortement compromis notre plan d'échantillonnage et l'exploitation diachronique des données. De nouveaux échantillonnages dès 2015 et sur des suivis pluri-annuels devraient nous permettre de juger de l'impact sur le long terme de l'arasement et de répondre ainsi à plusieurs questions soulevées dans le cadre de cette étude : Une "restauration entomologique" (*i.e.* un retour à un état initial) est-elle possible ? Est-elle analogue à celle d'origine ou diffère-t-elle par les espèces présentes, leurs abondances ou leurs assemblages en fonction des habitats ? Combien d'années faut-il pour y parvenir ? Quelles sont les limites de la résilience des espèces vis-à-vis des travaux d'entretien sur des habitats naturels ligériens ? La recolonisation de l'ilot semble emprunter la voie aérienne durant les premières années, mais qu'en est-il les années suivantes avec le retour potentiel des espèces non retrouvées immédiatement après l'arasement ?

Conclusion

La Loire moyenne constitue un écosystème privilégié pour la conservation de très nombreux groupes d'invertébrés (*e.g.* insectes Carabidae, Staphylinidae et Heteroceridae, araignées). Si ces groupes sont encore très abondants sur la Loire, plusieurs espèces sont en danger au niveau national notamment chez les Carabidae, un groupe bioindicateur des perturbations des milieux. Les activités anthropiques peuvent avoir un impact direct ou indirect sur ces espèces et sur l'ensemble de la dynamique écologique du fleuve. Les travaux d'arasement, qui ont eu lieu en 2012 sur l'ilot central de la RNN de Saint-Mesmin, sur la Loire moyenne, ont constitué une occasion unique de suivre l'impact d'un arasement en milieu fluvial, la reformation d'une ile puis sa recolonisation par les coléoptères Carabidae.

Nous avons mis en évidence, au niveau de la Loire moyenne, une importante biodiversité des Carabidae et une forte affinité des espèces vis-à-vis des différents habitats pionniers présents et pour lesquels la Loire constitue un atout majeur pour la conservation des espèces associées, aussi bien au niveau local que national. Parfois totalement dénudés, souvent fragiles et sensibles aux espèces invasives comme l'Ambroisie, ces habitats constituent de véritables niches écologiques très propices à certaines espèces menacées en France comme *Odontium velox* ou *Harpalus flavescens*.

Malgré une capacité de résilience écologique quasi-immédiate après l'arasement pour une partie des espèces initialement présentes, de nombreuses espèces semblent nécessiter un intervalle de temps plus important avant leur éventuel retour. Il apparait donc important d'évaluer au mieux

l'évolution diachronique des cortèges de Carabidae suite à l'arasement pour mieux appréhender la gestion d'activités de génie civil pouvant avoir lieu ailleurs en milieu rivulaire ligérien.

Références bibliographiques

Allegro G., Sciaky R., 2003. Assessing the potential role of ground beetles (Coleoptera, Carabidae) as bioindicators in poplar stands, with a newly proposed ecological index (FAI). *Forest Ecology and Management* 175(1/3): 275-284.

Andersen J., 1995. A comparison of pitfall trapping and quadrat sampling of Carabidae (Coleoptera) on river banks. *Entomologica Fennica* 6(2/3): 65-77.

As S., Bengtsson J., Ebenhard T., 1997. Archielagoes and theories of insularity. *Ecological Bulletins* 46: 88-116.

Avgn S. S., Luff M. L., 2010. Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators of human impact. *Munis Entomology & Zoology* 5(1): 209-215.

Barker G. M., 2004. *Natural enemies of terrestrial molluscs*. Barker GM. CABI Publishing. x + 644 p.

Bastien C., Chenault N., Dowkiw A., Villar M., Klein E., Frey P., 2009. Interaction between natural and cultivated populations. The poplar example. *Biofutur*(305): 31-34.

Belgian Species List. 2015. *Harpalus flavescens* (Pill.Mitt., 1783). Document accessed at http://www.species.be/fr/19262 on 29 April 2015.

Bigot L., Gautier G., 1981. Originalité et intérêt écologique de la communauté ripicole et pélophile de surface. *Bull Mus Hist Nat Marseille* 41: 13-30.

Boháč J., Jahnova Z., 2015. Land Use Changes and Landscape Degradation in Central and Eastern Europe in the Last Decades: Epigeic Invertebrates as Bioindicators of Landscape Changes. *In*: Environmental Indicators, (Armon RH, Hänninen O, eds):Springer Netherlands, 395-420.

Borcard D., Gillet F., Legendre P., 2011. *Numerical Ecology with R*. Springer. 306 p.

Bousquet Y., 2010. *Illustrated identification guide to adults and larvae of northeastern North American ground beetles*. Pensoft ed. 562 p.

Cavaille P., Dommanget F., Daumergue N., Loucougaray G., Spiegelberger T., Tabacchi E., et al., 2013. Biodiversity assessment following a naturality gradient of riverbank protection structures in French prealps rivers. *Ecological Engineering* 53: 23-30.

Coleman D. C., Hendrix P. F., 2000. *Invertebrates as webmasters in ecosystems*. Coleman DC, Hendrix PF. B. I. Publishing CABI Publishing. xi + 336 p.

Cornier T., 2002. The floodplain vegetation of the Loire between Charolais and Anjou : test modeling of the hydrosystem: Université François Rabelais - Tours.

Corti R., 2013. When the rivers run dry: effects on invertebrate communities and particulate organic matter dynamic: Université Claude Bernard - Lyon I.

Corti R., Larned S. T., Datry T., 2013. A comparison of pitfall-trap and quadrat methods for sampling ground-dwelling invertebrates in dry riverbeds. *Hydrobiologia* 717(1): 13-26.

Coulon J., 2005. Les Bembidiina de la faune de France. Clé d'identification commentée (Coléoptères Carabidae Trechinae). *Bulletin de la Société linnéenne de Lyon* 1 fasc.: 120p.

Coulon J., Pupier R., Quéinnec E., Ollivier E., Richoux P., 2011a. *Coléoptères Carabiques, compléments et mise a jour, vol 2*. Fédération Française des Sociétés Naturelles ed. Faune de France. 313 p.

Coulon J., Pupier R., Quéinnec E., Ollivier E., Richoux P., 2011b. *Coléoptères carabiques, compléments et mise à jour, vol. 1*. Fédération Française des Sociétés Naturelles ed. Faune de France. 352 p.

Coulon J., Marchal R., Pupier R., Richoux P., Allemand R., Genest L. C., et al., 2000. *Coléoptères de Rhône-Alpes. Carabiques et Cicindèles.* Muséum d'istoire naturelle de Lyon et Société linnéenne de Lyon ed. 193 p.

Dajoz R., 2002. *Les Coléoptères Carabidés et Ténébrionidés. Ecologie et Biologie*. Tec & Doc ed. 522 p.

Dajoz R., 2007. *Les insectes et la forêt. Rôle et diversité des insectes dans le milieu forestier. 2^{e} édition.* Tec & Doc ed. 648 p.

Dauffy-Richard E., Archaux F., 2007. *Méthodes de suivi de la biodiversité en forêt. Actions Entomofaune - volet carabiques. Méthodes d'échantillonnage des Coléoptères carabiques : biais inter-habitats et nombre minimal d'unités d'échantillonnage pour estimer la richesse spécifique.* ONF et Cemagref ed. 40 p.

de la Perraudière H., de Romans F., 1863. Catalogue des coléoptères de l'Anjou. *Annales de la société linnéenne du département de Maine et Loire* 6e année(1863): 91-110.

den Boer P. J., 1977. Dispersal power and survival. Carabids in a cultivated countryside. *Vennman & Zonen, Wageningen*: 172p.

Denux O., 2005. Biodiversité de l'entomofaune des Carabidae (Insecta, Coleoptera) des bords de Loire. *Bourgogne-nature - Revue scientifique* 1(2005): 39-42.

Denux O., Augustin S., Berthelot A., 2007. Biodiversité des Carabidae (Insecta, Coleoptera) dans les peupleraies picardes. *L'Entomologiste* 5: 243-256.

Desender K., Dekoninck W., Dufrene M., Maes D., 2010. Changes in the distribution of carabid beetles in Belgium revisited: Have we halted the diversity loss? *Biological Conservation* 143(6): 1549-1557.

Dixon P., 2003. VEGAN, a package of R functions for community ecology. *Journal of Vegetation Science* 14(6): 927-930.

Drake J. A., 1990. The mechanics of community assembly and succession. *Journal of Theoretical Biology* 147(2): 213-233.

DREAL Centre. 2012. Guide des espèces et milieux déterminants en région Centre. Actualisation de l'inventaire régional des Zones Naturelles d'Intérêt Ecologique , Faunistiques et Floristique.DREAL Centre. 75p.

Dufrene M., Legendre P., 1997. Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67(3): 345-366.

Elek Z., Dauffy-Richard E., Gosselin F., 2010. Carabid species responses to hybrid poplar plantations in floodplains in France. *Forest Ecology and Management* 260(9): 1446-1455.

Evans P. D., Ruscoe C. N. E., Treherne J. E., 1971. Observations on the biology and submergence behaviour of some littoral beetles. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 51(02): 375-386.

Gardener M., 2014. *Community ecology analytical methods using R and Excel*. Exeter. Pelagic Publishing. 1 vol. (X-556 p.) p.

Gasowski Z., 1994. L'enfoncement du lit de la Loire / The entrenchment of the Loire's river bed. *Revue de géographie de Lyon*: 41-45.

Gerisch M., Dziock F., Schanowski A., Ilg C., Henle K., 2012. Community resilience following extreme disturbances: The response of ground beetles to a severe summer flood in a Central European lowland stream. *River Research and Applications* 28(1): 81-92.

Gerisch M., Schanowski A., Figura W., Gerken B., Dziock F., Henle K., 2006. Carabid beetles (Coleoptera, carabidae) as indicators of hydrological site conditions in floodplain grasslands. *International Review of Hydrobiology* 91(4): 326-340.

Hance T., 2002. Impact of cultivation and crop husbandry practices. *In*: *In* Holland JM The Agroecology of Carabid Beetles, Part Intercept, 231-249.

Hansen M., Jorum P., 2014. Records of beetles from Denmark, 2012 and 2013 (Coleoptera) Fund af biller i Danmark, 2012 og 2013 (Coleoptera). *Entomologiske Meddelelser* 82(2): 113-168.

Holland J. M., Reynolds C. J. M., 2003. The impact of soil cultivation on arthropod (Coleoptera and Araneae) emergence on arable land. *Pedobiologia* 47(2): 181-191.

Holland J. M., Smith B. M., Birkett T. C., Southway S., 2012. Farmland bird invertebrate food provision in arable crops. *Annals of Applied Biology* 160(1): 66-75.

Honek A., Martinkova Z., Jarosik V., 2003. Ground beetles (Carabidae) as seed predators. *European Journal of Entomology* 100(4): 531-544.

Honek A., Saska P., Martinkova Z., 2006. Seasonal variation in seed predation by adult carabid beetles. *Entomologia Experimentalis Et Applicata* 118(2): 157-162.

Januschke K., Brunzel S., Haase P., Hering D., 2011. Effects of stream restorations on riparian mesohabitats, vegetation and carabid beetles. *Biodiversity and Conservation* 20(13): 3147-3164.

Jeannel R., 1941. *Coléoptères Carabiques. Tome I. Collection Faune de France*. Lechevalier ed., France, Paris. 571 p.

Jeannel R., 1942. *Coléoptères Carabiques. Tome II. Collection Faune de France*. Lechevalier ed., France, Paris. 600 p.

Kotze D. J., 2008. The occurrence and distribution of carabid beetles (Carabidae) on islands in the Baltic Sea: a review. *Journal of Insect Conservation* 12(3/4): 265-276.

Kotze D. J., Niemela J., Nieminen M., 2000. Colonization success of carabid beetles on Baltic islands. *Journal of Biogeography* 27(4): 807-819.

Kugler K., Waitzbauer W., Curcic S., 2008. Ground beetle assemblages (Coleoptera, Carabidae) in a drift sand area system in Eastern Lower Austria, 485-508. *In*: Ćurčić, B P M (Ed): Arachnology - Entomology - Phylogeny Institute of Zoology, Faculty of Biology, University of Belgrade & Department of Conservation Biology, Vegetation and Landscape Ecology, Faculty of Life Sciences, University of Vienna, 1-517, Belgrade-Vienna.

Kwiatkowski A., 2011. Assemblages of carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) in humid forest habitats of different stages of succession in the Puszcza Knyszyńska Forest (northeastern Poland). *ZooKeys* 100(0): 447-459.

Lachat B., Frossard P.-A., Kirchhofer A., Roulier C., 2001. *Zones alluviales et revitalisation. Collection Fiches Zones Alluviales.* Office Fédéral de l'Environnement, des Forêts et du Paysage. 12 p.

Lambeets K., Vandegehuchte M. L., Maelfait J.-P., Bonte D., 2008. Understanding the impact of flooding on trait-displacements and shifts in assemblage structure of predatory arthropods on river banks. *Journal of Animal Ecology* 77: 1162-1174.

Larochelle A., Lariviere M.-C., *A natural history of the ground beetles (Coleoptera: Carabidae) of Amaerica north of Mexico*. Pensoft. 584 p.

Legendre P., Legendre L., 1998. *Numerical Ecology*. Elsevier ed. 852 p.

Leraut P., Mermet G., 2003. *Regard sur les insectes*. Imprimerie Nationale ed. 167 p.

Lindroth C. H., 1992. *Ground Beetles (Carabidae) of Fennoscandia – A Zoogeographical Study : Part 1. Specific knowledge regarding the species.* Andover. Intercept. 630 p.

Liu Y., Axmacher J. C., Wang C., Li L., Yu Z., 2010. Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in the intensively cultivated agricultural landscape of Northern China – implications for biodiversity conservation. *Insect Conservation and Diversity* 3(1): 34-43.

Luff M. L., 1998. *Provisional Atlas of Ground Beetles (Coleoptera, Carabidae) of Britain*. Biological Records Centre Institute of Terrestrial Ecology. 194 p.

Luff M. L., 2007. *The Carabidae (ground beetles) of Britain and Ireland. Handbooks for the identification of British insects , volume 4, part 2 (2nd edition)*. St Albans. Royal Entomological Society. 247 p.

Luka H., Marggi W., Huber C., Gonseth Y., Nagel P., 2009. *Fauna Helvetica. Carabidae. Ecology - Atlas*. Centre Suisse de cartographie de la faune & Schweizerische Entomologische Gesellschaft ed. 677 p.

Magura T., Tothmeresz B., Molnar T., 2001. Forest edge and diversity: carabids along forest-grassland transects. *Biodiversity and Conservation* 10(2): 287-300.

Martinez M., Gauvrit B., 1997. Combien y a-t-il d'espèces d'insectes en France ? *Bulletin de la Société entomologique de France* 102 (4): 319-332.

Nature Centre, Conservatoire botanique national du Bassin parisien. 2014. *Livre rouge des habitats naturels et des espèces menacées de la région Centre.* Nature Centre ed. 504 p.

Niemela J., 1988a. Carabid beetles in shore habitats on the Aland Islands, SW Finland : the effect of habitat availability and species characteristics. *Acta Oecologica, Oecologia Generalis* 9 (4): 379-395.

Niemela J., 1988b. Habitat occupancy of carabid beetles on small islands and the adjacent Aland mainland, SW Finland. *Ann Zool Fennici* 25 (2): 121-131.

Niemela J., Ranta E., Haila Y., 1985. Carabid Beetles in Lush Forest Patches on the Aland Islands, South-West Finland: An Island-Mainland Comparison. *Journal of Biogeography* 12 (2): 109-120.

Oksanen J., Blanche F. G., Kindt R., Legendre P., Minchin P. R., O'Hara R. B., et al., 2013. Vegan : Community Ecology Package. R package v2.0-10.

Paillet C., 2007. Inventaire provisoire des Coléoptères carabiques de la Nièvre. À propos de quelques espèces « montagnardes », sabulicoles ou « thermophiles ». *Revue scientifique Bourgogne-Nature* 5(2007): 154-156.

Pujol D., Cordier J., Moret J., 2007. *Atlas de la flore sauvage du département du Loiret*. Biotope, Mèze (Collection Parthénope) ; Muséum national d'Histoire naturelle, Paris. 472 p.

R Developpment Core team. 2013. A language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. v2.10.0. Available: http://www.R-project.org.

Rainio J., Niemela J., 2003. Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators. *Biodiversity and Conservation* 12(3): 487-506.

Ranta E., As S., 1982. Non-random colonization of habitat islands by carabid beetles. *Ann Zool Fennici* 19: 175-181.

Richard E., 2004. Réponse des communautés de coléoptères carabiques à la conversion en futaie régulière de chêne : aspects écologiques et méthodologiques: Thèse de Doctorat, Sciences de l'Environnement, ENGREFF.

Richard E., Gosselin F., Lhonore J., Publishing B. I. P. C., 2004. *Short-term and mid-term response of ground beetle communities (Coleoptera, Carabidae) to disturbance by regeneration felling*. Honnay O, Verheyen K, Bossuyt B, Hermy M. 179-192 p.

Roberts D. W., 2015. labdsv : Ordination and Multivariate Anlaysis for Ecology. R Package version 1.6-1.

Roché J., 2013. Suivi quantitatif de l'avifaune nicheuse le long de la Loire et de l'Allier de 1990 à 2012. Programme "STORI" - Suivi Temporel des Oiseaux nicheurs en Rivière. Université de Borugogne. 114p.

Samalens J. C., Rossi J. P., 2011. Does landscape composition alter the spatiotemporal distribution of the pine processionary moth in a pine plantation forest? *Population Ecology* 53(2): 287-296.

Saska P., Martinkova Z., Honek A., 2010. Temperature and rate of seed consumption by ground beetles (Carabidae). *Biological Control* 52(2): 91-95.

Schatz I., Year. Importance of riparian rove beetles (Coleoptera: Staphylinidae) as indicators for restoration processes. *International LIFE-Symposium: Riverine Land - scapes Natur in Tirol (Naturkundliche Beiträge der Abteilung Umweltschutz)*. Innsbruck, Vol. 13(Füreder L ed). pp 272-292.

Secchi F., Binon M., Gagnepain J.-C., Genevoix P., Rougon D., 2009. Les Coléoptères Carabidae du département du Loiret. *L'Entomologiste* 65 (supplément): 1-48.

Shen T. J., He F. L., 2008. An incidence-based richness estimator for quadrats sampled without replacement. *Ecology* 89(7): 2052-2060.

Sonoda S., Izumi Y., Kohara Y., Koshiyama Y., Yoshida H., 2011. Effects of pesticide practices on insect biodiversity in peach orchards. *Applied Entomology and Zoology* 46(3): 335-342.

Stockan J. A., Fielding D., 2013. Review of the impact of riparian invasive non-native plant species on freshwater habitats and species. CREW report CD 2013/xx. Available online at: crew.ac.uk/publications.

Thiele U., 1977. *Carabid beetles in their environments. A study on habitat selection by adaptation in physiology and behaviour*. Berlin, Germany. Springer-Verlag. xvii + 369 p.

Tooley J., Brust G. E., 2002. Weed seed predation by carabid beetles. *In*: Holland JM (Ed), The agroecology of Carabid beetles Intercept, Andover, (Intercept, ed), 215-229.

Ulrich W., Zalewski M., 2007. Are ground beetles neutral? *Basic and Applied Ecology* 8(5): 411-420.

Valemberg J., 1997. *Catalogue descriptif, biologique et synonymique de la faune paléarctique des Coléoptères Carabidae. Tome 1 & 2*. Mémoire de la Société entomologique du Nord de la France. 1119 p.

Van Looy K., Vanacker S., Jochems H., De Blust G., Dufrene M., 2005. Ground beetle habitat templets and riverbank integrity. *River Research and Applications* 21(10): 1133-1146.

Velle L., 2004. Les coléoptères de la Réserve Naturelle Nationale du Val d'Allier (03). Rapport RN du Val d'Allier, ONF et LPO. 48p.

Villemant C., Blanchot P., 2004. *Portraits d'insectes*. Seuil. 238 p.

Winter K., 1980. Succession of arthropods in burned Scots pine forests. 3. Ground beetles (Carabidae). *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 99(5/6): 356-365.

Work T. T., Buddle C. M., Korinus L. M., Spence J. R., 2002. Pitfall trap size and capture of three taxa of litter-dwelling arthropods: Implications for biodiversity studies. *Environmental Entomology* 31(3): 438-448.

Zalewski M., Ulrich W., 2006. Dispersal as a key element of community structure: the case of ground beetles on lake islands. *Diversity and Distributions* 12 (6): 767-775.

Annexes

Annexe 1 : autorisation de circulation

Conseil Général le Loiret

DOMAINE PUBLIC FLUVIAL DE LOIRE

AUTORISATION INDIVIDUELLE DE CIRCULATION
(Article 62 du décret du 6 février 1932)

- Vu la convention de superposition d'affectation du Domaine Public Fluvial signée entre l'Etat et le Département du Loiret en date du 11 juin 2009,
- Vu l'avenant n° 1 à la convention de superposition d'affectation du Domaine Public Fluvial signé entre l'Etat et le Département du Loiret en date du 2 décembre 2010,

L'Institut National de Recherche Agronomique (Centre d'Orléans), dont le siège social est situé 2163 avenue de la Pomme de Pin à ARDON (45075 ORLEANS Cedex 2)), est autorisée à circuler sur le domaine public fluvial de Loire des communes de JARGEAU, SANDILLON, MEUNG-SUR-LOIRE et BAULE, dans le département du Loiret, dans le cadre du projet BioMareau.

Cette autorisation est valable jusqu'au 31 décembre 2015 inclus.

L'autorisation est délivrée à titre individuel, temporaire et précaire. Elle peut être à tout moment suspendue, limitée ou retirée sans indemnité pour des motifs liés à la sécurité des usagers de l'itinéraire cyclable « la Loire à Vélo », ou à son exploitation, ou pour tout autre motif d'intérêt général.

Orléans, le 09 JUIL. 2013

Pour le Président du Conseil général
Et par délégation,

Sandrine GERARD
Directeur adjoint de l'Attractivité des Territoires

Hôtel du Département - 15 rue Eugène Vignat
B.P. 2019 - 45010 Orléans Cedex 1
Tél. : 02 38 25 48 48 - Fax : 02 38 25 48 00
loiret@cg45.fr

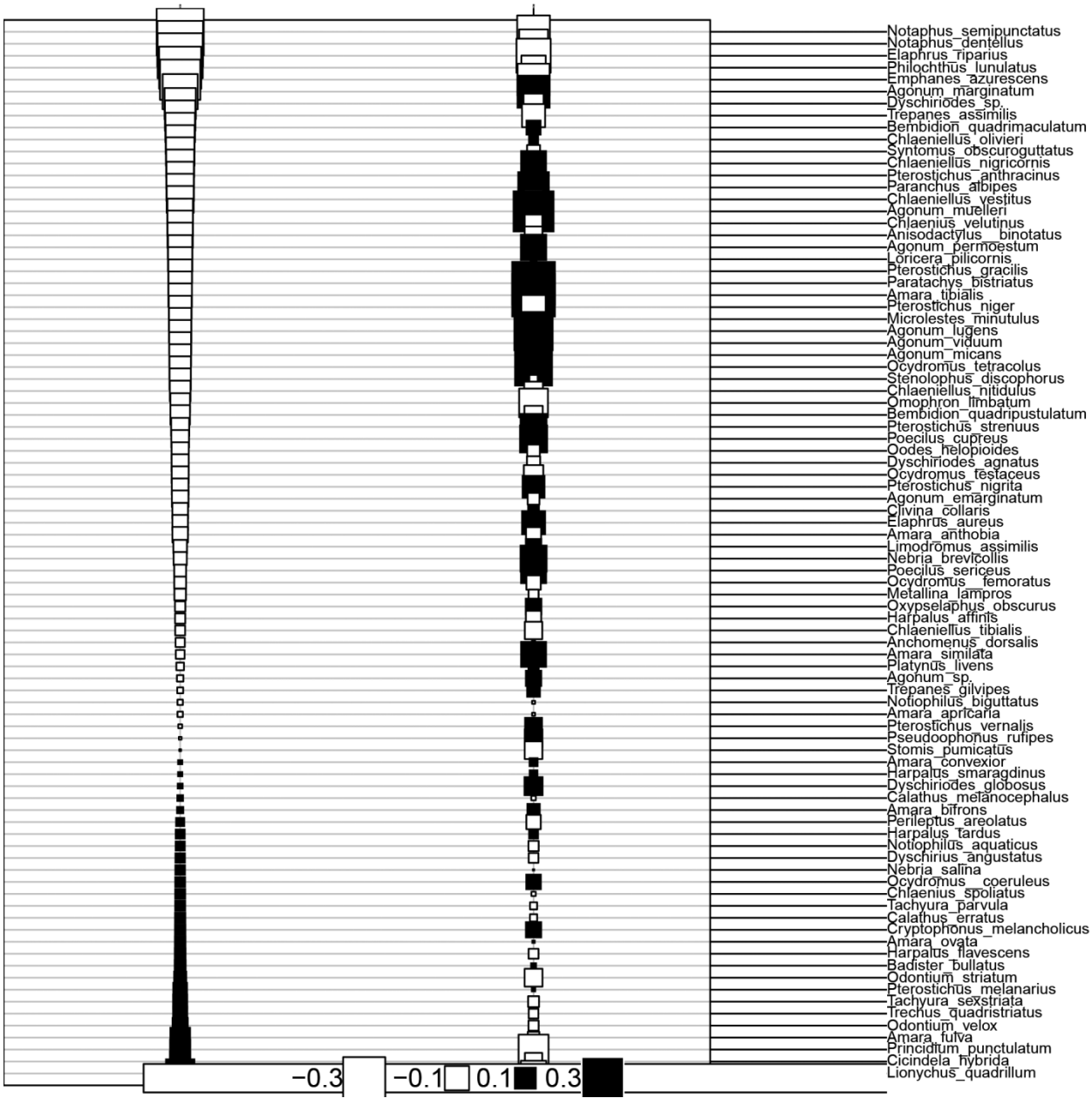
Annexe 2 : nombre d'échantillons valides en fonction des sites, des années et des habitats (Légende : en gris foncé les situations non étudiées, en gris clair celles recherchées mais non trouvées sur le site)

			sites aval		RNN de Saint-Mesmin			site amont
			Beaugency	Muides-sur-Loire	ilot A et B	ilot C	ilot D	Sandillon
Barber	2012	sable humide				0		
		sable sec				21		
		gravier sec				24		
		gravier humide				18		
		vase et dépôt				16		
		milieu herbacé				22		
		fente de retrait				16		
		taillis peuplier				24		
	2013	sable humide						
		sable sec	4		7	5	10	5
		gravier sec	12		8	11	8	21
		gravier humide	10		8	8	3	5
		vase et dépôt	4		17	4	8	12
		milieu herbacé	16		11		16	30
		fente de retrait	7		17		1	15
		taillis peuplier			3			
	2014	sable humide						
		sable sec		2	2	5	2	2
		gravier sec		1	1	0	0	0
		gravier humide			1	5	0	0
		vase et dépôt		1	6	2	0	5
		milieu herbacé		3			0	1
		fente de retrait		0	1			1
		taillis peuplier		2	0			
Quadrat	2012	sable humide				4		
		sable sec				2		
		gravier sec				2		
		gravier humide				8		
		vase et dépôt				7		
		milieu herbacé						
		fente de retrait				6		
		taillis peuplier				5		
	2013	sable humide	5		6	2	3	6
		sable sec	1		1	0	0	1
		gravier sec	9		3	0	0	0
		gravier humide	9		7	8	4	5
		vase et dépôt	12		7	9	8	9
		milieu herbacé						
		fente de retrait	0		1			3
		taillis peuplier						
	2014	sable humide		1	0	0	2	0
		sable sec		0	0	0	0	0
		gravier sec		0	0	0		
		gravier humide		4	3	1	2	
		vase et dépôt		4	3		2	2
		milieu herbacé						
		fente de retrait		0	0			2
		taillis peuplier						
Polytrap	2012					1		
	2013		0		4		4	0
	2014			0	1		1	0

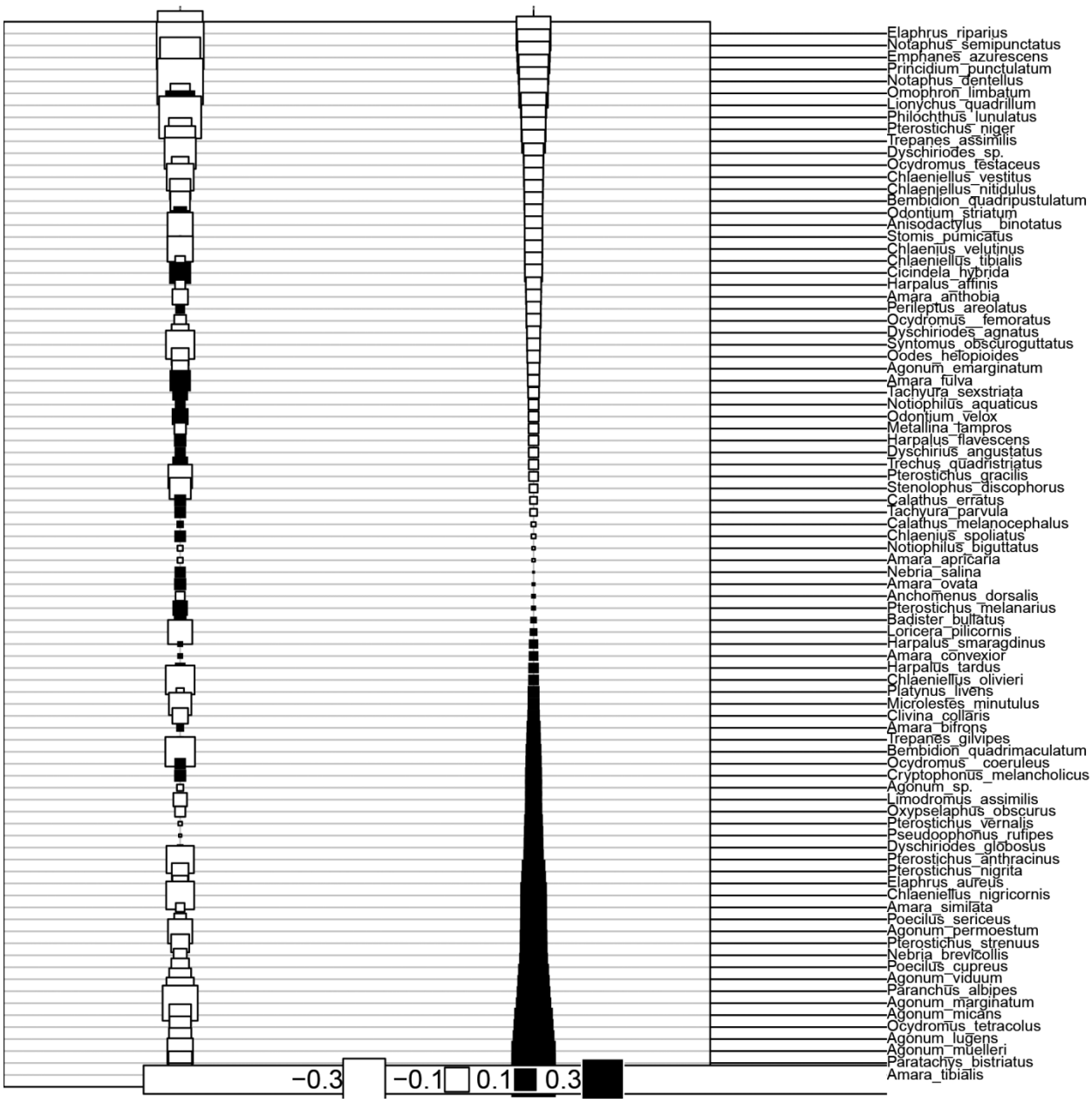
Annexe 3 : liste systématique des coléoptères Carabidae

1 *Cicindela campestris Linne, 1758*
2 *Cicindela hybrida Linné, 1758*
3 *Nebria brevicollis (Fabricius, 1792)*
4 *Nebria salina Fairmaire & Laboulbene, 1854*
5 *Clivina collaris (Herbst, 1784)*
6 *Dyschirius angustatus (Ahrens, 1830)*
7 *Dyschiriodes agnatus (Motschulsky, 1844)*
8 *Dyschiriodes nitidus (Dejean, 1825)*
9 *Dyschiriodes sp.*
10 *Dyschiriodes sp.2*
11 *Dyschiriodes globosus (Herbst, 1783)*
12 *Elaphrus aureus P. Muller, 1821*
13 *Elaphrus riparius (Linné, 1758)*
14 *Notiophilus aquaticus (Linné, 1758)*
15 *Notiophilus biguttatus (Fabricius, 1779)*
16 *Loricera pilicornis (Fabricius, 1775)*
17 *Omophron limbatum (Fabricius, 1776)*
18 *Perileptus areolatus (Creutzer, 1799)*
19 *Tachyura parvula (Dejean, 1831)*
20 *Tachyura sexstriata (Duftschmid, 1812)*
21 *Trechus quadristriatus (Schrank, 1781)*
22 *Paratachys bistriatus (Duftschmid, 1812)*
23 *Trepanes articulatus (Panzer, 1796)*
24 *Trepanes gilvipes (Sturm, 1825)*
25 *Bembidion quadrimaculatum (Linne, 1761)*
26 *Bembidion quadripustulatum Audinet-Serville, 1821*
27 *Ocydromus coeruleus (Audinet-Serville, 1821)*
28 *Trepanes assimilis (Gyllenhal, 1810)*
29 *Emphanes azurescens (Dalla Torre, 1877)*
30 *Ocydromus femoratus (Sturm, 1825)*
31 *Ocydromus testaceus (Duftschmid, 1812)*
32 *Ocydromus tetracolus (Say, 1823)*
33 *Philochthus lunulatus (Geffroy in Fourcroy, 1785)*
34 *Princidium punctulatum (Drapiez, 1821)*
35 *Notaphus semipunctatus (Donovan, 1806)*
36 *Notaphus varius (Olivier, 1795)*
37 *Notaphus dentellus (Thunberg, 1787)*
38 *Odontium striatum (Fabricius, 1792)*
39 *Odontium velox (Linne, 1761)*
40 *Metallina lampros (Herbst, 1784)*
41 *Anchomenus dorsalis (Pontoppidan, 1763)*
42 *Calathus erratus (C.R. Sahlberg, 1827)*
43 *Calathus melanocephalus (Linne, 1758)*
44 *Pterostichus strenuus (Panzer, 1796)*
45 *Pterostichus vernalis (Panzer, 1796)*
46 *Stomis pumicatus (Panzer, 1796)*
47 *Limodromus assimilis (Paykull, 1790)*
48 *Platynus livens (Gyllenhal, 1810)*
49 *Poecilus cupreus (Linne, 1758)*
50 *Poecilus sericeus Fischer von Waldheim, 1824*
51 *Pterostichus anthracinus (Illiger, 1798)*
52 *Pterostichus gracilis (Dejean, 1828)*
53 *Pterostichus nigrita (Paykull, 1790)*
54 *Pterostichus madidus (Fabricius, 1775)*
55 *Pterostichus melanarius (Illiger, 1798)*
56 *Pterostichus niger (Schaller, 1783)*
57 *Agonum lugens (Duftschmid, 1812)*
58 *Agonum marginatum (Linne, 1758)*
59 *Agonum muelleri (Herbst, 1784)*
60 *Agonum emarginatum (Gyllenhal, 1827)*
61 *Agonum permoestum Puel, 1938*
62 *Agonum viduum (Panzer, 1796)*
63 *Agonum viridicupreum (Goeze, 1777)*
64 *Agonum sp.*
65 *Agonum micans (Nicolai, 1822)*
66 *Oxypselaphus obscurus (Herbst, 1784)*
67 *Paranchus albipes (Fabricius, 1796)*
68 *Amara anthobia A. Villa & G.B. Villa, 1833*
69 *Amara convexior Stephens, 1828*
70 *Amara lunicollis Schiodte, 1837*
71 *Amara ovata (Fabricius, 1792)*
72 *Amara similata (Gyllenhal, 1810)*
73 *Amara tibialis (Paykull, 1798)*
74 *Pseudoophonus rufipes (De Geer, 1774)*
75 *Amara apricaria (Paykull, 1790)*
76 *Amara fulva (O.F. Muller, 1776)*
77 *Amara bifrons (Gyllenhal, 1810)*
78 *Anisodactylus binotatus (Fabricius, 1787)*
79 *Cryptophonus melancholicus (Dejean, 1829)*
80 *Harpalus affinis (Schrank, 1781)*
81 *Harpalus flavescens (Piller & Mitterpacher, 1783)*
82 *Harpalus smaragdinus (Duftschmid, 1812)*
83 *Harpalus tardus (Panzer, 1797)*
84 *Stenolophus discophorus (Fischer von Waldheim, 1823)*
85 *Acupalpus brunnipes (Sturm, 1825)*
86 *Oodes helopioides (Fabricius, 1792)*
87 *Chlaeniellus nigricornis (Fabricius, 1787)*
88 *Chlaenius spoliatus (P. Rossi, 1792)*
89 *Chlaenius velutinus (Duftschmid, 1812)*
90 *Chlaeniellus nitidulus (Schrank, 1781)*
91 *Chlaeniellus olivieri (Crotch, 1871)*
92 *Chlaeniellus tibialis (Dejean, 1826)*
93 *Chlaeniellus vestitus (Paykull, 1790)*
94 *Badister bullatus (Schrank, 1798)*
95 *Badister lacertosus Sturm, 1815*
96 *Panagaeus cruxmajor (Linne, 1758)*
97 *Syntomus obscuroguttatus (Duftschmid, 1812)*
98 *Microlestes minutulus (Goeze, 1777)*
99 *Lionychus quadrillum (Duftschmid, 1812)*

Annexe 4 : classification sur l'axe 1 de l'ACP "within sites"



Annexe 5 : classification sur l'axe 2 de l'ACP "within sites"

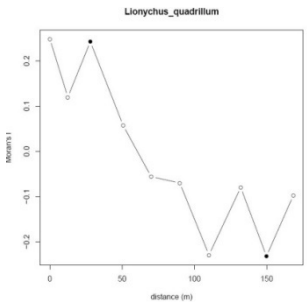


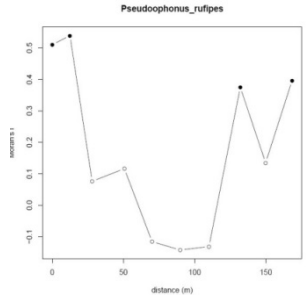
Annexe 6 : espèces uniquement rencontrées dans un (A) ou deux habitats (A & B)

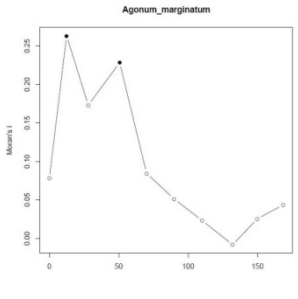
espèce	habitat (A)	habitat (B)	nombre d'individus (A)	nombre d'individus (B)
Notiophilus aquaticus	fente de retrait		1	
Amara anthobia	fente de retrait		1	
Dyschiriodes sp.	gravier humide		1	
Nebria salina	gravier sec		1	
Dyschirius angustatus	gravier sec		1	
Tachyura parvula	gravier sec		1	
Calathus erratus	gravier sec		1	
Nebria brevicollis	herbacés		1	
Trepanes gilvipes	herbacés		1	
Platynus livens	herbacés		1	
Pterostichus madidus	herbacés		1	
Agonum viridicupreum	herbacés		1	
Amara convexior	herbacés		1	
Amara tibialis	herbacés		1	
Amara apricaria	herbacés		1	
Harpalus smaragdinus	herbacés		1	
Badister bullatus	herbacés		2	
Badister lacertosus	herbacés		1	
Panagaeus cruxmajor	herbacés		2	
Stomis pumicatus	sable sec		1	
Harpalus flavescens	sable sec		1	
Notiophilus biguttatus	taillis de peuplier		1	
Agonum viduum	taillis de peuplier		1	
Bembidion quadripustulatum	vase et dépôt		2	
Stenolophus discophorus	vase et dépôt		4	
Calathus melanocephalus	fente de retrait	herbacés	1	1
Pterostichus nigrita	fente de retrait	herbacés	1	1
Pterostichus niger	fente de retrait	vase et dépôt	1	1
Anisodactylus binotatus	fente de retrait	vase et dépôt	2	2
Harpalus affinis	fente de retrait	sable sec	6	1
Chlaenius spoliatus	fente de retrait	gravier humide	10	4
Microlestes minutulus	fente de retrait	vase et dépôt	1	6
Philochthus lunulatus	gravier humide	vase et dépôt	3	10
Notaphus dentellus	gravier humide	vase et dépôt	1	80
Harpalus tardus	gravier humide	herbacés	1	2
Chlaenius velutinus	gravier humide	vase et dépôt	1	1
Odontium velox	gravier sec	sable sec	1	4
Amara ovata	gravier sec	herbacés	1	1
Elaphrus aureus	herbacés	taillis de peuplier	1	2
Paratachys bistriatus	herbacés	vase et dépôt	1	1
Syntomus obscuroguttatus	herbacés	vase et dépôt	1	1
Dyschiriodes nitidus	sable humide	vase et dépôt	2	6

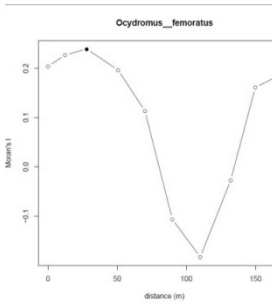
Annexe 7 (1/2) : corrélogrammes des Carabidae présentant une structuration spatiale en fonction des sites d'études

Sandillon

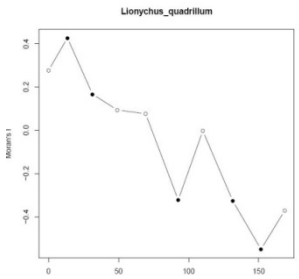


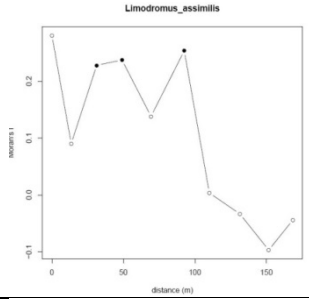


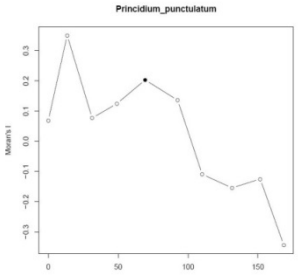


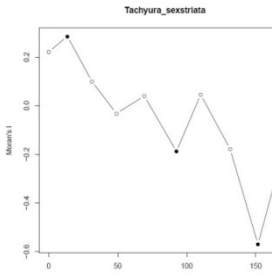


Beaugency

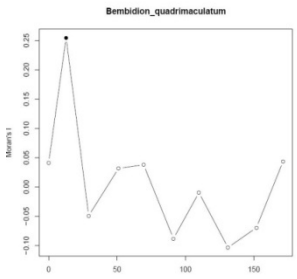


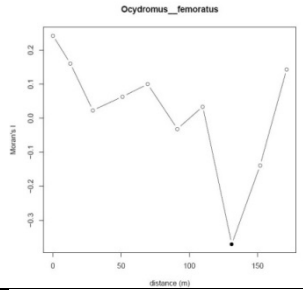




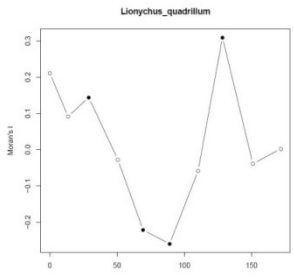


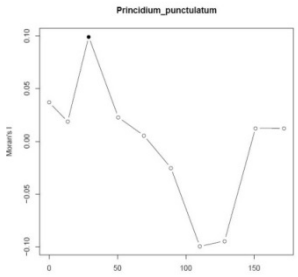
RNN ilot amont (ilot D)

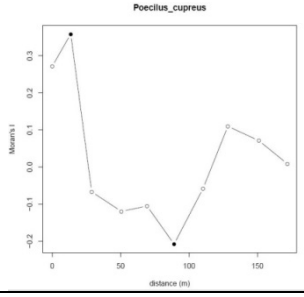




RNN ilots avals (ilot A+B)

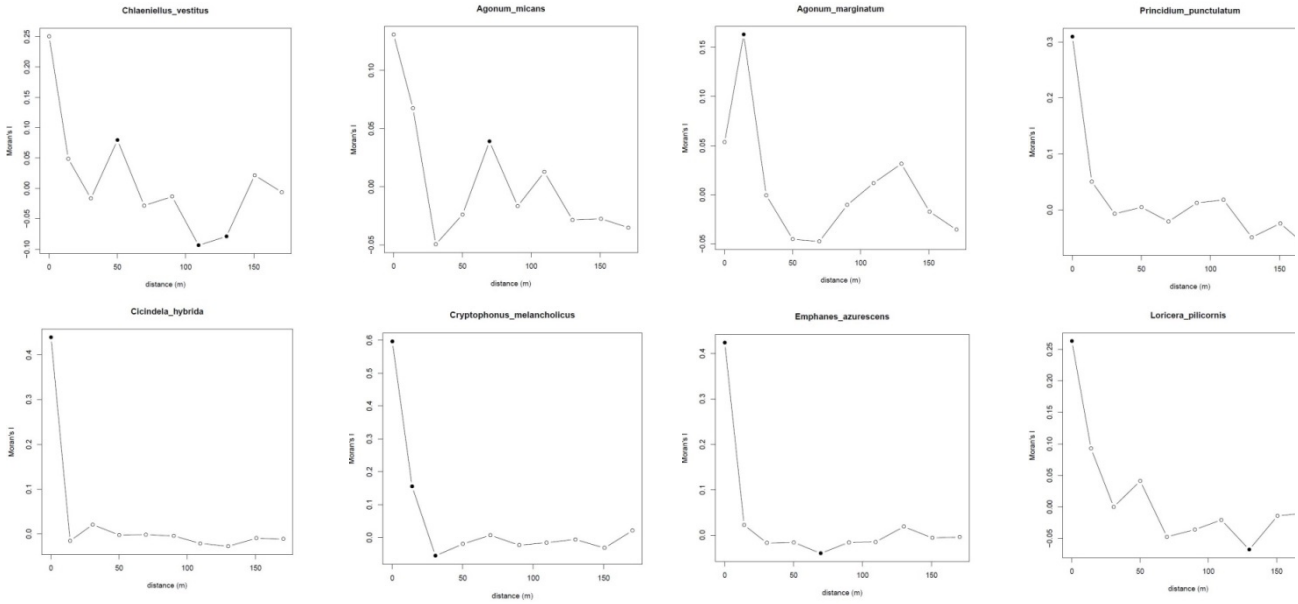




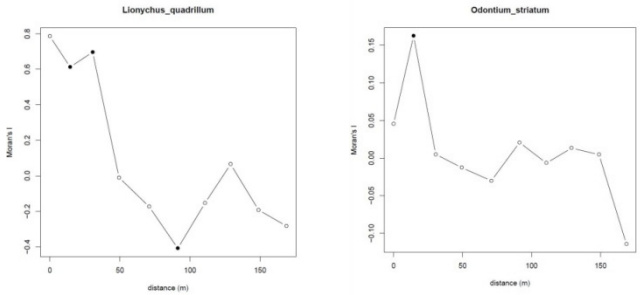


Annexe (2/2) : corrélogrammes des Carabidae présentant une structuration spatiale

RNN ilot C avant arasement en 2012



RNN ilot C après arasement en 2013



Tâche 3. Inventaire, cartographie et dynamique de la recolonisation par les oiseaux

1. **Objectifs**

2. **Description détaillée du suivi mis en place de 2012 à 2014**

3. **Evolution de la zone C au cours du printemps et des étés 2013 et 2014**

4. **Les oiseaux en période de reproduction**
   La Sterne pierregarin *Sterna hirundo* et la Sterne naine *Sterrnula albifrons*

   Le Petit Gravelot *Charadrius dubius*
   Le Chevalier guignette *Actitis hypoleucos*
   Le Balbuzard pêcheur *Pandion haliaetus*

5 **Les oiseaux en période post-nuptiale 2013, les migrateurs et le passage prénuptial 2014**
   Les laridés
   Les limicoles
   Les passereaux

   Conclusion

L'intérêt ornithologique du site s'étendant de la fin du printemps, quand les niveaux d'eau permettent aux oiseaux de se poser, jusqu'au milieu de l'automne, quand les îles les plus basses sont recouvertes par les premières crues, le contenu du présent bilan reprend pour une large part des éléments exposés lors des comptes rendus annuels. Il couvre donc la période de reproduction des oiseaux nichant au sol, la dispersion post-nuptiale et les rassemblements qui y sont liés, puis la migration automnale des années 2012 à 2014.

1 Objectifs

Les objectifs de cette tâche sont les suivants :
1 Déterminer et quantifier (nombre de couples) les espèces d'oiseaux se reproduisant sur l'île avant les travaux
2 Déterminer les espèces d'oiseaux susceptibles de se reproduire sur le substrat pionnier après les travaux,
3 Evaluer le succès de la reproduction de ces espèces,
4 Mesurer l'évolution des effectifs au fil des années en lien avec le développement de la végétation.

2 Description détaillée du suivi mis en place

La campagne de l'année 2012 avait permis d'observer les espèces se reproduisant sur l'île colonisée par une végétation arbustive composée presque exclusivement de Salicacées. Les observations de 2013 et de 2014 devaient permettre de noter les probables modifications de composition de l'avifaune suite aux travaux de dévégétalisation et de reprofilage du secteur intitulé « zone C » sur les cartes relatives au dossier BioMareau.

Les observations régulières des oiseaux ont été réalisées entre la fin du mois de mars et le mois de septembre, sous la forme de séances de 30 minutes destinées à repérer les oiseaux présents, notamment les nicheurs sur l'île qui a fait l'objet des travaux de la DDT à l'automne 2012. Les observations ont été faites à différents moments de la journée afin de couvrir l'ensemble des activités des oiseaux.
Ces observations ont été réalisées en priorité depuis la rive sud (Mareau-aux-Prés) afin d'éviter au maximum les contre-jours. De façon marginale, quelques données complémentaires ont été apportées à l'occasion de visites fortuites sur la rive droite (limite des communes de Chaingy et de Saint-Ay), mais aussi par la transmission d'observations par des ornithologues bénévoles en dehors de tout protocole.
De la même manière, tout au long du printemps et jusqu'à l'automne, les observations et les dénombrements des oiseaux non nicheurs utilisant le site ont été effectués lors des visites de routine. Ce sont des oiseaux nichant à proximité, sur des îlots voisins ou sur les rives, venant se nourrir, se reposer, parfois se baigner, ainsi que des migrateurs. Noter leur présence est intéressant pour tenir compte du rôle trophique que peut jouer le site. C'est très important pour les charadriiformes (limicoles de la famille des Charadriidés et des Scolopacidés) qui se nourrissent d'animalcules qu'ils trouvent dans la vase ou sous des cailloux. Il était prévisible que les travaux, qui agrandissent les surfaces de zones ouvertes, notamment au niveau des vasières, aient un impact positif sur les espèces de cet ordre. De même, il est intéressant de mentionner la présence d'oiseaux au repos : les secteurs dégagés par l'élimination de la végétation arbustive peuvent être très attractifs pour les espèces grégaires qui ont besoin d'avoir un horizon dégagé afin de repérer d'éventuels prédateurs. Pour les oiseaux qui ne font que survoler le site en migration active, leur présence est d'un faible intérêt comme indicateurs d'évolution de l'île de la zone C (leur présence est *a priori* totalement indépendante de l'état de conservation du territoire survolé). Ils ont néanmoins été notés comme fréquentant le site, au moins à un moment de leur cycle vital.

Au printemps 2014, les modalités d'observation ont été reprises en augmentant la fréquence des visites sur le site en raison des variations rapides d'effectifs en période de migration (principalement en mai) mais surtout parce que la nidification de plusieurs espèces était engagée et exigeait une surveillance très régulière. La migration postnuptiale a fait l'objet d'observations en période de baisse des niveaux, principalement en août et septembre.

Les différents statuts des espèces observées répondent aux définitions suivantes :

Les oiseaux en période de reproduction
Conformément aux préconisations du Comité Européen Oiseaux des Atlas Ornithologiques, trois catégories d'indices ont été notées pour les oiseaux observés à Mareau, selon que la nidification paraît certaine, probable ou possible.
Les indices sont énumérés ici selon l'ordre décroissant des valeurs. Dans les commentaires par espèces, c'est l'indice le plus élevé qui a été retenu.

- Nidification certaine
  - Nid garni d'œufs ou de jeunes
  - Transports de matériaux, d'aliments ou de fientes
  - Juvéniles non volants
  - Nid vide

- Nidification probable
  - Défense du nid ou des jeunes
  - Parades nuptiales
  - Couple tenant un territoire
  - Oiseau chantant en période de nidification

- Nidification possible
  Observation d'un oiseau en période de nidification dans un biotope favorable

Nidification à proximité.
Nous avons ajouté cette catégorie qui indique qu'un oiseau est vu ou entendu sur la zone 3 et qu'il niche probablement à proximité. Certaines espèces viennent s'y nourrir.

Les oiseaux en période de migration et d'hivernage

Ce sont les oiseaux de passage en migration. Ils ne nichent pas sur la zone C ni à proximité immédiate mais utilisent la zone pour se reposer, pour se nourrir ou ne font que la survoler. Certains oiseaux considérés comme hivernants, observés au cours de l'hiver, ont été notés. Toutes ces précisions sont données dans la liste commentée ci-après et dans le tableau récapitulatif.

3 Evolution de la zone C au cours du printemps et des étés 2013 et 2014

En 2013, les débits printaniers de la Loire ont été très élevés pendant tout le printemps et le début de l'été. Au moment où les Sternes pierregarin et les Petits Gravelots étaient susceptibles de s'installer pour nicher, fin avril, l'îlot n'était que très partiellement découvert et la surface disponible très limitée. Les débits étaient alors légèrement inférieurs à 400 m^3/s. Une brusque crue de la Loire devait alors recouvrir totalement le site (1980 m^3/s le 7 mai 2013. Après une décrue rapide, les débits sont remontés dans les derniers jours de mai pour atteindre 1480 m^3/s le 24 mai. La baisse a ensuite été graduelle, avec un pallier début juin, puis une nouvelle baisse à la mi-juin. Une île sableuse de dimension suffisante pour accueillir des oiseaux nichant au sol était alors formée, pour des débits proches de 400 m^3/s. Nous avons pu noter une très nette évolution du site à l'issue de cet épisode de crue, avec d'importants dépôts de sédiments entre fin avril et mi-juin. Ces observations sont corroborées par les mesures réalisées sur le site par l'université de Tours (Rodrigues et Winterberger) et sont illustrées par les photos 1 et 2 prises respectivement les 7 mars et 25 juin 2013.

En 2014, après les habituelles crues d'hiver, modérées, avec un maximum de 1290 m^3/s le 24 janvier, les débits printaniers de la Loire ont baissé graduellement. Au moment où les Sternes pierregarin et les Petits Gravelots étaient susceptibles de s'installer pour nicher, fin avril, l'îlot était bien apparent et les conditions favorables à la reproduction. Les débits étaient alors légèrement inférieurs à 125 m^3/s le 24 avril (à comparer aux 400 m^3/s un an plus tôt). L'étiage annuel était atteint dans la dernière décade de juin avec des débits voisins de 60 m^3/s. Les niveaux devaient remonter brutalement, et l'été 2014 se caractérise par des débits anormalement élevés : à la mi-juillet puis à la mi-août, ils devaient atteindre et même dépasser 400 m^3/s, ce qui n'a pas été observé depuis longtemps (aucun débit comparable noté depuis 1977). En ce qui concerne les oiseaux, ces débits d'été, qui auraient pu être destructeurs de nichées un peu tardives, ont été sans influence, les oiseaux ne s'étant pas installés quand les conditions étaient favorables, de la fin avril à début juin. Les stationnements d'oiseaux migrateurs ou non nicheurs ont été abondants.

Bien que toujours dépourvu de végétation, nous avons pu noter une nette évolution du site à l'issue des crues hivernales avec d'importants dépôts de sédiments. Ces observations sont corroborées par les mesures réalisées sur le site par l'université de Tours (Rodrigues et Winterberger).

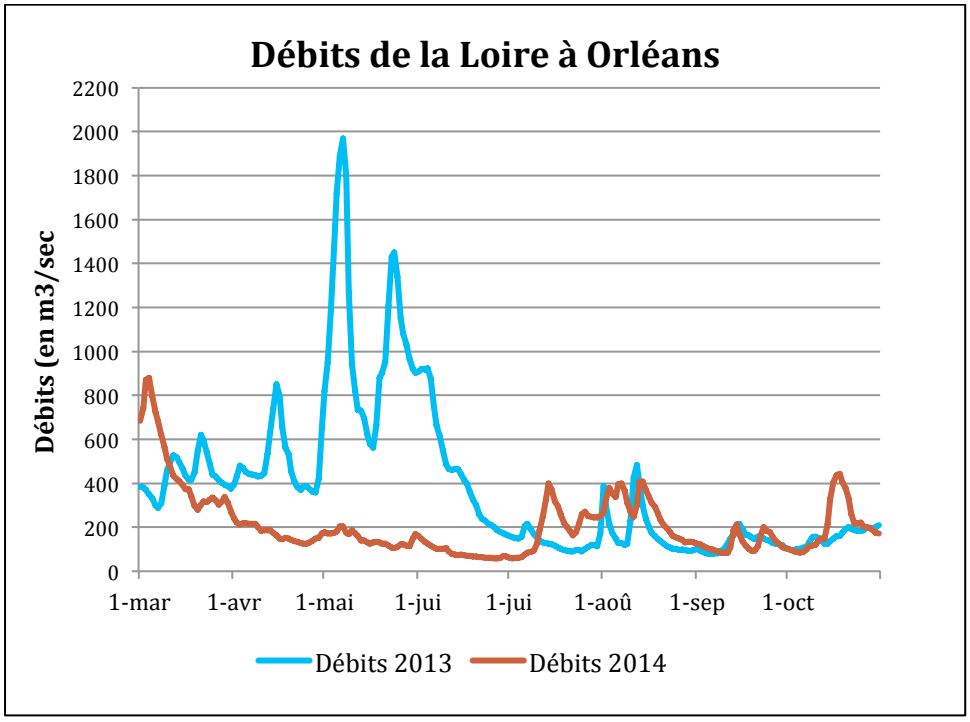


Fig. 1 Débits de la Loire à Orléans en 2013 et 2014 (de mars à octobre inclus). On notera une crue printanière en 2013 et deux crues inhabituelles en août. Les débits de juillet et août 2014 ont été très supérieurs aux normales, empêchant l'installation des espèces nichant sur les grèves.

La Loire à Mareau-aux-Prés le 25 juin 2013. Le débit est de 220 m^3 /s, l'îlot est bien formé.

La Loire à Mareau-aux-Prés le 19 mai 2014, avec un débit de 131 m^3 /s. Les dépôts de sédiments et les débits modérés permettent aux oiseaux de stationner sur l'île.

4 Les oiseaux en période de reproduction

- **La Sterne pierregarin *Sterna hirundo* et la Sterne naine *Sterrnula albifrons***
  Non nicheurs en 2012.
  Non nicheurs en 2013, tentative de reproduction de la Sterne naine en 2014.

2012. La Sterne pierregarin a été observée sur le site pendant toute la période de présence de l'espèce dans le département du Loiret. La première observation date du 26 mars (1 individu), la dernière se rapporte à 2 adultes et 1 juvénile en vol le 25 août.
Conformément à son statut habituel de nicheuse tardive, la Sterne naine est arrivée au début du mois de mai et les dernières ont été vues courant août.
Présentes pendant toute la période de reproduction, le nombre maximum d'oiseaux vus simultanément en vol est de 30 pour la Sterne pierregarin et de 10 pour la Sterne naine, sans pouvoir déterminer si les oiseaux étaient les mêmes d'un jour à l'autre. Aucune de ces espèces n'a niché sur le site de Mareau.
Il convient de préciser qu'en raison de hauteurs d'eau importantes pendant le printemps 2012, toutes les colonies du département du Loiret ont été détruites par les crues. La reproduction a donc été nulle, toutes les nichées ayant disparu. La baisse des niveaux de Loire a été trop tardive pour que les adultes puissent entreprendre une deuxième nichée de substitution. On a alors assisté à un fort erratisme de la fin du printemps au début de l'été.

2013. La Sterne pierregarin a été observée sur le site pendant toute la période de présence de l'espèce dans le département du Loiret. La première observation date du 12 avril 2013 (4 individus), la dernière se rapporte à un groupe familial début septembre.

Sterne pierregarin

Conformément à son statut habituel de nicheuse tardive, mais surtout en raison des niveaux d'eau élevés et des conditions météorologiques défavorables, la première donnée de Sterne naine est arrivée très tard : 2 oiseaux le 14 juin 2013. Les dernières ont été vues courant août.
Présentes pendant toute la période de reproduction, le nombre maximum d'oiseaux vus simultanément en vol est de 11 pour la Sterne pierregarin (le 2 juillet 2013) et de 4 pour la Sterne naine (le 2 juillet également).

Sterne naine

Aucune de ces espèces n'a niché en 2013 sur le site de Mareau.

Il convient de préciser qu'en raison de hauteurs d'eau importantes pendant le printemps 2013, l'installation des colonies du département du Loiret a été très tardive, avec une reproduction assez faible. On a assisté jusqu'au mois de juin à un fort erratisme de la fin du printemps au début de l'été.
En 2014, la Sterne pierregarin a été observée autour de l'îlot C à partir du 10 avril 2014 (4 individus dont 2 posés). Des oiseaux sont observés très régulièrement, en vol ou posés. Aucun signe de reproduction ni même de tentative n'a été observé.

2014. La première observation de Sterne naine en 2014 est parvenue à une date conforme aux dates habituellement signalées en Orléanais : 1 oiseau présent le 30 avril, posé en bordure d'îlot. L'effectif maximum observé sur le site est de 7 oiseaux le 26 mai. Des tentatives de reproduction ont été notées à plusieurs reprises avec des oiseaux commençant à couver. Un seul le 23 mai, 2 le 27 mai, 3 le 30 mai. Il semble que ces tentatives se soient soldées par des échecs. Pour des raisons inconnues, plus une seule Sterne naine ne couvait le 2 juin 2014.

- **Le Petit Gravelot *Charadrius dubius***
  Non nicheur en 2012
  Non nicheur mais tentative de reproduction (3 couples) en 2013.
  Nicheur probable en 2014.

2012. La nidification d'un couple est probable sur la zone 3, dans la partie nord : dès le mois d'avril, des chants et des parades nuptiales sont observées, sans preuve formelle de la reproduction, peut-être contrariée par les niveaux d'eau qui n'ont guère baissé au cours du printemps (la nichée a pu être noyée). La nidification d'un deuxième couple est possible un peu plus à l'aval.

2013. Des parades nuptiales ont été observées à partir du 25 juin 2013, dès que le site a présenté des surfaces sableuses suffisamment étendues pour que cette espèce qui niche au sol trouve des conditions favorables à la nidification : cris, poursuites et parades nuptiales pour trois couples qui ont occupé la partie sud-ouset de l'îlot C. Ces manifestations ont duré quelques jours et ont cessé dans les tout derniers jours de juin. Il est vraisemblable que la date était trop tardive pour que ces oiseaux soient physiologiquement aptes à entreprendre puis mener à son terme la nidification.

Petit Gravelot

2014. Tout au long du mois d'avril 2014, les effectifs de cette espèce ont été élevés : 13 oiseaux le 10 avril, 10 le 23 avril, avec un maximum de 16 le 30 avril. Les cris et les parades nuptiales ont été incessants et les comportements ne laissaient guère de doute sur la probabilité de la reproduction. 10 individus étaient encore présents le 12 mai dont un en train de couver. Pour des raisons inconnues, la nidification ne semble pas avoir été menée à son terme.

Chevalier guignette

Le Chevalier guignette *Actitis hypoleucos*

Nicheur probable en 2012 (1 couple)
Nicheur possible en 2013 (1 couple).
Nicheur certain en 2014 (2 couples).

En 2012. C'est un nicheur rare dans le département du Loiret (moins de 5 couples reproducteurs avérés). Il faut préciser qu'obtenir des preuves de reproduction est difficile car les adultes dissimulent très bien leur nid et leur couvée. L'île de Mareau est l'un de ses rares sites de nidification régulière dans le Loiret.

En 2013, des parades nuptiales, des poursuites en vol ont été notées le 3 juin pour un couple, à une période favorable à la reproduction. On ne peut toutefois pas exclure la présence d'oiseaux en halte migratoire. L'espèce était encore présente le 25 juin, puis le 2 juillet 2013.
Il n'y a pas eu d'indice probant de la nidification et aucun juvénile non volant n'a été observé On retient le critère « nicheur possible » pour un couple sur la zone C.

En 2014, après le passage pré-nuptial, un accouplement est observé le 26 mai 2014 dans la partie sud-ouest de l'îlot C. Les comportements et notamment les alarmes d'oiseaux adultes indiquent une forte probabilité de reproduction. Dans la zone centrale de l'îlot C, un couple de Chevaliers guignettes a montré les mêmes comportements. Les observations de juvéniles au mois de juin 2014 ont permis de confirmer la nidification (jeunes déjà grands, nourris par les adultes fin juin 2014).

- **Le Balbuzard pêcheur *Pandion haliaetus*** : nicheur proche en 2013 et en 2014, vient pêcher sur le site.

Balbuzard pêcheur

2013. Ce grand rapace niche depuis quelques années en Sologne du Loiret. La Loire constitue pour lui son site de pêche favori. Le secteur de l'îlot C a été visité très régulièrement en 2013, peut-être quotidiennement pendant la période d'élevage des jeunes, du printemps au début d'été. La présence de cette espèce est sans rapport avec les travaux qui ont eu lieu en 2012.

En 2014, la situation est le même : deux oiseaux adultes sont observés quotidiennement durant le mois de mai.

- **Les passereaux migrateurs**

En 2012 et avant. Lorsque l'îlot était recouvert d'un taillis dense de Peupliers noirs (en 2012 et avant), plusieurs espèces de passereaux venaient y nicher, ou nichaient à proximité immédiate et venaient sur l'îlot pour se nourrir ou chercher de la nourriture pour leurs jeunes : le Bruant des roseaux, la Rousserolle effarvatte, l'Hypolaïs polyglotte, la Fauvette à tête noire, la Bergeronnette grise etc.

En 2013, ces espèces n'ont pas été notées sur le site. Seule la Bergeronnette grise a été régulièrement observée sur les grèves de la Loire. Elle a probablement niché à proximité immédiate. Huit individus capturant des insectes ont été notés le 2 juillet 2013.

2014. La situation du printemps 2014 est en tout point similaire. La Bergeronnette grise est nicheuse certaine : 2 adultes avec 4 juvéniles sont présents sur l'île le 23 mai 2014.
La Bergeronnette printanière, non nicheuse en 2013 est présente tout au cours du printemps 2014. Elle a probablement niché sur l'îlot D et le mâle vient chasser les insectes en bordure de l'îlot C.

5 Les oiseaux en période post-nuptiale 2013, les migrateurs et le passage prénuptial 2014

Tout au cours de l'été 2013 et au printemps 2014, l'îlot C a été favorable au stationnement des oiseaux des grèves, principalement les laro-limicoles (mouettes, sternes et goélands, d'une part, limicoles d'autre part). Ces oiseaux ne se sont pas reproduits sur place mais ont utilisé le site pour se reposer ou pour se nourrir dans les vasières.

- **Les laridés et sternidés migrateurs**

2013. A la fin juin et en juillet 2013, les groupes observés étaient probablement composés d'oiseaux nichant à proximité ou ayant échoué dans leur tentative de reproduction. Pour les espèces pour lesquelles il est possible de distinguer les adultes des juvéniles (Mouette rieuse, Sterne pierregarin…), les oiseaux observés étaient très majoritairement des adultes, ce qui indique un faible taux de reproduction en 2013. La Sterne pierregarin, la Sterne naine, le Goéland leucophée ont été les plus fréquents.

2014. La situation est identique au printemps 2014. On peut noter le passage de migrateurs peu fréquents : une Mouette pygmée le 17 avril et 4 Guifettes moustac le 27 mai 2014.

- **Les limicoles migrateurs**

En 2013, parmi les espèces de limicoles observées, citons le Vanneau huppé (30 posés le 26 juin), le Petit Gravelot (14 le 2 juillet) et le Bécasseau maubèche (3 le 9 septembre). Cette espèce niche dans la région arctique, elle est migratrice en France, observée surtout sur le littoral. Elle est peu fréquente dans l'Orléanais.
Parmi les Ardéidés, l'Aigrette garzette a été souvent notée (4 posées le 2 juillet) ainsi que le Héron cendré. Quelques observations ont été réalisées de Grande aigrette au cours de l'été, avec un maximum de 3 individus le 12 septembre.

2014. Au printemps, les faibles débits et l'extension de l'îlot C ont permis des stationnements exceptionnels de limicoles. De nombreuses espèces peu communes ont été notées, comme l'Avocette élégante ou le Bécasseau sanderling. La durée des haltes migratoires est tout aussi remarquable.
Avocette élégante : 3 individus le 30 avril 2014.
Bécasseau sanderling : 1 individu le 7 mai, 2 le 9 mai, 1 le 24 mai et 1 le 2 juin 2014.
Bécasseau variable : 1 oiseau présent du 10 au 13 mai 2014, en plumage nuptial. Quelques observations d'isolés au passage postnuptial.
Bécasseau maubèche : 2 individus le 12 mai, en plumage nuptial, encore 1 présent le 13 mai 2014.
Grand Gravelot : présent du 10 au 22 mai, avec un effectif maximum de 12 le 13 mai 2014. Passage perceptible à la fin août, avec 3 individus le 27 août.
Chevalier gambette : présent du 10 avril au 2 juin, avec un maximum de 8 oiseaux le 30 avril 2014. Pas d'observation estivale.
Chevalier aboyeur : présent du 16 avril à la fin mai. Maximum de 5 le 16 avril 2014. Un oiseau le 1er septembre.
Chevalier culblanc : quelques individus présents à partir du 16 avril (maximum de 5 le 27 juin), puis régulier en petit nombre en été.
Chevalier sylvain : 1 individu le 17 avril 2014.
Bécassine des marais : 2 le 17 avril 2014. En migration postnuptiale, un maximum de 30 oiseaux est observé le 28 août, nombre important.
Barge à queue noire : Un oiseau, probablement le même, observé du 27 août au 5 septembre.
Chevalier arlequin : un oiseau présent le 18 septembre.

Bécassine des marais

Conclusions

Les travaux réalisés à l'automne ont profondément modifié les conditions d'accueil des oiseaux, qu'ils soient nicheurs ou migrateurs, au niveau de l'îlot B de Mareau. Depuis 2013, dès que les niveaux le permettent, de nombreuses espèces d'oiseaux occupent l'espace dégagé.

Les passereaux qui utilisaient jusqu'en 2012 le site, pour nicher ou pour se nourrir, ont déserté l'îlot. La plupart des espèces étaient communes : Rossignol philomèle, Fauvette à tête noire, Rousserolle effarvatte… Seule la Bergeronnette grise continue à fréquenter la grève et y trouve probablement un bénéfice (elle capture les insectes au sol dans les milieux ouverts humides).

Les limicoles sont les grands bénéficiaires des travaux : ils ne pouvaient auparavant utiliser que les pourtours de l'île, ils peuvent maintenant exploiter les ressources alimentaires sur une grande surface. L'absence de végétation leur garantit une vision lointaine leur permettant de surveiller l'arrivée de tout danger, notamment des prédateurs éventuels. Les migrateurs ont été nombreux sur l'île qui offre à la fois la quiétude (zone de repos) et la nourriture (arthropodes). La seule espèce nicheuse a été le Petit Gravelot mais les conditions de niveau de Loire n'ont pas été favorables au cours des deux années de suivi. Quelques couples ont cependant niché. Le Chevalier guignette a niché de façon certaine (2 couples) mais sans lien avec les travaux car il installe son nid dans la végétation dense. Il utilise l'îlot C comme zone de nourrissage et également comme poste de guet.

Les laridés (mouettes et goélands de plusieurs espèces) ainsi que les **ardéidés** (hérons et aigrettes) ne nichent pas sur l'îlot mais ils sont nombreux à l'utiliser comme zone de repos ou de nourrissage (poissons et arthropodes capturés dans les mares). A ces groupes d'oiseaux aquatiques se mêlent fréquemment des Grands Cormorans.

Les sternidés (Sterne naine et Sterne pierregarin) sont les deux espèces présentes sur le site qui sont susceptibles de s'y reproduire. Il est difficile de distinguer les migrateurs qui fréquentent le site en halte migratoire des nicheurs proches, venus des colonies voisines de Beaugency ou d'Orléans.
Bien que présente tout au long de la saison de reproduction, la Sterne pierregarin n'a pas niché sur le site. En revanche, pour la Sterne naine, des tentatives de reproduction ont été notées à plusieurs reprises : parades nuptiales, offrandes, poursuite etc. Des oiseaux commençant à couver ont été observés : un seul le 23 mai, 2 le 27 mai, 3 le 30 mai. Il semble que ces tentatives se soient soldées par des échecs. Pour des raisons inconnues, plus une seule Sterne naine ne couvait le 2 juin 2014. On peut souligner que les fluctuations estivales de hauteurs de la Loire n'ont pas favorisé la reproduction des sternes sur l'ensemble du bassin ligérien. Mais l'installation d'une colonie nicheuse peut être longue à aboutir et il n'est pas rare d'observer plusieurs années d'échecs avant de constater la reproduction menée à son terme.
A cet égard, il est indispensable de continuer à suivre l'avifaune du site, l'habitat ayant toutes les caractéristiques favorables à la reproduction d'oiseaux nichant au sol comme les sternes et les Petits gravelots.

Tâche 4. Etude du report de la consommation ligneuse par les castors

Introduction

Le peuplier noir (*Populus nigra* L.), essence dominante de la ripisylve, est la source de toute la diversité et l'originalité rencontrées dans les différents cortèges floristiques qui se développent en milieux alluviaux (Lefèvre et al. 2001; Villar and Forestier 2009). Cependant, comme son habitat, *P. nigra* est également menacé et est aujourd'hui identifié comme une espèce prioritaire par la Commission Nationale de Conservation des Ressources Génétiques Forestières (Lefèvre et al. 2001). Les deux problèmes majeurs à l'origine de l'érosion des ressources génétiques de *P. nigra* sont la destruction de son habitat et les risques d'introgression par les peupliers cultivés (Villar and Forestier 2009). Ainsi, un programme national de conservation des ressources génétiques du peuplier noir, piloté actuellement par Marc Villar, a été mis en place. Pour mener à bien ce programme, la conservation *in situ*, également appelée conservation dynamique, constitue l'une des stratégies adoptées. Elle est réalisée via un réseau d'unités conservatoires (UC), localisé au sein d'espaces naturels (Lefèvre et al 2001; Pautou et al. 2003; Villar and Forestier 2009). Cependant, dans son habitat, le peuplier noir est soumis à différentes contraintes environnementales, biotiques ou abiotiques. De ce fait, il est important de prendre en considération ces différents facteurs intervenant dans la dynamique et la diversité génétique des populations de *P. nigra*. Sur la Loire, et notamment au sein de l'UC Mareau-St-Mesmin (Loiret) comprenant les îles de Mareau-aux-prés, les populations de *P. nigra* subissent une importante pression par le castor d'Europe (*Castor fiber* L.) réintroduit sur la Loire en 1973. Cette étude cherche à comprendre les mécanismes biotiques et abiotiques impliqués dans les interactions entre ces deux espèces.

Le castor d'Europe est une espèce emblématique des forêts riveraines. Mammifère herbivore, semi-aquatique de la famille des *Castoridae*, il vit en groupes familiaux composés d'un couple et des jeunes issues des deux dernières portées (2 ou 3 jeunes par an) (Louarn and Quéré 2003). La sélection du domaine vital, zone dans laquelle le groupe d'individus se nourrit, se multiplie et élève sa progéniture, se fait sur la base de différents facteurs biotiques et abiotiques (Vorel et al. 2008). Le choix de ce domaine semble être principalement lié à la végétation présente et aux caractéristiques physiques du cours d'eau (pente de la berge, nature du substrat, débit, profondeur, etc…) (Collen and Gibson 2001; Pinto et al. 2009). Des études menées sur la Loire (notre zone d'étude) ont permis d'observer une colonie de castor tous les 8.5 km de rive (Fustec et al. 2001). Souvent considéré comme une espèce clé (Krojerová-Prokešová et al. 2010; Pinto et al. 2009; Ruys et al. 2011) ou encore comme un ingénieur de l'écosystème (Jones et al. 2009; Pinto et al. 2009; Ruys et al. 2011) le castor est capable de modifier considérablement son milieu. Son régime alimentaire se compose majoritairement d'espèces ligneuses avec une préférence accrue pour les Saules (*Salix alba*) et les peupliers (*Populus nigra*) (Fustec et al. 2001; Haarberg and Rosell 2006; Krojerová-Prokešová et al. 2010; Ruys et al. 2011).

Ce travail de recherche constitue l'un des quatre tâches du projet 'BioMareau' et s'intéresse plus particulièrement à l'étude du report de la consommation ligneuse par les castors. En effet , l'îlot central des îles de Mareau-aux-prés, qui a entièrement été refaçonné par la DDT 45 en septembre 2012 (dévégétalisation, dessouchage et reprofilage) constituait la principale zone d'alimentation d'une famille de castor d'Europe (*Castor fiber*). Cette modification anthropique est alors à l'origine du questionnement scientifique suivant : (i) quelles étaient les habitudes alimentaires de la famille de castor avant les travaux ? (ii) comment va-t-elle modifier son comportement alimentaire après les travaux ? Quel en sera l'impact sur les autres îlots ?

Pour répondre à ces questions, des données avant (juillet-août 2012) et après travaux (juillet-août 2013 et 2014), liées à la végétation arborescente (espèce, port végétal, circonférence), à la présence du castor sur la zone d'étude (toboggans, terriers hutte) et à la pression d'herbivorie (traces fraiches ou anciennes sur l'écorce, pourcentage d'annélation sur ces arbres) ont été collectées et analysées. Au cours de cette étude, les analyses ont permis (i) de caractériser la zone d'étude, (ii) de définir les habitudes alimentaires de la famille de castor d'Europe présente dans cette zone avant les travaux, (iii) d'évaluer la modification de ce cheminement alimentaire après les travaux, (iv) et de répertorier les zones non touchées, particulièrement importantes dans cette UC, car elles renferment les géniteurs de peuplier noir à l'origine des futures générations.

Matériel et méthodes :

Zone d'étude

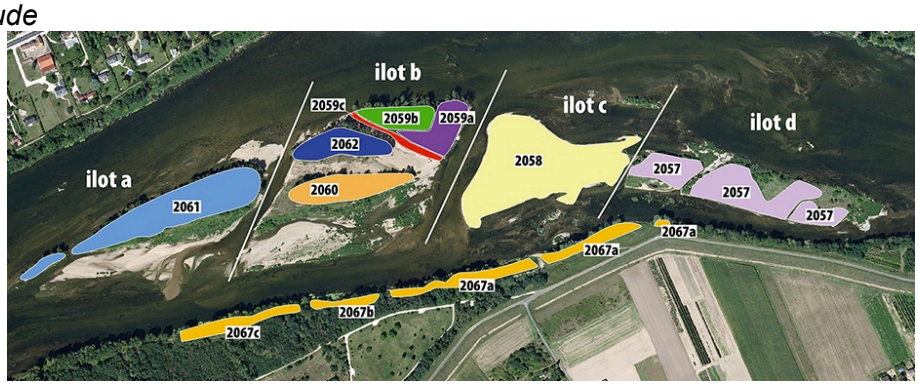


Fig. 1. Vue aérienne des îles de Mareau-aux-Prés. Classification en îlots et écotopes

La mosaïque d'îles de Mareau-aux-Prés est composée d'un ensemble de six îlots et de la berge sud du fleuve (Fig. 1). Dans l'étude, deux écotopes sur sept ne seront pas considérés. En effet, l'écotope 2059 (a et b) se caractérise par une végétation de type forêt mixte à bois dur (*Quercus* sp., *Juglans sp.*, *Ulmus sp.*, etc…) non appétante pour le Castor d'Europe. Le second écotope (2058) a été détruit par les travaux en septembre 2012 et ne figurera donc pas non plus dans les résultats suivants. Cependant, il est important de rappeler qu'avant les travaux d'entretien du lit de la Loire, cet écotope comprenait une végétation à Peuplier noir (cépées de 2 à 3m de haut, issues de semis de 2004 et 2005), recépée annuellement par la famille de castor, constituant ainsi la principale zone d'alimentation du Castor d'Europe (données INRA non publiées).

L'ensemble de la zone d'étude a été prospectée avant (juillet-août 2012) et après travaux (juillet-août 2013 et 2014) dans l'objectif de marquer, géo-référencer et phénotyper la végétation ligneuse et de géo-référencer les traces d'activités de la famille de castor d'Europe (6 individus en moyenne), présente sur le site depuis 1982 (Com. pers. ONCFS).

Mesures phénotypiques

Caractérisation de la végétation

La totalité des formations ligneuses des îles de Mareau-aux-Prés a été phénotypée selon deux critères principaux : l'espèce (*Populus nigra* ou *Salix sp*.) et le port végétal (tige ou rejets sur souche). En effet, les individus dont le brin principal a une circonférence supérieur à 8 cm ont été associés au phénotype « tiges adultes ». En opposition, les individus présentant un port plus arbustif avec de multiples rejets sur souche ont été associés au phénotype « rejets sur souche ». La circonférence des tiges adultes a été mesurée à 1m30.

Caractérisation de la pression d'herbivorie

Afin d'estimer la pression d'herbivorie exercée par le castor d'Europe sur la végétation ligneuse, deux critères additionnels ont été ajoutés. Le phénotype « tiges adultes touchées » est associé aux tiges adultes présentant des traces d'écorçage liées aux activités alimentaires du castor d'Europe. Par opposition, les individus ne présentant aucune trace d'écorçage sont associés au phénotype « tiges adultes saines ». Pour les tiges adultes touchées, l'écorçage a également été quantifié par l'estimation du pourcentage d'annélation (0 à 25%, 25 à 50%, 50 à 75% et 75 à 100%). En ce qui concerne les rejets sur souche, ce phénotype a été systématiquement interprété comme synonyme d'anciennes tiges adultes tombées par le castor d' Europe.

Marquage et géo-référencement

La végétation ligneuse

En 2012, la totalité des formations ligneuses (tiges adultes et rejets sur souche) a été géo-référencée à l'aide d'un GPS Nautix X7 (Getak) dont la précision varie de 1 à 3m. Certaines tiges adultes ont également été étiquetées pour faciliter le repérage visuel.

Les traces d'activités du castor d'Europe

Afin d'avoir une idée du comportement de la famille de Castor d'Europe présent sur la zone d'étude, différentes traces liées à l'habitat, aux déplacements et aux zones de nourrissage ont été relevées et géo-référencées. Sur la Loire, le Castor d'Europe vit dans un terrier hutte creusé sous un arbre de gros diamètre (Fustec et al. 2001). Plusieurs terriers hutte (terrier principal et terriers annexes) peuvent être dispersés sur le domaine vital d'une seule famille. Lors de ses déplacements quotidiens (plutôt nocturne) et notamment lorsqu'il quitte le milieu terrestre pour le milieu aquatique, le Castor d'Europe laisse des traces appelées « toboggans ».

Traitement des données et analyses statistiques

Saisies des données de terrain : les données 2012, 2013 et 2014 (n_{2012} = 2327 individus dont 1528 tiges adultes) ont été saisies, vérifiées, organisées et classées dans un tableur Excel.

Représentation spatiale : Afin de visualiser la répartition géographique des individus analysés, les données géo-référencées ont été représentées sous SIG. Ainsi les analyses thématiques conduites à l'aide du logiciel QGIS 2.0.1 v. Dufour ont permis la réalisation de cartes présentant la distribution spatiale des individus en fonction de leur phénotype (tiges adultes touchées, tiges adultes saines, rejets sur souche) et les traces d'activités du Castor d'Europe (terriers huttes, toboggans) en 2012, 2013 et 2014.

Analyses statistiques (…) : pour la plupart des données disponibles, les variables étudiées sont des variables qualitatives (espèce, port végétal, pression d'herbivorie). Ainsi, les analyses statistiques ont été réalisées en se focalisant sur des comparaisons de proportions. En ce qui concerne les variables quantitatives (circonférence, longitude, latitude et distance par rapport au terrier hutte principal), elles n'ont pas fait l'objet d'études indépendantes. Cependant, elles ont été examinées dans une analyse multidimensionnelle visant à expliquer une variable qualitative (ici le pourcentage d'annélation), à partir de variables explicatives quantitatives (circonférence, longitude, latitude et distance par rapport au terrier hutte principal). Ces analyses ont été effectuées à l'aide du logiciel statistique R (R Development Core Team 2008).

Résultats

2012 : Etat des lieux avant travaux (t_0) juillet-août 2012

Les mesures de 2012 ont permis de dresser un état des lieux de la végétation ligneuse présente sur la zone d'étude avant l'intervention des travaux de dévégétalisation en septembre 2012. Les analyses se sont focalisées sur (i) la caractérisation de la végétation présente sur chaque écotope et (ii) la pression d'herbivorie supportée par chaque îlot. Ainsi, pour chaque unité écologique, un inventaire précis de la végétation ligneuse a été réalisé.

Visualisation spatiale des données géo-référencées

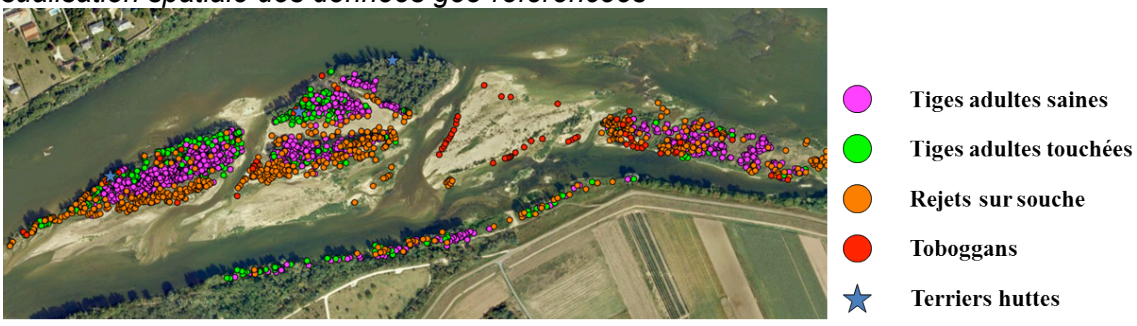


Fig. 2. Répartition spatiale des individus et des traces d'activités du castor d'Europe dans les îles de Mareau-aux-Prés avant les travaux de septembre 2012.

En 2012, 1528 tiges adultes et 799 rejets sur souche ont été géo-référencés et phénotypés (Fig.2). De plus, 4 terriers hutte (1 principal et 3 annexes) ainsi que 70 toboggans ont été géo-référencés. Parmi ces 70 toboggans, 30 sont localisés dans l'écotope 2058 détruit.

Espèce et port végétal

En 2012, *Populus nigra* est l'espèce dominante dans l'ensemble des îlots (Fig. 3 et Tab. 1). En effet, dans les écotopes 2057, 2060, 2061 et 2062, il représente plus de 90% des tiges adultes. Cependant, dans l'écotope 2067 situé sur la berge, *P. nigra* ne représente que 61% des tiges adultes. En effet, cette zone renferme également une forte proportion de tiges adultes de *Salix sp.* (39%). De plus, les écotopes 2057 et 2060 montrent une importante proportion de rejets sur souche. En effet plus de 45% des individus présents dans ces unités écologiques adoptent un port arbustif. Les autres écotopes 2061, 2062 et 2067 renferment respectivement 32%, 4% et 19% de rejets sur souche.

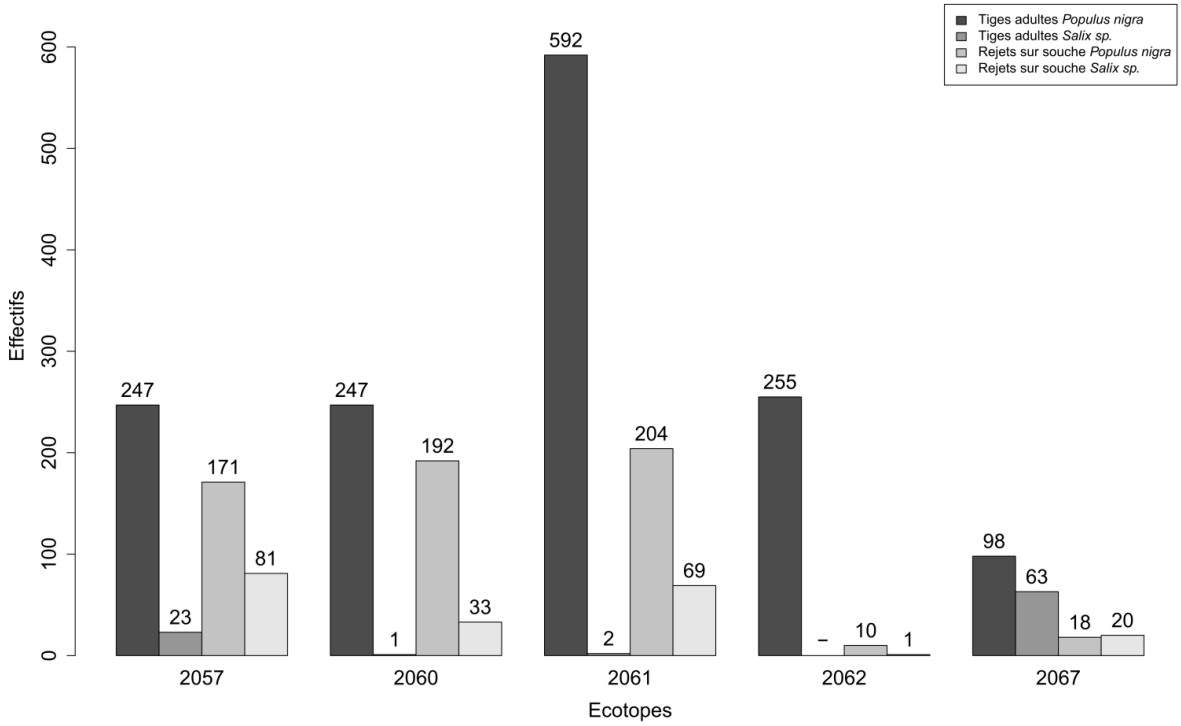


Fig. 3. Nombre de tiges adultes et de rejets sur souche par espèce et par écotope en 2012

Ports et espèces		Ecotope				
		2057	2060	2061	2062	2067
Tiges adultes	*Populus nigra*	91%	100%	100%	100%	61%
	Salix Alba	9%	0%	0%	0%	39%
Rejets sur souche	*Populus nigra*	68%	85%	75%	91%	53%
	Salix sp.	32%	15%	25%	9%	53%
Ensemble des individus	Tiges adultes	51%	52%	68%	96%	81%
	Rejets sur souche	49%	48%	32%	4%	19%

Tab. 1. Proportion de tiges adultes et de rejets sur souche (*P. nigra et Salix sp.*) par écotope en 2012.

2012 : Interactions Castor vs végétation

Pression d'herbivorie exercée sur les tiges adultes en 2012

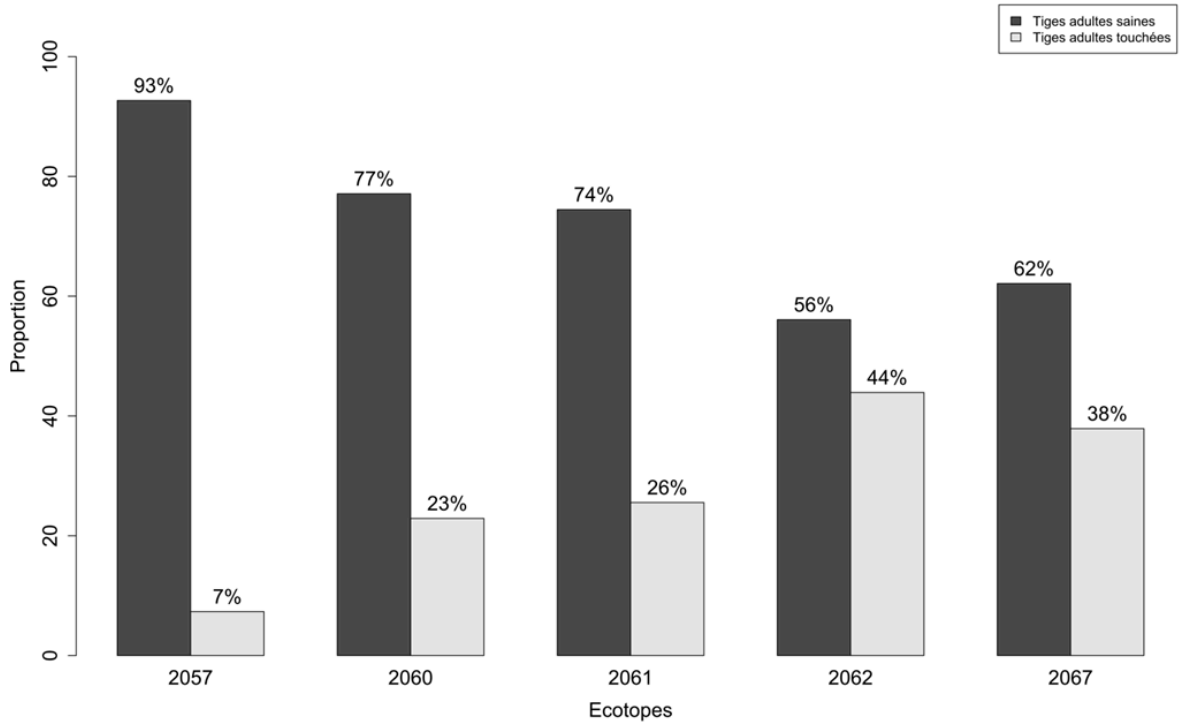


Fig. 4. Proportion de tiges adultes saines et touchées par écotope en 2012

En 2012, l'écotope 2057 apparait comme l'îlot renfermant la plus faible proportion de tiges adultes consommées par le castor d'Europe (Fig. 4). En effet, 7% des tiges adultes présentes sur cette zone montrent des traces d'écorçages. Les écotopes 2062 et 2067 sont les zones qui supportent la plus forte pression d'herbivorie sur tiges adultes avec plus de 35% des individus touchés.

Les analyses statistiques réalisées dans le but d'établir une classification hiérarchique ont conduit aux résultats suivants :

		Ecotope (Proportion 1)				
		2057	2060	2061	2062	2067
Ecotope (Proportion2)	2057	-	***	***	***	***
	2060	<	-	ns	***	***
	2061	<	=	-	***	**
	2062	<	<	<	-	ns
	2067	<	<	<	=	-

* : significatif (p-value< 5%) ; *** : très significatif (p-value <1%) ; *** : hautement significatif (p-value < 1‰)

= : p_1 égale p_2 ; < : p_1 inférieur à p_2 ; < : p_1 supérieur à p_2

Tab. 2. Tests de comparaison de proportions de tiges adultes touchées entre écotope au risque α = 5%

Ainsi, de l'écotope présentant la plus faible proportion de tiges adultes touchées vers l'écotope présentant la plus grande proportion de tiges adultes touchées, la classification établie est la suivante :

2057 < 2060 = 2061 < 2062 = 2067

Pression d'herbivorie exercée sur les rejets sur souches

Les rejets sur souches, considérés comme synonyme d'anciennes tiges adultes tombées par le castor d'Europe sont analysés de la même manière que précédemment. Les analyses statistiques réalisées dans le but d'ordonner les écotopes en fonction de la proportion de rejets sur souche ont conduit aux résultats suivants :

Tab. 3 : Test de comparaisons des proportions de rejets sur souches entre écotope au risque α = 5%

		Ecotope (Proportion 1)				
		2057	2060	2061	2062	2067
Ecotope (Proportion2)	2057	-	ns	***	***	***
	2060	=	-	***	***	***
	2061	>	>	-	***	***
	2062	>	>	>	-	***
	2067	>	>	>	<	-

* : significatif (p-value< 5%) ; *** : très significatif (p-value <1%) ; *** : hautement significatif (p-value < 1‰)

= : p_1 égale p_2 ; < : p_1 inférieur à p_2 ; < : p_1 supérieur à p_2

Ainsi, de l'écotope présentant la plus grande proportion de rejets sur souches vers l'écotope présentant la plus faible proportion, la classification établie est la suivante :

2057 = 2060 > 2061 > 2067 > 2062

2013 : Etat des lieux après travaux (t_1) juillet-août 2013

Les mesures de 2013 ont permis de dresser un état des lieux de la végétation ligneuse présente sur la zone d'étude un an après l'intervention des travaux de dévégétalisation de septembre 2012. Au même titre que 2012, les analyses se sont focalisées sur (i) la caractérisation de la végétation présente sur chaque écotope et (ii) la pression d'herbivorie supportée par chaque îlot.

En 2013, 1384 tiges adultes ont été géo-référencés et phénotypés. De plus, 4 terriers hutte (1 principal et 3 annexes) ainsi que 69 toboggans ont été géo-référencés.

Espèce et port végétal

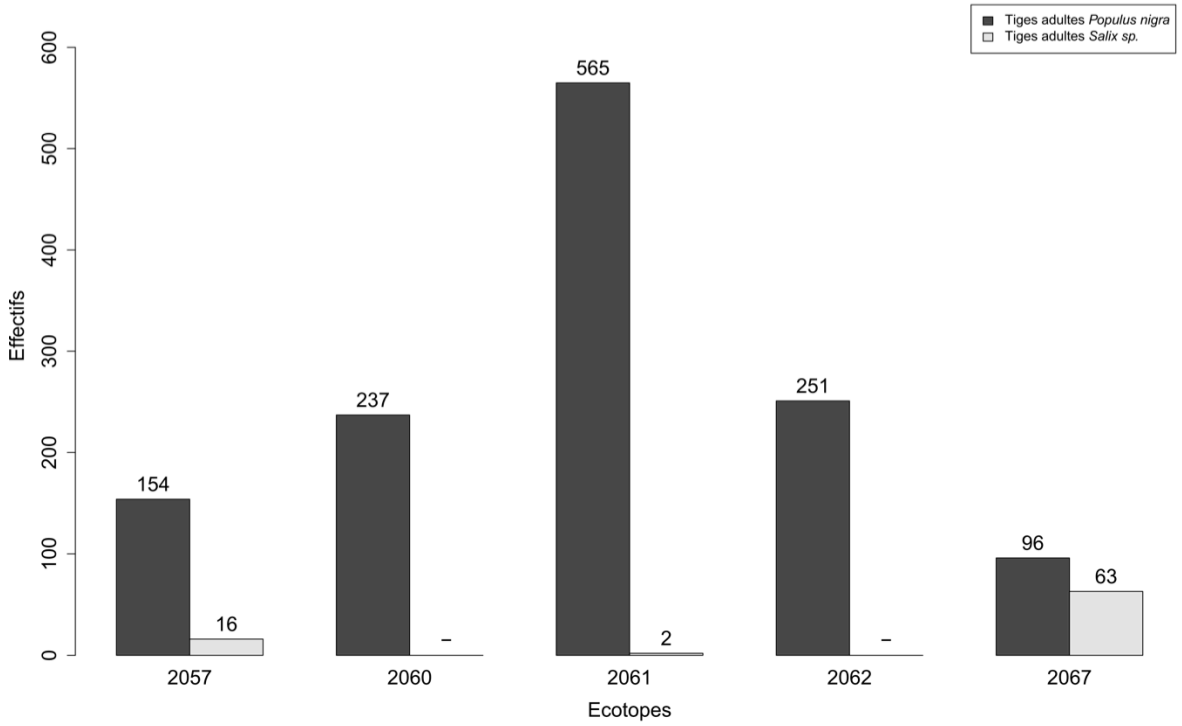


Fig. 5. Nombre de tiges adultes et de rejets sur souche par espèce et par écotope en 2013

Ports et espèces		Ecotope				
		2057	2060	2061	2062	2067
Tiges adultes	*Populus nigra*	91%	100%	100%	100%	60%
	Salix Alba	9%	0%	0%	0%	40%

Tab. 4. Proportions de tiges adultes par écotope en 2013

En 2013, *Populus nigra* reste l'espèce dominante dans l'ensemble des îlots (Fig. 5 et Tab. 4). En effet, il représente toujours plus de 90% des tiges adultes dans les écotopes 2057, 2060, 2061 et 2062 et 60% des tiges adultes dans l'écotope 2067 situé sur la berge.

2013 : Interactions Castor vs végétation (tiges adultes)

Dans cette partie, les analyses statistiques cherchent à mesurer la proportion d'individus consommés dans chaque écotope et ainsi caractériser le cheminement alimentaire de la famille de Castor d'Europe un an après les travaux.

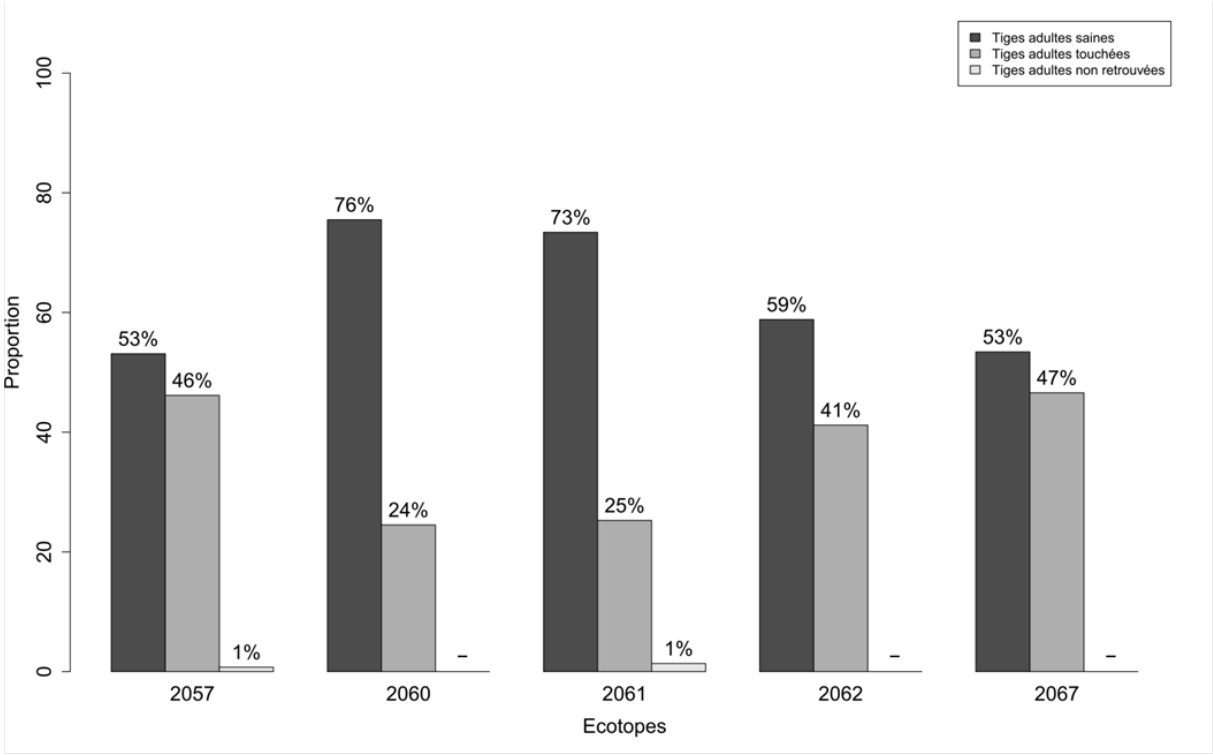


Fig. 6. Proportion de tiges adultes saines et touchées par écotope en 2013

En 2013, les écotopes 2060 et 2061 apparaissent comme les îlots renfermant la plus faible proportion de tiges adultes consommées. En effet, moins de 30% des tiges adultes présentes dans ces zones montrent des traces d'écorçages liés aux activités alimentaires du Castor d'Europe. Les écotopes 2057, 2062 et 2067, sont les îlots qui supportent la plus forte pression d'herbivorie sur tiges adultes avec plus de 40% des individus touchés.

Les analyses statistiques réalisées dans le but d'établir une classification hiérarchique ont conduit aux résultats suivants :

		Ecotope (Proportion 1)				
		2057	2060	2061	2062	2067
Ecotope (Proportion2)	2057	-	***	***	ns	ns
	2060	>	-	ns	***	***
	2061	>	=	-	***	***
	2062	=	<	<	-	ns
	2067	=	<	<	=	-

* : significatif (p-value< 5%) ; *** : très significatif (p-value <1%) ; *** : hautement significatif (p-value < 1‰)

= : p_1 égale p_2 ; < : p_1 inférieur à p_2 ; < : p_1 supérieur à p_2

Tab. 5. Test de comparaison de proportions de tiges adultes touchées entre écotope au risque α = 5%

Ainsi, de l'écotope présentant la plus faible proportion de tiges adultes touchées vers l'écotope présentant la plus grande proportion de tiges adultes touchées, la classification est la suivante :

2060 = 2061 < 2067 = 2062 = 2057

Visualisation spatiale des données géo-référencées 2014

En 2014, 1302 tiges adultes ont été géo-référencés et phénotypés.

Espèce et port végétal

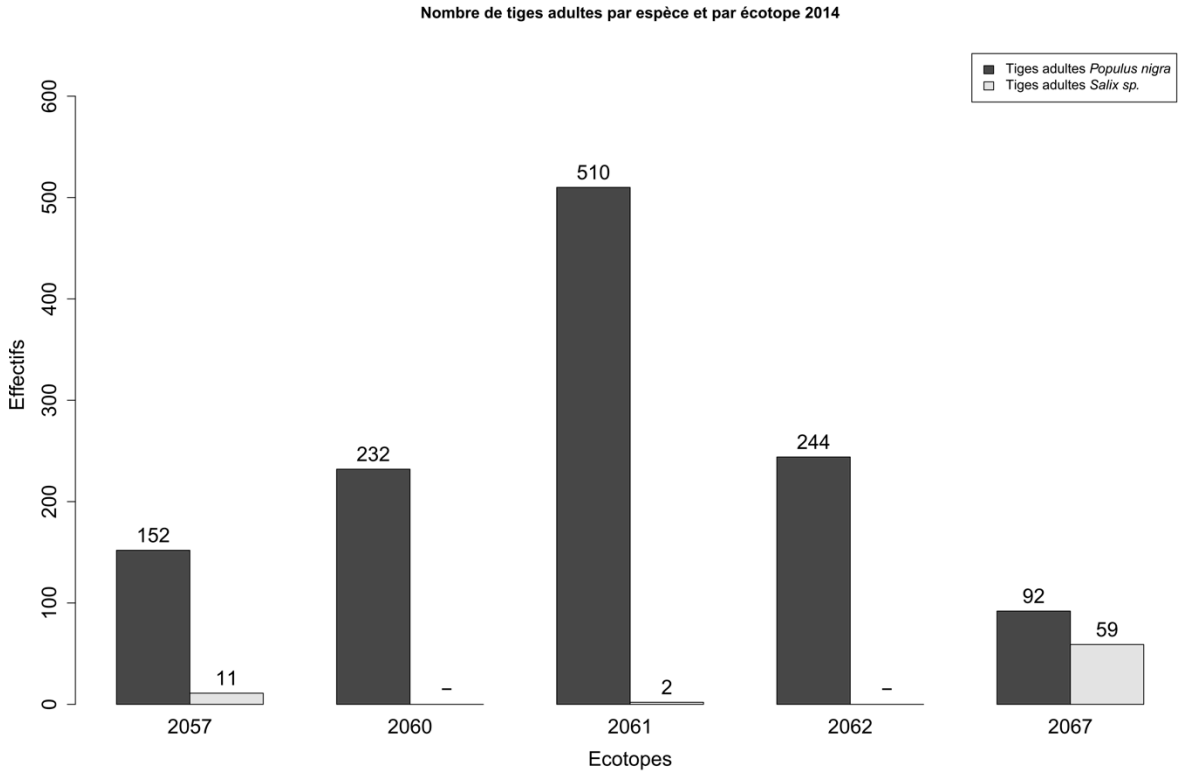


Figure 7. Nombre de tiges adultes et de rejets sur souche par espèce et par écotope en 2014

		Ecotope				
Ports et espèces		2057	2060	2061	2062	2067
Tiges adultes	*Populus nigra*	93%	100%	100%	100%	61%
	Salix Alba	7%	0%	0%	0%	39%

Tab. 6. Proportions de tiges adultes et de rejets sur souche par écotope en 2014

En 2014, *Populus nigra* reste une nouvelle fois l'espèce dominante dans l'ensemble des îlots. En effet, il représente plus de 90% des tiges adultes dans les écotopes 2057, 2060, 2061 et 2062 et 61% des tiges adultes dans l'écotope 2067 situé sur la berge.

2014 : Interactions Castor vs végétation (tiges adultes)

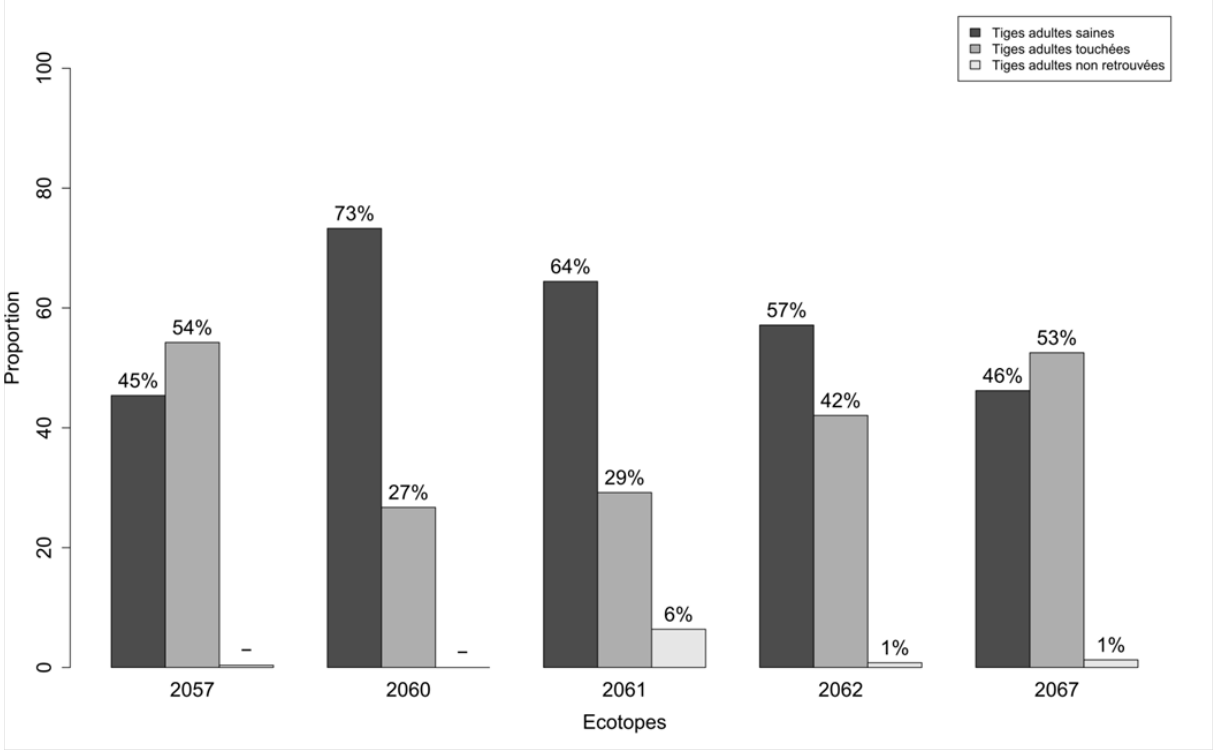


Fig. 8. Proportion de tiges adultes saines et touchées par écotope en 2014

En 2014, les écotopes 2060 et 2061 apparaissent comme les îlots renfermant la plus faible proportion de tiges adultes consommées. En effet, moins de 30% des tiges adultes présentes dans ces zones montrent des traces d'écorçages liés aux activités alimentaires du Castor d'Europe. Les écotopes 2057, 2062 et 2067, sont les îlots qui supportent la plus forte pression d'herbivorie sur tiges adultes avec plus de 40% des individus touchés.

Les analyses statistiques réalisées dans le but d'établir une classification hiérarchique ont conduit aux résultats suivants :

		Ecotope (Proportion 1)				
		2057	2060	2061	2062	2067
Ecotope (Proportion2)	2057	-	***	***	**	ns
	2060	>	-	ns	***	***
	2061	>	=	-	**	***
	2062	>	<	<	-	*
	2067	=	<	<	<	-

* : significatif (p-value< 5%) ; *** : très significatif (p-value <1%) ; *** : hautement significatif (p-value < 1‰)

= : p_1 égale p_2 ; < : p_1 inférieur à p_2 ; < : p_1 supérieur à p_2

Tab. 7. Test de comparaison de proportions de tiges adultes touchées entre écotope au risque α = 5%

Ainsi, de l'écotope présentant la plus faible proportion de tiges adultes touchées vers l'écotope présentant la plus grande proportion de tiges adultes touchées, la classification est la suivante :

2060 = 2061 < 2062 < 2057 = 2067

Discussion

Le site d'étude : un milieu naturel complexe

D'une manière générale, dans la mosaïque d'îles de Mareau-aux-Prés, la végétation ligneuse est irrégulièrement distribuée sur les cinq écotopes. Que ce soit d'un point de vue port végétatif (tiges adultes ou rejets sur souche) ou spécifique (*Populus nigra ou Salix sp.*) des différences significatives entre écotopes ont été mesurées. En effet, l'étude a mis en évidence l'importante proportion de tiges adultes de *P. nigra* (> 90%) dans l'ensemble des écotopes. Cependant, dans l'écotope 2067, situé sur la berge, les résultats ont montré une distribution plus équilibrée avec 40 % de tiges adultes de saule blanc.

Cette répartition hétérogène au sein des cinq écotopes reste inexpliquée et différentes hypothèses peuvent alors être envisagées : (i) la première porte sur la biologie même des saules. En effet, cette espèce pourrait être plus sensible aux décrochements de nappe phréatique lors de la période estivale et connaitre un important taux d'échec lors de l'installation des semis. L'augmentation du niveau d'étiage, causée par l'incision du lit de la Loire, suite à l'exploitation de son sable jusque dans les années 1992, vient renforcer cette hypothèse (ii) la seconde porte sur la dynamique du milieu. En effet, la forêt alluviale est un écosystème très actif, régulé par le régime hydraulique et par la dynamique latérale du cours d'eau (Pautou et al. 2003; Naiman et al. 2005). Au cours des périodes de crue, la végétation ligneuse est très chahutée par les forts courants (Rodrigues et al 2007). Les tiges adultes de *Salix sp.* pourraient alors être moins résistantes vis-à-vis de la contrainte hydraulique et être emportées par la perturbation, laissant place aux rejets sur souche.

Enfin, la pression d'herbivorie exercée par le castor d'Europe sur la zone d'étude pourrait également expliquer cette distribution irrégulière. En effet, son régime alimentaire se compose principalement d'espèces ligneuses avec une préférence accrue pour les saules et les peupliers (Fustec et al. 2001; Haarberg and Rosell 2006; Krojerová-Prokešová et al. 2010; Ruys et al. 2011). De plus, lors d'une précédente étude, il a été montré que la consommation des tiges, chez le saule, améliorerait considérablement la qualité nutritionnelle des feuilles (teneur en azote, eau, protéine) après repousse et diminuerait les concentrations de composés phénoliques (Veraart et al. 2006). Le castor d'Europe pourrait alors préférentiellement orienter son alimentation vers ces jeunes rejets sur souche, particulièrement appétants, et contraindre ainsi les saules dans leur stade juvénile.

L'alimentation du castor d'Europe : un cheminement préférentiel

Les résultats des analyses menées à partir des relevés de juillet-août 2012 ont permis de définir le cheminement alimentaire préférentiel de la famille de castor avant les travaux de dévégétalisation. Dans l'écotope 2058, la totalité de la végétation ligneuse présente était recépée annuellement par le castor (données annuelles INRA de 2008 à 2012, non présentées). De plus, au moment des relevés, 30 toboggans sur 70 ont été répertoriés dans cette zone. Cet îlot constituait donc la principale zone d'alimentation du castor d'Europe en 2012. Dans l'écotope 2062 (situé à proximité du terrier hutte principal) et 2067 (situé sur la berge), plus de 40% des tiges adultes montraient des traces d'annélations. Ces îlots occupaient donc également une place importante dans l'alimentation de la famille de castor.

En ce qui concerne les rejets sur souches, les proportions observées dans chaque écotope étaient inversement proportionnelles aux proportions des tiges adultes touchées. Ainsi les écotopes montrant la plus faible proportion de tiges adultes consommées (2057, 2060 et 2061) étaient également les écotopes présentant la plus grande proportion de rejets sur souche (> 30%). C'est pourquoi, suite à ces analyses (données 2012 avant travaux), l'hypothèse suivante a été formulée : les rejets sur souche pourraient être vue comme un « filtre » à la consommation des tiges adultes par le castor d'Europe et ainsi préserver les ressources génétiques, potentiellement florifères, participant chaque printemps à la reproduction de l'espèce. L'îlot 2058 qui comportait, jusqu'en septembre 2012, de nombreux rejets très denses, régulièrement consommés par le castor d'Europe pouvait jouer ce rôle de filtre vis-à-vis de l'écotope 2057 qui, en 2012, montrait la plus faible proportion de tiges adultes consommées. Les données de 2013 ont permis de vérifier et celles de 2014 de confirmer cette hypothèse. En effet, suite aux analyses statistiques, une intensification de la pression d'herbivorie dans l'écotope 2057 a pu être mise en évidence. D'après le modèle décrit par Amoros et Petts (1993), ce filtre pourrait être assimilé à un filtre d'accumulation.

Les travaux : une perturbation anthropique dans un écosystème fragile et une modification du cheminement alimentaire

Suite aux travaux de dévégétalisation de septembre 2012, un important bouleversement de l'écosystème a été observé en 2013 et 2014. Cette perturbation anthropique a eu des conséquences significatives sur la biodiversité locale en modifiant notamment les interactions Castor / Salicaceae. Les analyses réalisées à partir des données de 2013 et 2014, et comparées avec celle de 2012, ont permis de mettre en évidence un remaniement profond des écotopes 2057 et 2067 et de façon moindre l'écotope 2061. Le bouleversement le plus important a été mesuré dans l'écotope 2057. En effet la proportion de tiges adultes touchées est passée de 7% en 2012 à plus de 50% en 2014. Dans l'écotope 2067, et à moindre mesure 2061, une intensification des activités alimentaires de la famille de castor d'Europe a été mise en évidence. En effet, la proportion de tiges adultes touchées est passée respectivement de 38% et 26% en 2012 à 53% et 29% en 2014. Dans les écotopes 2060 et 2062, la proportion de tiges adultes consommées n'a pas significativement changée entre 2012 et 2014. Ces résultats démontreraient que ces derniers îlots pourraient être des zones d'activités alimentaires anciennes, délaissées actuellement par le castor d'Europe.

Les travaux ont donc eu des répercussions notables sur le cheminement alimentaire de la famille de castor, présente sur la zone d'étude.

Les travaux engendrent également des impacts indirects

Les travaux de dévégétalisation ont donc impacté le milieu à plusieurs niveaux. Ils ont eu des impacts directs en modifiant la dynamique hydraulique du milieu (cf tâche transversale A) et les habitudes alimentaires de la famille de castor. Ces modifications ont également provoqué des réactions en cascade pouvant être perçues comme les impacts indirects de la perturbation anthropique sur l'écosystème. En effet, dans l'étude, le bouleversement des habitudes alimentaires a eu des conséquences importantes au niveau de la structure et de la composition végétale des îles de Mareau-aux Prés. L'abattage des arbres crée des trouées dans les forêts riveraines et modifie la répartition des espèces d'arbres et donc le paysage riverain (Collen and Gibson 2001; Pinto et al. 2009). Ces impacts étaient attendus, car de par sa stratégie alimentaire unique, le castor est connu pour avoir la faculté de modifier considérablement la composition et la structure des communautés végétales riveraines (Krojerová-Prokešová et al. 2010). En effet, la perturbation du cheminement alimentaire de la famille de castor a conduit à des modifications de distribution et de structure de la végétation ligneuse (tiges adultes et rejets sur souche de *P. nigra* et *Salix. sp*) dans certains écotopes. De plus, dans l'unité écologique 2057, le phénomène décrit par Collen and Gibson (2001), est illustré par l'installation d'*Acer negundo* dans les trouées. Cette espèce, fortement compétitrice vis-à-vis des autres espèces végétales, est aujourd'hui répertoriée comme espèce invasive avérée en extension dans les milieux naturels de la Région Centre (Lasne 2014). Au vu de la progression inquiétante d'*Acer negundo* dans cette zone, une attention particulière a été portée à cette espèce invasive lors des relevés de juillet-août 2014, par l'équipe IRSTEA (cf tâche 1, partie 4, Fig. 5 et 6, Tab. 8, 9 et 10). Enfin, d'un point de vue diversité génétique du peuplier noir, 190 tiges adultes sont tombées entre 2012 et 2014, avec plus de 56% d'entre elles dans l'écotope 2057, représentant autant de tiges adultes qui ne participeront plus à la reproduction sexuée et donc au brassage génétique de l'espèce. Pour évaluer le niveau de diversité génétique en 2014 (après travaux), les individus abattus ont été génotypés à l'aide de 11 marqueurs microsatellites et comparés à 250 génotypes des écotopes étudiées (50 individus par écotope ; cf résultats dans projet BioMareau II).

Le castor : un « gestionnaire » de l'écosystème alluvial encore peu connu

Le comportement du castor reste encore peu étudié et peu documenté. La question relative à l'éventuel choix effectué par le castor lors de son alimentation reste à démontrer. En effet, bien que capable de sectionner des tiges de circonférence très importante (205 cm max. dans cette étude), différents taux d'annélation (25%, 50%, 75%, 100%) ont pu être relevés sur la zone d'étude, laissant supposer une sélectivité alimentaire. La principale hypothèse afin d'expliquer ces observations serait liée à un choix génotypique. En effet il serait probable que les annélations à 25% soient le reflet d'individus non appétants pour le castor.

En effet, dans la bibliographie, il a été montré qu'une des stratégies de défense du peuplier vis-à-vis des herbivores serait la mise en place de mécanismes de défenses avec notamment la synthèse de composés secondaires dans ses tissus (Jones et al. 2009). Cette stratégie est relativement bien connue dans la défense des végétaux vis-à-vis de certains lépidoptères (review in Lindroth and St. Clair 2013). Dans la zone d'étude, il semble alors légitime de penser que certains génotypes

puissent exprimer des concentrations de composées secondaires élevées de manière constitutive et réduire ainsi leur appétence pour le castor. Il pourrait être intéressant donc de réaliser des dosages biochimiques afin de comparer les profils chimiques des individus présentant 25% d'annélation avec ceux des individus présentant 100% d'annélation. Ainsi, dans le cas d'un effet des composés secondaires sur la consommation du peuplier par le castor, il faudrait alors s'attendre à des profils biochimiques très différents.

Conclusions

Ce travail a permis de quantifier l'impact, négatif, des travaux d'entretien du lit de la Loire sur une des composantes de la biodiversité locale. Cependant, cette étude complexe, multidisciplinaire, localisée en milieu naturel n'est qu'une vision - sur le court terme - des effets de cette perturbation anthropique.

D'un point de vue conservation des ressources génétiques du peuplier noir et gestion du milieu naturel, il pourrait être intéressant de se focaliser sur le potentiel rôle de filtre des rejets sur souche afin de préserver un maximum de tiges adultes florifères, garant de la diversité génétique locale. Dans les îles de Mareaux-aux-Prés, cette sauvegarde est d'autant plus importante que la zone est localisée au sein d'une unité conservatoire (Villar et Forestier 2009; Koskela et al 2012) de peuplier noir. De plus, les deux zones plutôt préservées et peu visitées par la famille de castor avant et après travaux (écotopes 2060 et 2062) pourraient constituer des secteurs clés de grande importance de l'UC, puisqu'ils renfermeraient les potentiels géniteurs de peuplier noir à l'origine des futures générations.

Enfin, ce travail de recherche fut réalisé en milieu naturel et constitue une première étude originale sur l'écologie d'une ripisylve à fort enjeu de conservation de ressources génétiques forestières.

Références bibliographiques

Amoros C, Petts GE (1993) Hydrosystèmes fluviaux. Collection Écologie, Masson, Paris

Collen P, Gibson RJ (2001) The general ecology of beavers (*Castor spp.*), as related to their influence on stream ecosystems and riparian habitats, and the subsequent effects on fish – a review. Rev Fish Biol Fish. 10:439-461.

Cornier T (2002) La végétation alluviale de la Loire entre le Charolais et l'Anjou : essai de modélisation de l'hydrosystème. Thèse de doctorat, Université de Tours, Tours, 227 pp.

Fustec J, Lode T, Le Jacques D, Cormier JP (2001) Colonization, riparian habitat selection and home range size in a reintroduced population of European beavers in the Loire. Freshwater Biology. 46:1361-1371.

Haarberg O, Rosell F (2006) Selective foraging on woody plant species by the Eurasian beaver (*Castor fiber*) in Telemark, Norway. J Zool. 270:201-208.

Jones K, Gilvear D, Willby N, Gaywood M (2009) Willow and aspen regrowth after felling by the Eurasian beaver (*Castor fiber*): implications for riparian woodland conservation in Scotland. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems. 19: 75–87.

Koskela J, Lefèvre F, Schueler S et al. (2013) Translating conservation genetics into management: Pan-European minimum requirements for dynamic conservation units of forest tree genetic diversity. Biological Conservation 157: 39–49.

Krojerová-Prokešová J, Barančeková M, Hamšíková L et al. (2010) Feeding habits of reintroduced Eurasian beaver: spatial and seasonal variation in the use of food resources. J Zool. 281:183-193.

Lasne P (2014) L'Erable negundo : une menace pour le paysage ligérien. La Loire et ses terroirs 88:10

Lefèvre F, Barsoun N, Heinze B et al. 2001. In situ conservation of *Populus nigra*. In EUFORGEN technical bulletin. IPGRI, Rome, Italy.

Lindroth RL, St. Clair SB (2013) Adaptations of quaking aspen (*Populus tremuloides* Michx.) for defense against herbivores. For Ecol Manage. 299:14-21.

Louarn HL, Quéré J-P (2003) Les rongeurs de France: faunistique et biologie, Quae eds.

Michelot J-L, Greff N, Pont B (2003) Ripisylves et sites protégés. In : Piégay H et al. (eds) Les forêts riveraines des cours d'eau: écologie, fonctions et gestion. IDF, pp 352-367.

Naiman RJ, Decamps H, McClain ME (2005) Riparia: Ecology, Conservation, and Management of Streamside Communities. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands

Pautou G, Piégay H, Ruffinoni C (2003) Forêts riveraines, ripisylves ou forêts alluviales : un compartiment complexe de l'hydrosystème. In : Piégay H et al. (eds) Les forêts riveraines des cours d'eau: écologie, fonctions et gestion. IDF, pp 10-28.

Pinto B, Santos MJ, Rosell F (2009) Habitat selection of the Eurasian beaver (*Castor fiber*) near its carrying capacity: an example from Norway. Can J Zool 87:317-325.

Rodrigues S, Breheret JG, Macaire JJ, Greulich S, Villar, M (2007) In-channel woody vegetation controls on sedimentary processes and the sedimentary record within alluvial environments: a modern example of an anabranch of the River Loire (France). Sedimentology. 54: 223-242.
Ruys T, Lorvelec O, Marre A, Bernez I (2011) River management and habitat characteristics of three sympatric aquatic rodents: common muskrat, coypu and European beaver. Eur J Wildl Res. 57:851-864.
Veraart AJ, Nolet BA, Rosell F, de Vries PP (2006) Simulated winter browsing may lead to induced susceptibility of willows to beavers in spring. Can J Zool 84:1733-1742.
Villar M, Forestier O (2009) Le Peuplier noir en France : pourquoi conserver ses ressources génétiques et comment les valoriser ? Revue Forestière Française LXI:457-465.
Vorel A, Válková L, Hamšíkovíá L, Maloň J, Korbelová J (2008) The Eurasian beaver population monitoring status in the Czech Republic. Natura Croatica. 17:217-232.

Etude de la remobilisation des sédiments post-travaux de dévégétalisation / reprofilage

Contexte et objectifs

Les travaux de dévégétalisation et reprofilage opérés en 2012 sur la barre sédimentaire de Mareau-aux-Prés visaient la remobilisation des sédiments stockés au sein de la barre avec pour objectifs principaux *i)* de restaurer la capacité hydraulique en crue et *ii)* d'enrayer le processus d'incision du chenal principal du fleuve. Dans ce contexte, nos objectifs scientifiques étaient les suivants :

- évaluer la réponse morphologique de la barre suite aux travaux de dévégétalisation et déterminer leur efficacité ;
- comprendre la dynamique sédimentaire de cette barre au cours des deux années qui ont suivies les travaux, spécifiquement au cours des épisodes de crue ;

Ainsi, la tache transversale A visait à donner aux autres équipes impliquées dans le projet des éléments tangibles de compréhension du fonctionnement abiotique (et plus spécifiquement hydrosédimentaire) du site influençant la reprise de la biodiversité après travaux.

Ces travaux viennent en appui de la thèse de C. Wintenberger intitulée *« Dynamique fluviale et végétation pionnière à Salicaceae en rivière sablo-graveleuse - Etudes in et ex situ de la survie des semis durant les premiers stades de la succession biogéomorphologique en Loire Moyenne »* financée dans le cadre de la plateforme RDI du PLGNIII et soutenue le 2 juin 2015 à l'Université de Tours.

Nature des travaux d'entretien réalisés sur la barre

Les travaux entrepris à l'étiage 2012 (Figure 1) ont consistés en :

- la coupe à blanc des parties aériennes de la végétation ligneuse ;
- l'abaissement de la cote topographique de la barre et l'export des sédiments piégés sur cette dernière (contenant les systèmes racinaires) dans le chenal principal ;
- la scarification et l'arrachage des racines restantes par une sous-soleuse type « arrache-poireaux ».

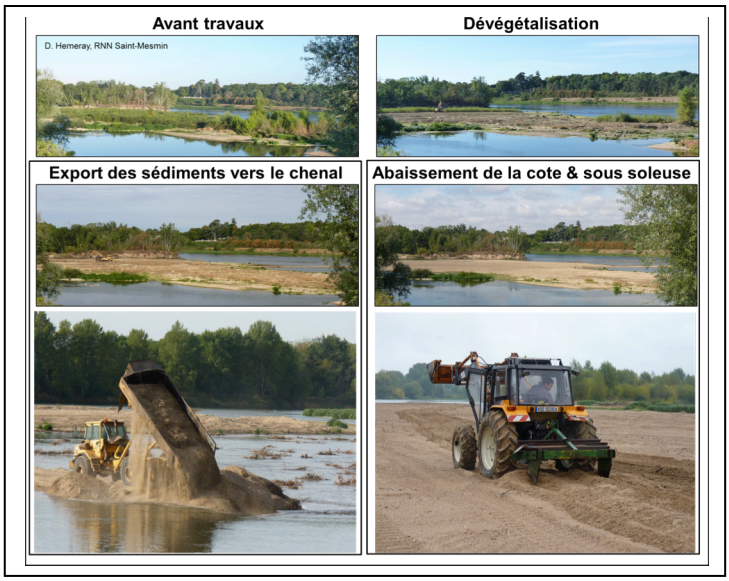


Fig. 1 : travaux de dévégétalisation/reprofilage menés à l'étiage 2012 sur la barre sédimentaire de Mareau-aux-prés.

L'élimination et l'export des systèmes racinaires implantés avant travaux a permis de fortement limiter la recolonisation par rejet de pousses végétatives contrairement à ce qui a été observé sur d'autres chantiers en Loire moyenne. La reproduction par voie végétative sur la barre sédimentaire de Mareau-aux-Prés est apparue quasiment inexistante hormis quelques cas dont il est difficile de savoir s'il s'agit de résidus de matériel végétal abandonné après travaux ou de propagules déposées par la suite. Dans tous les cas, les travaux ont eu comme conséquence la disparition sur ce secteur des populations initialement installées sur ce site et donc la perte de ce patrimoine génétique.

Matériel et méthodes

Pour atteindre nos objectifs, des mesures combinant bathymétrie, topographie, courantométrie, granulométrie des sédiments, relevés stratigraphiques et chaines d'érosion ont été réalisées sur la barre sédimentaire pendant et entre les épisodes de crue (Figure 2).

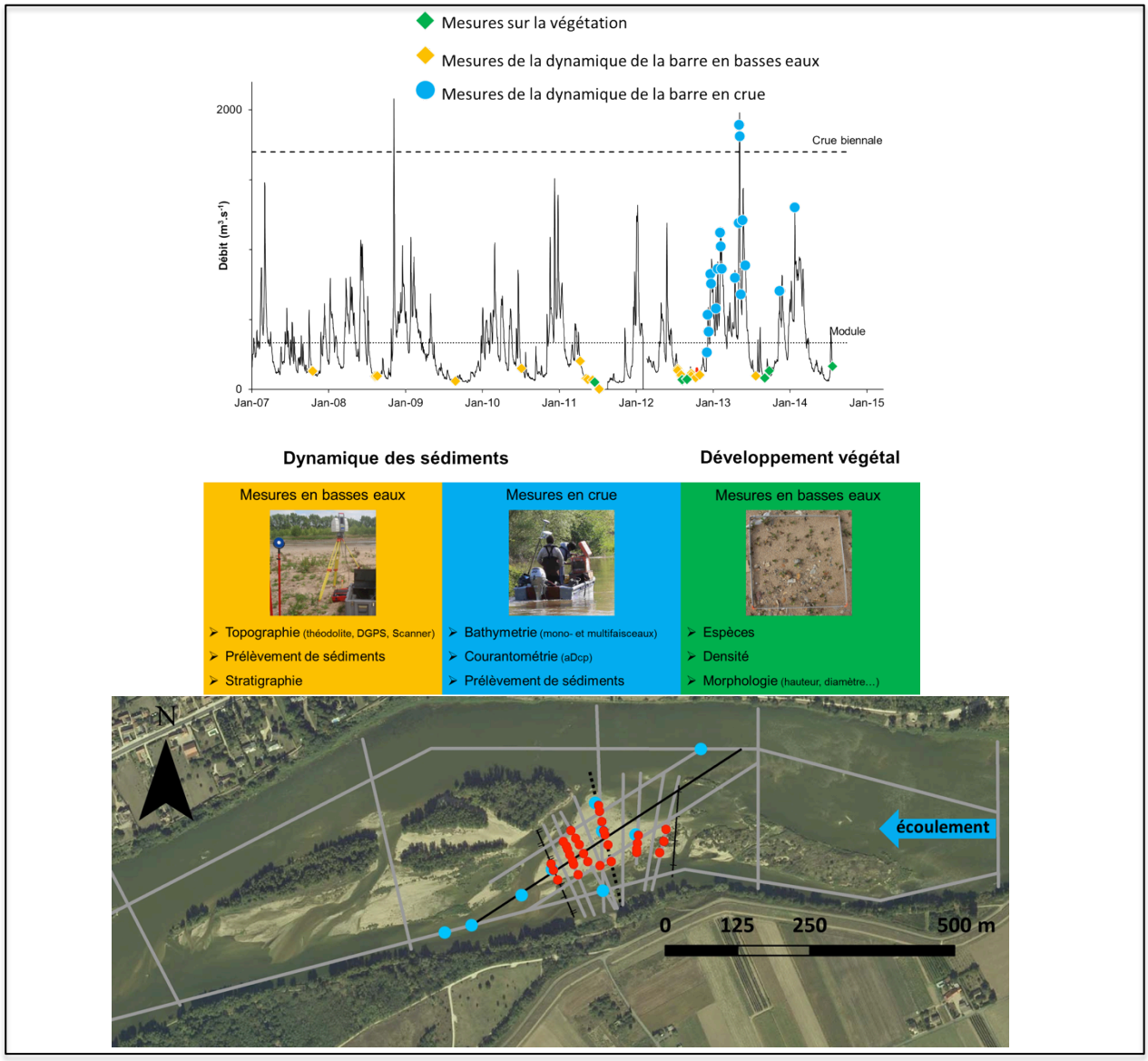


Fig. 2 : approches et méthodes mises en œuvre dans le cadre du projet pour le suivi de la dynamique sédimentaire de la barre de Mareau-aux-Prés. La photographie aérienne indique l'emprise des suivis topo-bathymétriques et courantométriques (sections grises), la localisation des prélèvements de sédiments en crue (points bleus), et la localisation de chaines d'érosion et de prélèvements après crues (points rouges).

Ces mesures ont permis de comprendre et de quantifier l'ajustement de la barre aux travaux et sa dynamique en crue.

Le matériel employé pour mener à bien ces mesures a été le suivant :
- levés DGPS, Proflex500 (Magellan) ;
- levés bathymétriques, Tritech PA500 et Odom ES3 couplé au DGPS et déployés à partir des embarcations du CETU Elmis (Centre Universitaire de Chinon) ;
- levés topographiques, Leica HDS3000 et Trimble M3 ;
- levés courantométriques, ADCP Sontek M9, couplé DGPS déployé à partir des embarcations du CETU Elmis (Centre Universitaire de Chinon).

Des mesures complémentaires ont également été réalisées sur la végétation ligneuse pionnière. Pour plus de détails, nous renvoyons le lecteur à la thèse de C. Wintenberger.

Résultats et discussion

Efficacité des travaux sur la remobilisation sédimentaire

Les travaux ont permis de recharger le chenal principal avec 10500 m^3 de sédiments piégés par la végétation depuis son installation entre 2004 et 2005 (Figure 3). L'étude menée sur la remise en mouvement de la barre sédimentaire au cours des crues nous a permis de mettre en évidence sa spécificité de barre forcée qui lui confère une position fixe au sein du lit (associée à la présence d'un seuil rocheux, d'un élargissement du lit et d'une légère inflexion).

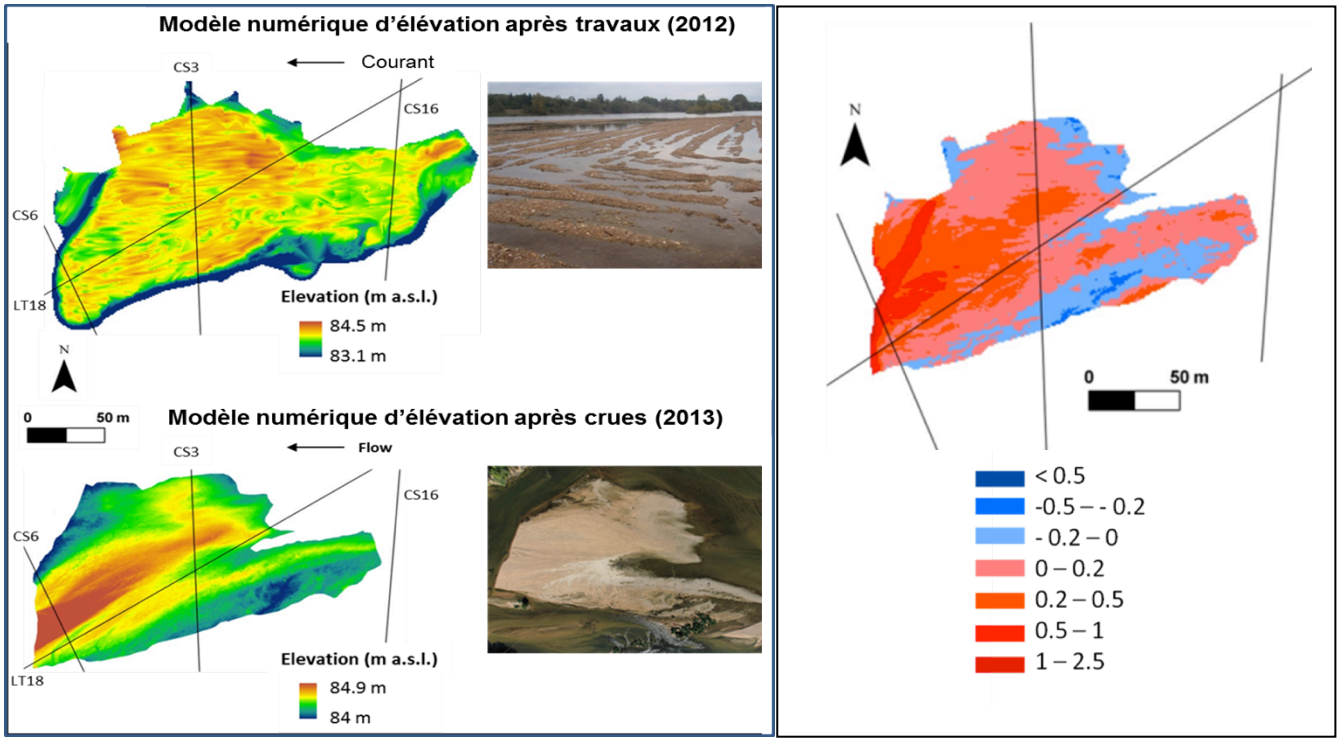


Fig. 3 : modèles numériques d'élévation juste après travaux et à la suite des premières crues survenues après les travaux. Carte des différences topographiques (volet droit de l'illustration : rouge = dépôt, bleu =érosion).

La remobilisation des sédiments s'est opérée très rapidement et sous la forme de dunes pour des débits relativement faibles (530 $m^3.s^{-1}$). Cette rapide remobilisation confirme les résultats d'autres travaux d'entretien (dévégétalisation/scarification) menés en Loire moyenne (*e.g.* sites de Givry-Fourchambault, Orléans, Bréhémont).

De plus, malgré le mélange des sédiments réalisé pendant les travaux, les faibles intensités de crue survenues ont favorisé la reformation rapide d'armures sédimentaire (particules grossières en surface protégeant le stock sédimentaire sous-jacent et limitant sa remobilisation). Ainsi, les travaux ont été efficaces pour remobiliser les sédiments sableux de la partie aval de la barre mais pas les sédiments hétérométriques dans la partie amont. Ainsi, la barre sédimentaire forcée constitue un stock sédimentaire dont seule une partie est libérée et renouvelée au cours des épisodes de crues de faibles intensités.

Dynamique sédimentaire de la barre post-travaux d'entretien

Hydraulique en crue

La barre sédimentaire est composée de deux zones, stable et mobile, qui sont une conséquence d'un jeu complexe entre les facteurs morphologiques de forçage de la barre (seuil, élargissement, faible sinuosité du chenal) et les variations hydrologiques qui se sont opérées pendant l'étude. Ces variations hydrologiques régulent i) la dynamique hydraulique du site et ii) l'apport sédimentaire délivré à la barre par les chenaux environnants en crue. Sur la barre, les vitesses peuvent atteindre 1,7 $m.s^{-1}$ alors qu'au sein des chenaux environnants des valeurs proches de 2 $m.s^{-1}$ ont été atteintes (Figure 4). Globalement un gradient des vitesses est observé depuis la rive gauche vers la rive droite.

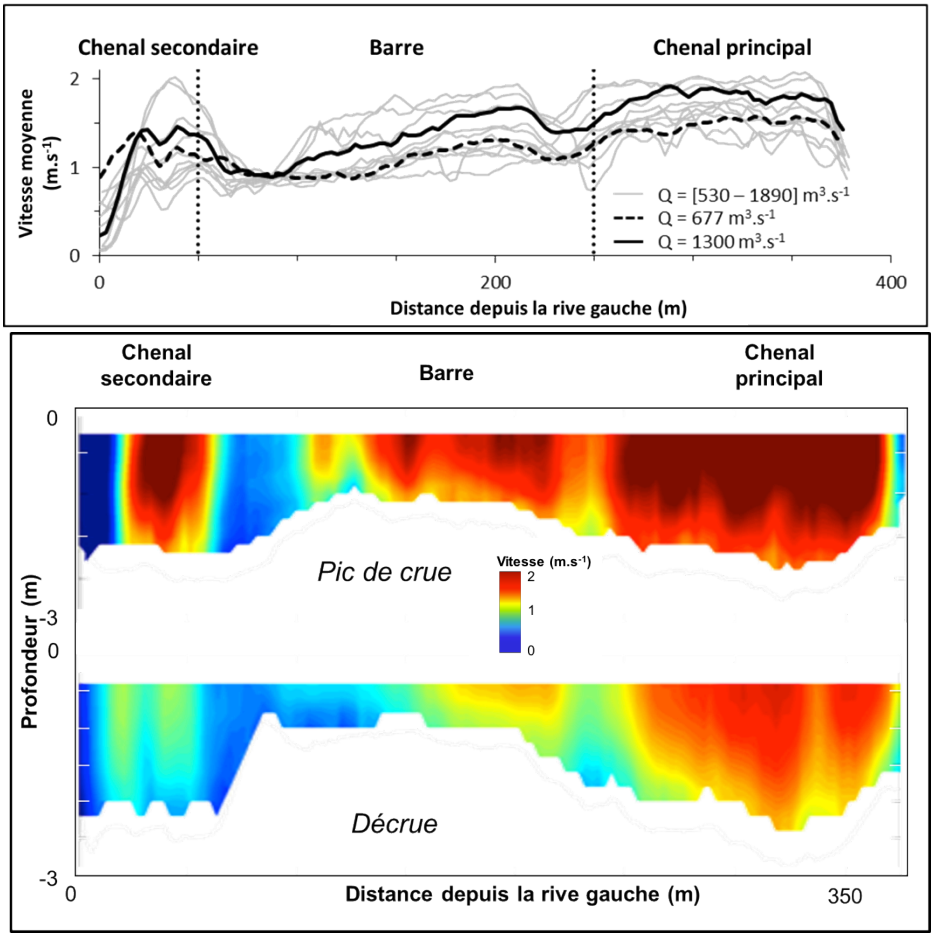


Fig. 4 : distribution des vitesses d'écoulement pour différentes conditions de débits au droit de la section transversale CS3 (voir Figure 3 pour localisation).

Le suivi bathymétrique réalisé au cours des épisodes de crue a mis en évidence la présence des deux zones à comportement sédimentaire distinct mentionnées supra. La zone amont, stable morphologiquement et composée d'armures (sédiments grossiers), n'a pas évolué de façon significative au cours des crues. La zone aval et les marges de la barre, composées de sédiments plus fins (sables majoritaires) ont en revanche été le siège de processus d'érosion/dépôt intenses. L'analyse bathymétrique souligne une oscillation en plan des marges de la barre pendant les épisodes de crue. Cette oscillation, perceptible sur la Figure 5, se solde par un étalement de la barre en crue et une retouche des marges pendant les épisodes de bas débits.

Les variations hydrologiques et l'apport sédimentaire contrôlés régionalement s'expriment à différentes échelles temporelles allant de la phase de crue au cycle hydrologique annuel. Selon l'intensité de crue, les tendances générales des processus d'érosion dépôt ne surviennent pas au même moment (Figure 6). Ainsi, pour les faibles intensités de crue (< 1200 $m^3.s^{-1}$ [crue biennale = 1700 $m^3.s^{-1}$]) la barre est principalement soumise à de l'érosion lors de la montée de crue. Après le pic de crue, l'apport sédimentaire survient et se traduit par une tendance au dépôt généralisée. Pour les crues de plus fortes intensités (>1700 $m^3.s^{-1}$) survenant après plusieurs crues de faibles amplitudes, l'apport sédimentaire survient au milieu de la montée de crue sur la partie aval de la barre et se poursuit par un apport amont sur l'ensemble de la barre au pic de crue.

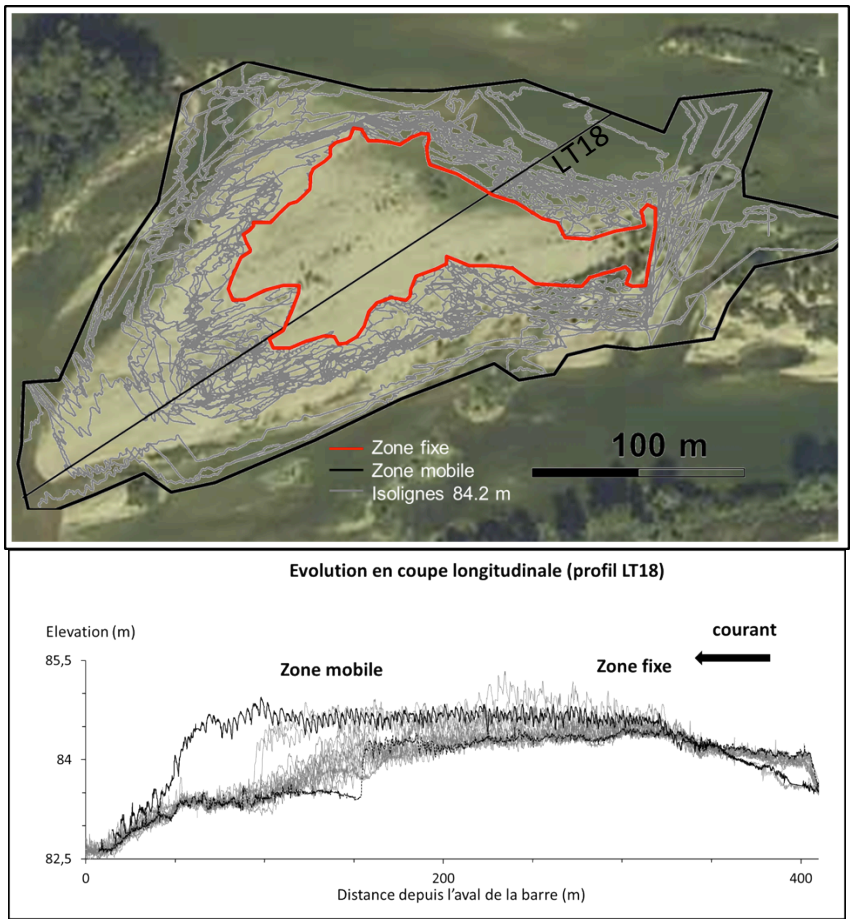


Fig. 5 : Oscillation en plan de la barre (les courbes grises correspondent à l'isoligne 84,2 m qui matérialise les marges de la barre) et évolution selon le profil longitudinal LT18 en crue (déformation pendant les crues post-travaux).

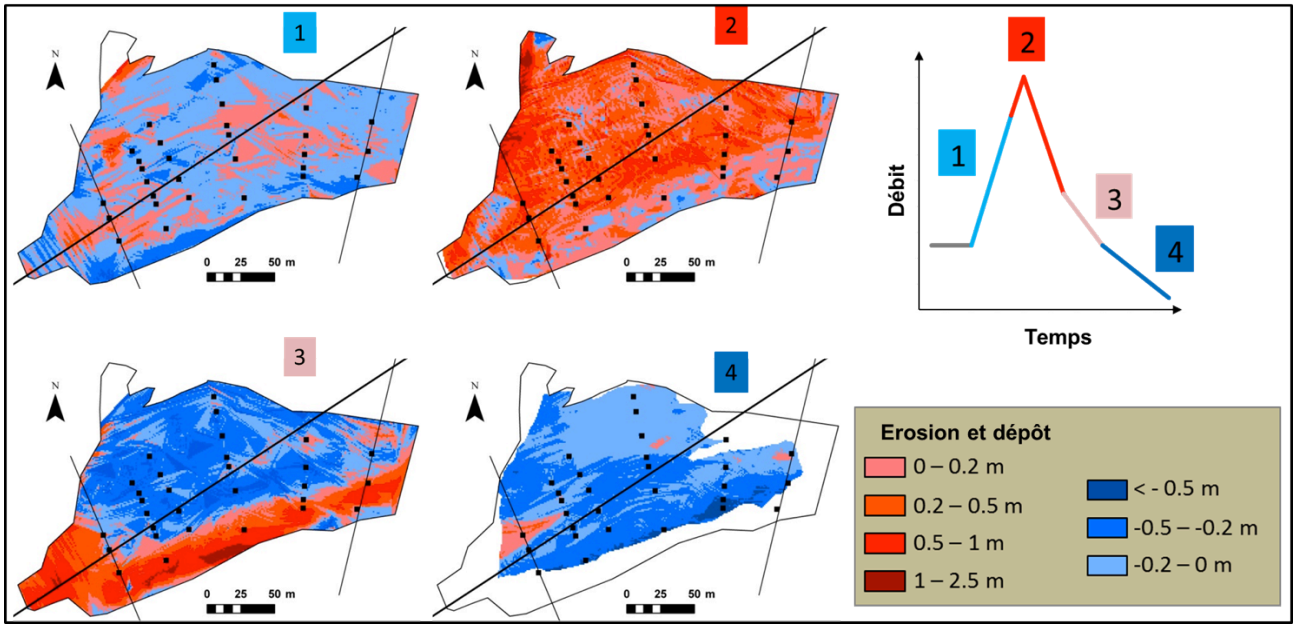


Fig. 6 : Processus érosion-dépôt affectant la barre de Mareau-aux-Prés lors des épisodes de crue.

Au cours de la décrue, la réorientation des filets de courants, associé au soutirage hydraulique exercé par le chenal secondaire en rive gauche, se traduit par une retouche des sédiments accumulés sur le dos de la barre. Ces retouches sédimentaires favorisent la formation de surfaces constituées de particules grossières reposant sur un stock globalement plus fin et hétérométrique, les armures (Figure 7). Ces dernières influenceront les processus sédimentaires au cours des crues suivantes (haut niveau énergétique nécessaire pour rompre ces armures et libérer le stock sous-jacent). Les retouches qui surviennent lors de la décrue alimentent des flux sédimentaires orientés vers la marge Sud-Est de la barre. Enfin, lorsque la barre est abandonnée par les eaux, ses marges sont retouchées par des processus érosifs expliqués par la constriction des eaux dans les sous-chenaux environnants.

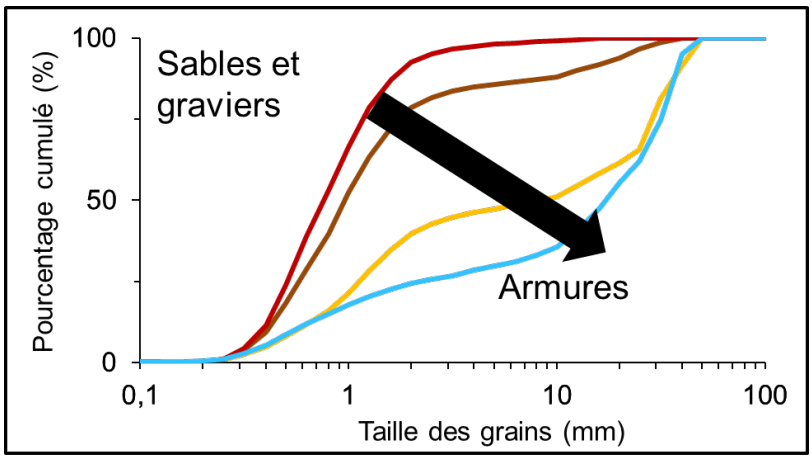


Fig. 7 : courbes de fréquence cumulées de sédiments prélevés à un même point de la barre mais pour différentes valeur de débit (crue de mai 2013, marron = pic de crue, rouge = début décrue, jaune = décrue, bleu = fin décrue).

La dynamique hydrosédimentaire de la barre en crue est largement influencée par le développement de corps sédimentaires plus petits, les dunes. Ces accumulations sablo-graveleuses se sont développées même pour de faibles débits directement à partir du stock sédimentaire constitué par la zone mobile de la barre après les travaux. Pendant les épisodes de crues, le développement des dunes est surtout influencé par la fourniture de sédiments à la barre par le chenal principal. Les variables hydrauliques (i.e. hauteur d'eau et vitesse) influencent également leur développement, au même titre que la taille des sédiments qui composent la barre. Leur développement est également fonction de la disponibilité des sédiments (armure, proximité du seuil). Les dunes présentes ont tendance à avoir une hauteur relativement faible qui évolue peu suggérant que les modifications des conditions hydrauliques et sédimentaires se répercutent préférentiellement sur leur longueur au cours de leur croissance.
L'aspect lisse du dos de la barre lors de l'étiage est très différent de l'état en crue pendant lequel la quasi-totalité de cette dernière est recouverte par ces ondulations (Figure 8). Toutefois, les dunes ne se développent pas dans la partie la plus amont de la barre, caractérisée par des sédiments très mal classés et grossiers.

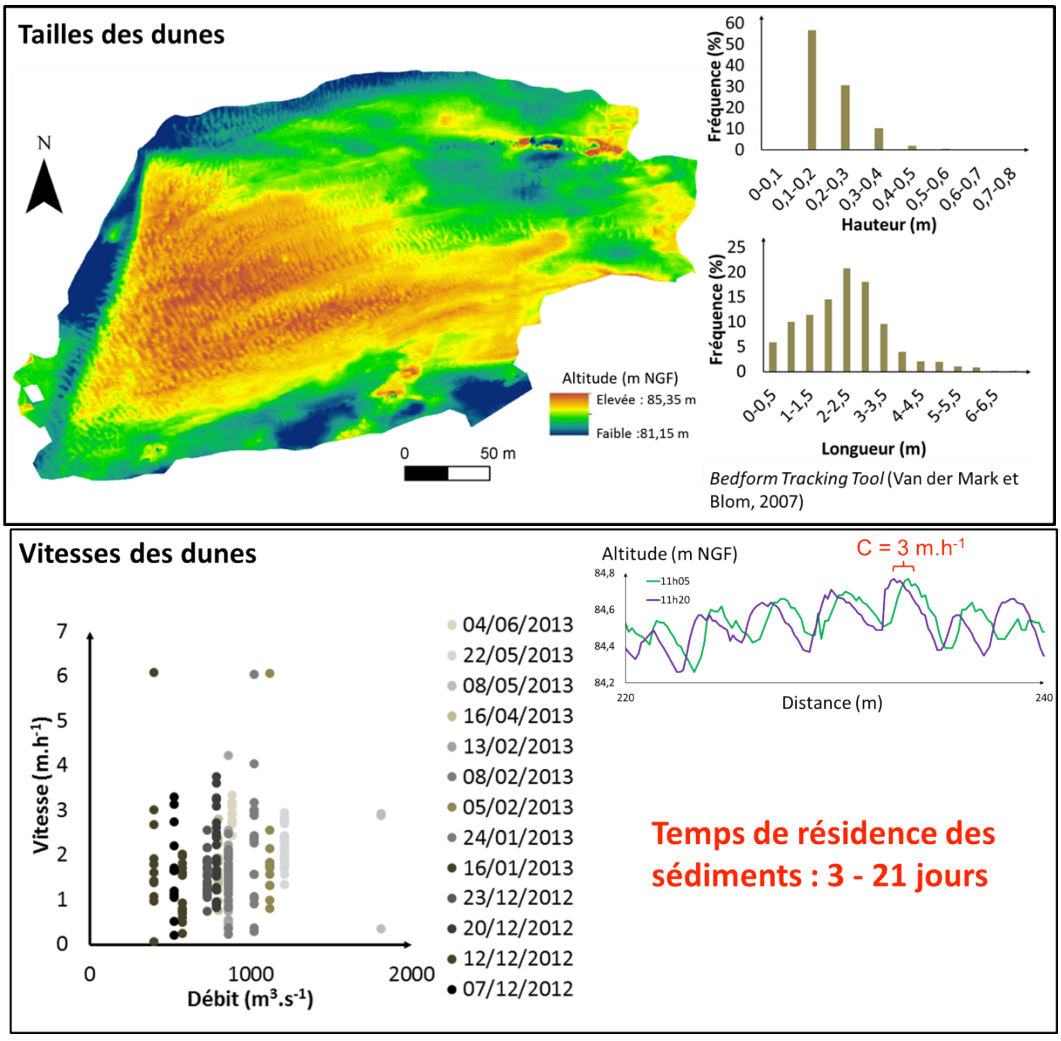


Fig. 8 : Levée bathymétrique multifaisceaux du 6/5/2013 de la barre sédimentaire de Mareau-aux-Prés et paramètres morphologiques des dunes pour ce même levé (hauteur et longueur d'onde). Dans la partie basse de la figure, vitesses de migration des dunes mesurées sur le profil LT18 et temps de résidence moyen (en crue) des sédiments sur la barre.

A partir de la célérité et de la morphologie des dunes (Figure 8), des taux de transports variant de 0,05 $kg.s^{-1}.m^{-1}$ à 0,23 $kg.s^{-1}.m^{-1}$ ont été calculés la première année suivant les travaux. Ils sont comparables aux taux de transport calculés dans le chenal principal de la Loire à l'aval de Tours. L'analyse de la vitesse des dunes permet également d'établir le temps de résidence moyen en crue des sédiments de charge de fond qui composent la barre (ici entre 3 et 21 jours). Evidemment ce temps de résidence moyen doit être interprété avec prudence car il fait abstraction des périodes durant lesquelles la barre est déconnectée.
L'adaptation des dunes aux variations hydrologiques ne s'opère pas de façon linéaire mais selon une tendance hystérétique pour les crues de forte amplitude (Figure 9).

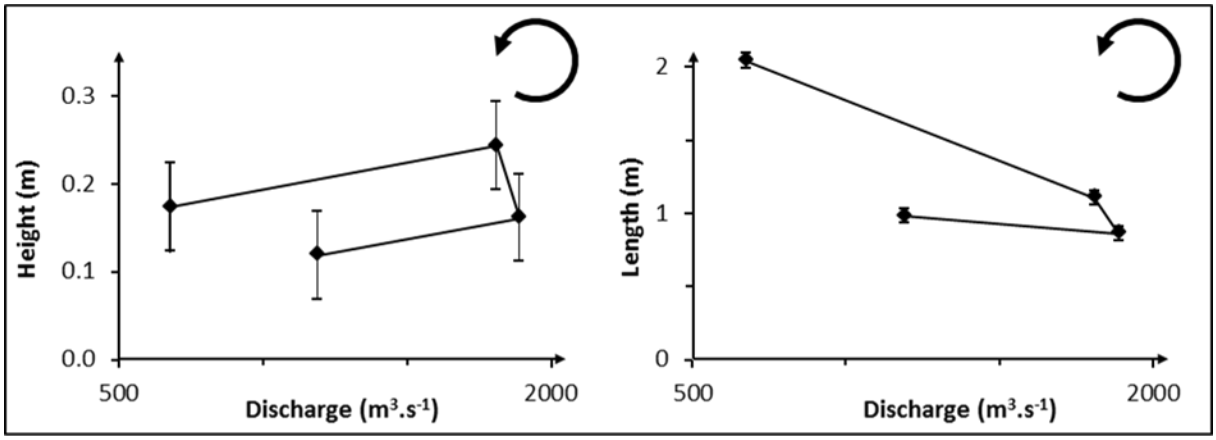


Fig. 9 : évolution des paramètres hauteur et longueur d'onde des dunes au cours d'un épisode de crue (mai 2013).

Modèle conceptuel de fonctionnement de la barre en crue

La combinaison de l'ensemble des données recueillies pendant ces deux années permet de dresser un modèle conceptuel simplifié du fonctionnement hydrosédimentaire de la barre forcée étudiée. Ce modèle s'articule selon 5 stades présentés dans la Figure 10 :
- Stade 1 : phase érosive des dépôts sédimentaires de la barre en début de montée de crue. Les dunes se développent à partir du stock sédimentaire préexistant participant ainsi à la remobilisation de la barre ;
- Stade 2 : phase d'engraissement associée à l'apport sédimentaire latéral délivré par le chenal principal (morphologie de la barre devient convexe) ;
- Stade 3 : phase de construction. Allongement, étalement latéral à la fin du stade de montée de crue et au début de la décrue ;
- Stade 4 : déclin. Etalement asymétrique et aplanissement de la barre.
- Stade 5 : érosion des marges et du front de la barre lors de la déconnexion. L'extension de la barre, et de ce fait l'espace disponible pour le recrutement de graines, diminue fortement pour ces niveaux.

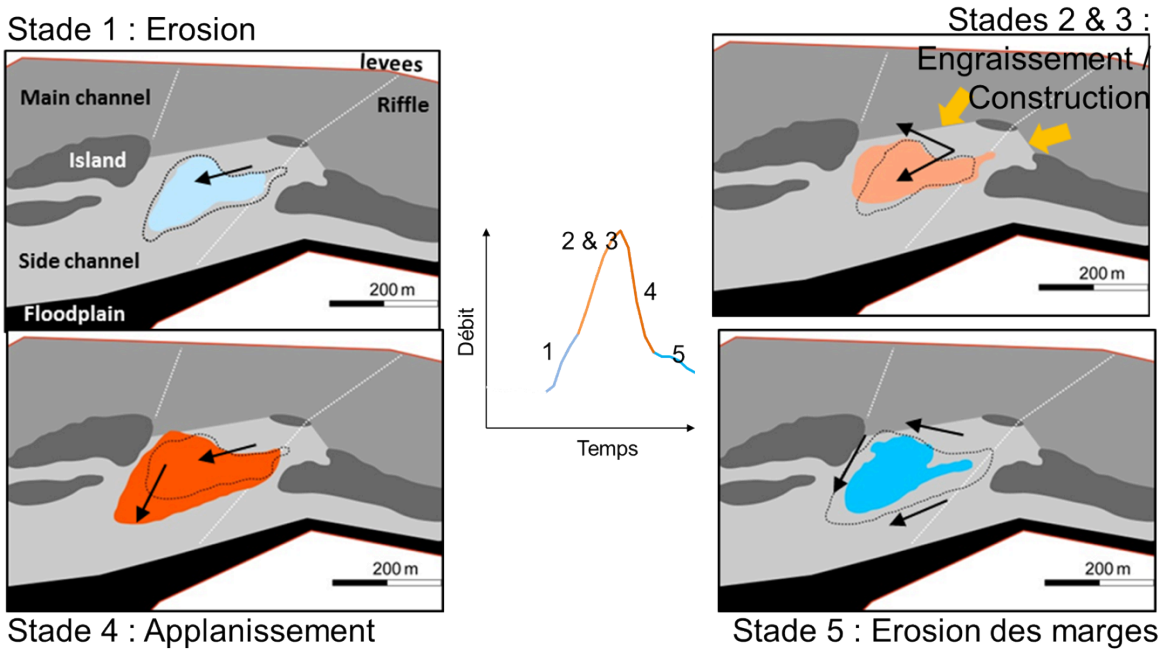


Fig. 10 : modèle conceptuel de fonctionnement de la barre sédimentaire pendant les épisodes de crue.

Perspectives

Il conviendra de coupler ces résultats aux études de développement/survie des communautés végétales. La dynamique de la barre en crue est maintenant bien connue et permettra d'expliquer les raisons de la survie et la distribution spatiale de certaines espèces pionnières qui se développeront après les travaux. Les résultats acquis dans le cadre de la thèse de C. Wintenberger sur les interactions dynamique sédimentaire/végétation ligneuse pionnière laisse supposer une évolution du site proche de celle opérée entre 2004 et 2012. Il conviendra de suivre ce développement qui permettra d'affiner la fréquence d'intervention à retenir pour ce type d'environnement. Pour être pertinente cette étude devra être couplée à la modélisation numérique des successions végétales.

Nos résultats montrent que les travaux d'entretien se sont soldés par une remobilisation forte et très rapide des sédiments pour des débits faibles. Ils ont également permis de comprendre la dynamique d'une barre sédimentaire forcée au cours des crues. Ils constituent le premier retour d'expérience (scientifique) pour des travaux de dévégétalisation / reprofilage en Loire moyenne.

Conclusions et perspectives / Premier bilan pour les gestionnaires

Voici les principales conclusions d'une étude multidisciplinaire des conséquences de travaux de restauration du lit de la Loire sur la biodiversité. La situation est unique : nous nous trouvons dans une Réserve Naturelle Nationale (celle de St-Mesmin), et les travaux lourds réalisés en septembre 2012 (dévégétalisation, dessouchage, extraction, rejets en Loire de 8000 m^3 de sédiments et reprofilage topographique) se sont concentrés sur un unique îlot central au sein d'une mosaïque de quatre îles, d'âges variés.

1. la nouvelle barre sédimentaire est globalement mobile, avec une partie topographique centrale fixe et des marges mobiles. La texture sédimentaire est très complexe, allant de textures armurée (en amont), à sablo graveleuse ou sableuse (en aval). Cette structuration a des conséquences directes sur la répartition et la survie des espèces étudiées.
2. les travaux de restauration ont été efficaces sur la végétation arborescente. En juin 2015, soit 2 ½ an après travaux, la barre sédimentaire centrale (apparue en juin 2013) ne présente qu'une centaine de semis de peuplier noir et de saules, issus de germination de 2013 et 2014, d'une dizaine de cm de hauteur. Quelques très rares pousses végétatives issues de fragments de rameaux ou de racines de Salicaceae ont été observées.
3. la flore herbacée et les insectes coléoptères Carabidae recolonisent progressivement la barre centrale. Deux ans après travaux, 2/3 de la végétation (richesse spécifique) s'est reconstituée. Nous n'avons pas mesuré de façon alarmante la présence d'espèces végétales invasives sur cette nouvelle barre. Après travaux, les Carabidae ne constituent qu'entre 16% et 45% des asssemblages initiaux en fonction des habitats présents. Les nouvelles espèces sont cependant typiques de la Loire.
4. les oiseaux des grèves (sternes) ont trouvé un nouvel habitat, avec une présence permanente en période de reproduction. Seule la sterne naine a nidifié, mais sans succès, en 2014.
5. Pour se nourrir, la famille de castor d'Europe (6 individus) s'est adaptée : elle a modifié ses secteurs d'alimentation car sa principale zone de nourrissage se concentrait sur l'îlot qui fut détruit. Elle privilégie dorénavant deux secteurs : un ilot en amont, où la compétition avec l'érable negundo risque de faire disparaitre le peuplier noir et la berge sud, plus riche en saule blanc. En deux ans, 12% des arbres du secteur d'étude ont été abattus pour leur alimentation. Cette étude originale, réalisée sur plus de 1500 arbres suivis pendant 3 ans, démontre également clairement que ces travaux de restauration ont des conséquences sur la biodiversité en dehors de la zone des travaux (et pas uniquement sur la zone de travaux).
6. Le régime hydrologique atypique de la Loire en 2013 et 2014 pendant la période de végétation (cf Introduction) mais également par les crues morphogènes d'hiver et de printemps ont joué également un rôle majeur dans ces résultats.

Située sur la Loire, dans une Réserve Naturelle Nationale, le long de la Loire à vélo et dans le secteur de la Loire Patrimoine Mondial Unesco, cette étude est un cas cas d'école : suivi avant et après travaux, suivi biotique et abiotique (dynamique morphosédimentaire de la nouvelle barre sédimentaire ; dans le cadre de la thèse de C. Wintenberger, soutenue le 2 juin 2015). Scientifiquement parlant, la dynamique de la biodiversité est en route pour que les assemblages de communautés se construisent et que ce nouveau micro-écosystème 'se façonne'. Ce suivi scientifique de deux ans après travaux a apporté des premières informations riches sur les phénomènes complexes en jeu : cela reste cependant un temps court après cet important bouleversement anthropique et des financements sont recherchés pour poursuivre l'aventure scientifique de ce site atelier 'BioMareau'.

Tâche transversale B. Coordination, gestion projet et valorisation

A. Publications scientifiques en lien avec la réalisation de l'opération

A1. Sous forme d'articles :

WINTENBERGER, C., RODRIGUES, S., BREHERET, J.G., VILLAR, M. 2015. Fluvial islands: first stage of development from nonmigrating (forced) bars and woody-vegetation interactions. Geomorphology, 246 : 305-320

WINTENBERGER, C., RODRIGUES, S., CLAUDE, N., BREHERET, J.G., VILLAR, M. 2015. Dynamics of non-migrating mid-channel bar and superimposed dunes in a sandy-gravelly river (Loire River, France). Geomorphology (en révision).

WINTENBERGER, C., RODRIGUES, S., BREHERET, J.G., JUGÉ, P., VILLAR, M. The survival of *Populus nigra* L. seedlings to alluvial bar dynamics. Soumis à Earth Surface Processes and Landforms (en révision).

A2 . Sous forme de posters :

GREULICH, S. GAUDET, C., FILLATRE, Y. (2015). Seedbanks in fluvial pioneer habitats and their role in colonization of newly created habitats – an example from the middle Loire River (France). I.S. Rivers, 2e conférence internationale « recherches et actions au service des fleuves et grandes rivières, Lyon, 22 au 26 juin 2015 (poster).

DENUX O., DAUFFY-RICHARD E., NDIAYE A., ROSSI JP., AUGUSTIN S (2015). Short-term impact of the island levelling in mid-Loire river on the recolonization by ground beetles. I.S. Rivers, 2e conférence internationale « recherches et actions au service des fleuves et grandes rivières, Lyon, 22 au 26 juin 2015 (poster n° 49513)

DENUX O., E. DAUFFY-RICHARD (†), JP ROSSI, S. AUGUSTIN (2014). Island river levelling: a favorable situation to explore ground beetles (Coleoptera : Carabidae) ability to recolonize pioneer riparian habitats. 10th European Congress of Entomology. York, United Kingdom, 3 - 8 Août 2014

MARIN, S., V. JORGE, V. GUERIN, C. WINTENBERGER, M. VILLAR (2014, 2015). Small-scale spatial genetic structure of *Populus nigra* 2013 seedlings on a new sandy-gravelly bar appeared after fluvial maintenance operations in the Loire River (France). 2014. Présentations poster à IPS VI International Poplar Symposium (Vancouver, Canada), Juillet 2014 et I.S. Rivers, 2e conférence internationale « recherches et actions au service des fleuves et grandes rivières, Lyon, 22 au 26 juin 2015 (poster n° 49317)

DUBOIS, A., B. DIMOURO, J. SAUDUBRAY, M. VILLAR (2014). Study of Salicaceae x european beaver (Castor fiber) interactions following modification of Populus nigra resources by fluvial maintenance operations in the mosaic of islands of Mareau-aux-près (Loire, France). IPS VI International Poplar Symposium (Vancouver, Canada), Juillet 2014.

WINTENBERGER C., RODRIGUES S., BREHERET J.G., VILLAR M. (2014). Erosion, uprooting and burying stresses during floods: what is the influence on Salicaceae seedlings survival pattern? Survival study of *P. nigra* recruited on a non-migrating bar in a sandy-gravel bed river. Présentation poster au colloque American Geophysical Union (AGU), 19 december 2014, San Francisco (USA). Résumé en annexe 1.

WINTENBERGER C., RODRIGUES S., VILLAR M., BREHERET J.G. (2013). The key role of pioneer woody vegetation in mid-channel bar metamorphosis to island : case study from the River Loire (France). Présentations poster à la Conférence Internationale de Sédimentologie Fluviale (ICFS), 14-19 juillet 2013, Leeds (Grande-Bretagne) et à SedNet, 06 novembre 2013, Lisbonne (Portugal). Résumé en annexe 4.

DUBOIS A. (2013). Étude de la consommation ligneuse à *Salicaceae* par le castor (*Castor fiber*) dans la mosaïque d'îles de Mareau-aux-prés (Loiret). Master 1 Biologie des Organismes, des Population et des Écosystèmes (2012-2013) – Université d'Orléans, juin 2013.

WINTENBERGER C., RODRIGUES S., BREHERET J.G., VILLAR M. (2013). The sediment, the black poplar and the beaver : story of the formation process of a mid-channel island. Présentations poster au colloque international HydroEco'2013, 13-16 mai 2013, Rennes (France) et au 2ème colloque biennal des Zones Ateliers, 12-13 décembre 2013, Paris (France). Résumé en annexe 3.

A3 . Sous forme de communication orale :

VILLAR M., AUGUSTIN S., CHANTEREAU M., CHEVALIER R., DENUX O., DUBOIS A., GUERIN V., GREULICH S., HEMERAY D., JORGE V., MARIN S., MARTIN H., NDIAYE A., RODRIGUES S., ROSSI JP., WINTENBERGER C. (2015). Conséquences des travaux d'entretien du lit de la Loire sur plusieurs composantes de la biodiversité au sein de la mosaïque des îles de Mareau-aux-Prés (Loiret). I.S. Rivers, 2e conférence internationale « recherches et actions au service des fleuves et grandes rivières, Lyon, 22 au 26 juin 2015 (communication orale n° 49320). Résumé en annexe 5.

VILLAR M., BRAUD S., RODRIGUES S. (2015). Riparian forest status and management challenges : the Loire river. Workshop : Synthesizing riparian science and management challenges on large, multi-use rivers: cross-system lessons from Europe and North America. Au sein du colloque I.S. Rivers, 2e conférence internationale « recherches et actions au service des fleuves et grandes rivières, Lyon, 22 au 26 juin 2015 (MV conférencier invité).

WINTENBERGER C., RODRIGUES S., BREHERET J.-G., JUGE P., VILLAR M. (2014). Salicaceae seedlings development associated with river dynamics: field study enriched by experimental approach. Communication orale à European Geosciences Union General Assembly 2014, 2 mai 2014, Vienne. Résume en annexe 2.

WINTENBERGER C., RODRIGUES S., BREHERET J.G., VILLAR M. (2013). Processus de remise en mouvement d'une barre alluviale dans une rivière sablo-graveleuse. Communication orale au 14e congrès français de sédimentologie, 7 novembre 2013, Paris.

WINTENBERGER C., CARRIERE T., RODRIGUES S., BREHERET J.G., VILLAR M. (2013). Dynamique hydro-sédimentaire et entretien du lit en Loire Moyenne : influence sur les peupliers noirs et les saules blancs. 7ème Forum chercheurs -gestionnaires de la plateforme Recherche/Données/Informations du Plan Loire Grandeur Nature, 18 septembre 2013, Orléans (France).

CHANTEREAU M., VILLAR M. (2013) Conséquences des travaux d'entretien du lit de la Loire sur plusieurs composantes de la biodiversité au sein de la mosaïque des îles de Mareau-aux-Prés (Réserve Naturelle de Saint-Mesmin – Loiret). 7ème Forum chercheurs -gestionnaires de la plateforme Recherche/Données/Informations du Plan Loire Grandeur Nature, 18 septembre 2013, Orléans (France).

WINTENBERGER C., RODRIGUES S., BREHERET J.G., VILLAR M., (2013). Dynamique hydro-sedimentaire et entretien du lit en Loire Moyenne influence sur les peupliers noirs et les saules blancs. Réunion de travail de la plateforme Recherche/Données/Informations du Plan Loire Grandeur Nature, 22-23 mai 2013, Bruxelles (Belgique).

WINTENBERGER C., RODRIGUES S., BREHERET J.G., VILLAR M. (2012). Influence de la dynamique hydro-sédimentaire et des travaux d'entretien du lit sur la survie des populations au stade juvénile de *Populus nigra* L. et *Salix alba* en Loire Moyenne : étude du site de Mareau-aux-Prés. Communication orale au Conseil Scientifique de la Réserve Naturelle de Saint-Mesmin, 18 décembre 2012, Orléans (France).

VILLAR M. et coll. (2013) Présentation du projet 'BioMareau'. Comité consultatif de la réserve naturelle de St-Mesmin le 27 mars 2013 (DREAL Centre)

VILLAR M. et coll. (2015) Présentation du projet 'BioMareau'**.** Conseil scientifique de la RNN de St-Mesmin 14 janvier 2015

B. Enseignement et formations universitaires

B1. Enseignement

Cours où certains résultats de 'BioMareau' ont été présentés :
(i) 4 novembre 2013 et 3 décembre 2014. L3Pro "Forêts, gestion et préservation de la ressource en eau", Université de Tours, Nogent/Vernisson (cours M. Villar).
(ii) Master 1, Biologie de organismes, des populations et des écosystèmes, Université d'Orléans, 8 octobre 2013 et 13 octobre 2014 (cours M. Villar)
(iii) Master 2, Biologie de organismes, des populations et des écosystèmes, Université d'Orléans, 12 décembre 2013 et 19 décembre 2014 (cours M. Villar)
(iv) L3Pro "Forêts, gestion et préservation de la ressource en eau", Université de Tours, Nogent/Vernisson, en 2012-13, 2013-14 et 2014-15 (cours S. Rodrigues).
(v) L3 Géodynamique fluviatile, Université de Tours en 2012-13, 2013-14 et 2014-15 (cours S. Rodrigues).

Travaux dirigés où certains résultats de 'BioMareau' ont été utilisés :
(i) Forêt alluviale et successions écologiques. L3Pro "Forêts, gestion et préservation de la ressource en eau", Université de Tours (TD S. Greulich).
(ii) Master 1 Hydrosystèmes et Bassins versants, Université de Tours, en 2012-13, 2013-14 et 2014-15 (TD S. Greulich).

B2. Formations universitaires

(i) Stage de Anthony Dubois, Master I Biologie des Organismes, des Populations et des Écosystèmes (2012-2013) – Université d'Orléans : 'Étude de la consommation ligneuse à Salicacées par le castor (*Castor fiber*) dans la mosaïque d'îles de Mareau-aux-prés (Loiret)'. Sous la direction de Marc Villar INRA, Poster.

(ii) Stage de Anthony Dubois, Master II Biologie des Organismes, des Populations et des Écosystèmes (2013-2014) – Université d'Orléans : 'Étude de la consommation ligneuse à Salicacées par le castor (*Castor fiber*) dans la mosaïque d'îles de Mareau-aux-prés (Loiret)'. Sous la direction de Marc Villar INRA Orléans, mémoire 25pp. Soutenance orale le 19 juin 2014.

(iii) Stage de Yann Fillatre, Master 1 ECOCAEN Gestion et valorisation agri-environnementales (2012-2013) : 'Travaux d'étude et de recherche ' végétation et banque de graines d'une île au niveau de la Loire Moyenne'. Sous la direction de Sabine Greulich, CITERES Tours, mémoire 27pp.

(iv) Stage de Cécile Gaudet, Master 2 BBEM, Université de Nantes (2013-2014) : 'Etude de la banque de graines et de la végétation pionnière sur la Loire moyenne.' Sous la direction de Sabine Greulich, CITERES Tours, mémoire 29pp.

(v) A. Amat, S. Andrieu, N. Busseniers, F. Thomas, A. Mounier. Projet tutoré : étude de la population d' Erable negundo sur la réserve naturelle de St Mesmin (iles de Mareau-aux-prés) et préconisations de gestion. 2014/2015. L3Pro"Forêts, gestion et préservation de la ressource en eau". Université de Tours / LEGTA Nogent/Vernisson. Mémoire 28pp.

C. Divers / Autres valorisations

C1. Réunions de coordination

La première réunion de coordination a eu lieu dans les locaux de l'INRA d'Orléans le 18 décembre 2012. Elle a réuni C. Wintenberger, S. Rodrigues, S. Greulich de l'Université de Tours, R. Chevalier et H. Martin de l'IRSTEA, M. Chantereau, D. Hemeray, D. Papet et L. Fréderic de Loiret Nature Environnement, P. Poursat, B. Dimouro, C. Poitelon, O. Denux et le coordinateur. Etaient excusées E. Dauffy-Richard (IRSTEA) et S. Augustin (INRA Orléans).

La deuxième réunion de coordination (mi-parcours) a eu lieu dans les locaux de l'INRA d'Orléans le 30 janvier 2014. Le matin était planifié le bilan scientifique à mi-parcours avec les partenaires de BioMareau (13 participants). L'après-midi était consacré à la présentation des résultats à mi-parcours à la grande communauté ligérienne de scientifiques et gestionnaires (21 participants, dont DREAL, LNE, EPL, Mairie de Mareau-aux-prés, CBNBP, DDT45 Pôle Loire, Fédération des Conservatoires et ONCFS).

La troisième réunion de coordination a eu lieu dans les locaux de l'INRA d'Orléans le 28 novembre 2014 (12 participants), ciblés sur les résultats 2014 et sur les résumés à proposer pour valoriser les résultats de BioMareau au Colloque IS-Rivers de Lyon (Juin 2015).

La quatrième réunion a eu lieu le 12 mai 2015 et la cinquième réunion (finale) a eu lieu avec la grande communauté ligérienne de scientifiques et gestionnaires à l'INRA d'Orléans le 17 juin 2015.

C2. Visites régionales et nationales sur site

Au comité de direction de la ZAL (Zone Atelier Loire) le 5 octobre 2012, sur le terrain. Deux communications orales par M. Villar et C. Wintenberger.
Aux membres de l'association des Professeurs de Biologie et de Géologie APBG le 25 septembre 2013.
Visite Lycée Descartes de Tours (classe Terminale S) le 17 mars 2015.
Aux membres de l'association des Professeurs de Biologie et de Géologie APBG, colloque national le 16 juillet 2015.

C3. Visites internationales

Prof. Reinhart Stettler (College of Forest Resources, University of Washington, Seattle), 9 septembre 2013 (avec B. Hauchecorne – Maire de Mareau-aux-prés et S. Braud – DREAL)
Dr. John Stella (Department of Forest and Natural Resources Management, SUNY College of Environmental Science and Forestry, Syracuse (USA), 19 mai 2014 : séminaire organisé par MV à l'INRA d'Orléans, avec présentation du projet 'BioMareau'. 20 mai : visite sur site avec Michel Chantereau (LNE). Cf. programme du séminaire Stella-seminar.pdf dans 'Autres documents'

C4. Base de données

Les données des inventaires floristiques (IRSTEA) ont été transmises à la RNN de Saint-Mesmin pour intégrer la base Serena commune aux Réserves Naturelles Nationales, ainsi qu'au Conservatoire botanique national du Bassin parisien (CBNBP) pour intégrer la base Flora (inventaires communaux et atlas régional) et en cascade celle de l'Inventaire National du Patrimoine Naturel (Museum National d'Histoire Naturelle). Ces données sont également mobilisées dans le cadre de l'ORB (Observatoire Régional de la Biodiversité), qui se met en place en Région Centre (première réunion « Flore-Habitats » le 23 avril 2015 à Orléans).

Les données relatives à la banque de graines et à la végétation observées sur placettes (données CITERES) seront intégrées dans la base de données « biodiversité ligérienne » du réseau d'observation de la biodiversité de la Loire et de ses affluents (OBLA), mise en ligne prévue en juin 2015.

C5. Divers

(i) Présentation du projet 'BioMareau' dans portrait de projet 2013 (Plateforme RDI, EPL). Cf. 'Autres documents'
(ii) Poster Grand Public : Les îles de Mareau-aux-prés : un laboratoire *Grandeur Nature* d'étude de la biodiversité ligérienne (présentation du passé et du présent des îles par des photos aériennes de 1984 à 2010). 1 exemplaire fourni à la Mairie de Mareau-aux-prés et présenté dans le cadre de *'la Loire à vélo'*, avec D. Hemeray (LNE) le 30 juin 2013, 1 ex. fourni à Loiret Nature Environnement, 1 ex. fourni au laboratoire GéHCO Université de Tours et 1 ex. pour le coordinateur. Cf. Poster-Mareau-Bertel.pdf dans 'Posters sous pdf'.
(iii) Réunion Grand Public le 26 juin 2015 à Mareau-aux-prés : présentation des résultats de BioMareau en présence de B. Chevassus-au-Louis, président d'honneur de l'association Humanité et Biodiversité.

C6. Presse / TV / WEB

(i) St Ay : des travaux en cours sur l'île de Mareau. La République du Centre, vendredi 21 septembre 2012

(ii) Meung/Loire : des travaux en cours sur l'île de Mareau. La République du Centre, vendredi 21 septembre 2012

(iii) Les îles de Mareau-aux-prés, objet de suivi et d'études. 'Loire et Terroirs' 84 : 14

(iv) Reportage FR3 Centre le 14 août 2012 (2mn, journal télévisé de Région Centre)

(v) WEB TV Gérard Mazzochi (action PLGN)
http://www.latetedanslariviere.tv/mediatheque-multimedia/biodiversite

(vi) Présentation du projet 'BioMareau' dans le site http://peupliernoir.orleans.inra.fr (et interrogeable via Google)

Nombre de publications scientifiques en lien avec la réalisation de l'opération :

1 publiée (Wintenberger et al., 2015a)
2 soumises et en révision
(Wintenberger et al., 2015b, Wintenberger et al., 2015c)
2 en préparation ((Wintenberger et al., Dubois et al.)