Helwan AREZKI
Master 1 mention Biologie, Ecologie, Evolution (BEE)
Parcours Patrimoine Naturel et Biodiversité (PNB)

Fauvette pitchou (*Sylvia undata*) ; Crédit : @Didier Collin – oiseaux.net

Effets des recouvrements paysagers et de la constitution des paysages sur les communautés d'oiseaux de Bretagne

Dates : du 6 avril 2021 au 11 juin 2021

Structure d'accueil : Bretagne Vivante
Lieu du stage : Réserve Naturelle des Marais de Séné (56)

Référent universitaire :
Sébastien Dugravot

Maître de stage :
Guillaume Gélinaud

Soutenance : 22 juin 2021

Sommaire

1) Introduction : ……... p.2
2) Matériel et méthode : …….. p.3
   a. Relevés sur le terrain : ……... p.3
   b. Détermination des espèces modèles d'étude : ……... p.4
   c. Données cartographiques : ……. p.4
   d. Variables de composition et de constitution paysagère : ……... p.5
   e. Analyses statistiques : ……. p.6
3) Résultats : …… p.6
   a. Effets des caractéristiques paysagères à l'échelle du paysage : ……. p.6
   b. Effets des recouvrements en habitats : ……..….. p.7
   c. Effets des recouvrements en habitats sur la composition de la communauté : ……. p.8
      i. Caractérisation des sites en fonctions des recouvrements en habitats : …….. p.8
      ii. Caractérisation des sites en fonction de la composition de la communauté : …. p.9
      iii. Caractérisation de la composition de la communauté en fonctions des recouvrements en habitats : ……... p.10
4) Discussion : ……. p.10
   a. Principaux effets des caractérisations paysagères à l'échelle du paysage : ... p.11
   b. Principaux effets des recouvrements en habitat : ……... p.12
   c. Principaux effets des recouvrements en habitat sur la composition de la communauté d'oiseaux : …….. p.13
5) Conclusion : …… p.14
6) Bibliographie : …… p.15
7) Annexes : …… p.17

Remerciements

Pour avoir eu l'opportunité de me plonger dans la rédaction et la conception de ce rapport, je tiens à remercier toutes les personnes qui ont pu encadrer mon stage.

Je remercie mon maître de stage G. Gélinaud, Conservateur de la Réserve Naturelle des Marais de Séné, pour avoir aiguillé ce rapport et m'avoir permis de connaître le déroulement de la constitution d'un rapport scientifique dans un cadre professionnel. Je tiens à également remercier T. Zgirski, doctorant à l'université du Québec à Rimouski, pour ses conseils qui m'ont grandement aidé dans la mise en place des analyses statistiques lors de mon stage.

Je remercie P. Clech, directeur de Bretagne Vivante dont l'association a mis en place ce stage.

Un autre grand merci revient également à toute l'équipe de la réserve naturelle de Séné qui m'ont accueilli parmi eux chaleureusement dans la bonne ambiance de leurs locaux. Je remercie notamment J. David et B. Callard qui ont également participé à ce travail.

Je remercie également les collègues qui m'ont aidé dans la conception et la rédaction. Parmi eux, je remercie S. Rossignol m'ayant grandement aidé pour la correction. Merci également à M. Ducoin pour son avis précieux.

Un merci va également à l'équipe enseignante de l'Université de Rennes 1 et du Master Patrimoine Naturel et Biodiversité et de la mention Biologie, Ecologie et Evolution.

Introduction

Depuis le milieu du XXème siècle, l'Europe a connu des changements majeurs dans la couverture et la qualité des habitats notamment du fait de l'intensification de l'agriculture, de l'expansion des zones urbaines et de l'artificialisation des sols. Ces changements d'occupation des sols ont conduit à des effets importants sur la biodiversité.
Le changement d'affectation des terres constitue même le premier facteur de dégradation des écosystèmes terrestres des régions tempérées (Sala et al., 2000). Ce changement a conduit à la diminution des superficies en habitats naturels ou semi-naturels de grande importance pour la biodiversité. L'impact des activités anthropiques se traduit également par une augmentation de la fragmentation des paysages et des changements dans la constitution des matrices paysagères.

Les oiseaux constituent l'un des taxons les plus connus et les plus documentés (Collen et al., 2009). La France a, parmi les pays européens, une responsabilité élevée pour la conservation de ce groupe, accueillant 358 espèces dont 213 espèces d'oiseaux terrestres sur ce territoire et de nombreuses zones protégées (Birdlife International, 2021). Ce sont des espèces montrant une grande diversité de niches écologiques ce qui permet de les utiliser comme un modèle biologique fiable (Gregory & van Strien, 2010). Cependant, un déclin majeur de l'abondance des oiseaux nicheurs communs est constaté en France, comme plus largement en Europe (Fontaine et al., 2020) Il touche particulièrement les espèces associées aux espaces agricoles, liés aux changements d'affectation des terres (Wesolowski & Fuller, 2012). L'intensification de l'agriculture a été identifiée comme la principale cause de cette diminution des populations (Guerrero et al, 2012). De plus, l'augmentation des surfaces périurbaines conduit à des modifications des cortèges d'espèces en homogénéisant l'avifaune (Meffert & Dziock, 2013). Cette sensibilité aux changements dans les dynamiques paysagères et la plasticité de ce groupe justifie donc d'assurer des suivis de leurs populations. Toutefois, leurs réactions à la fragmentation des habitats restent complexes à étudier du fait des variations très importantes entre les espèces (Lynch & Whigham, 1984).

En 2004, un programme de suivi des oiseaux communs Suisse a été lancé en s'appuyant sur la méthode de la cartographie des territoires (Schmid et al., 2004). Des passages répétés dans des zones définies permettent d'obtenir des connaissances précises sur la présence, l'abondance et la répartition des oiseaux en fonction des habitats lors de leur période de reproduction. Suite à des tests menés à partir de 2014, ce même programme a été développé en Bretagne. A partir de 2018, une quarantaine de localités ont pour l'instant permis d'effectuer ce suivi.
Le but de ce rapport est donc d'évaluer ***dans quelles mesures ce protocole permet d'observer les effets sur l'avifaune des caractéristiques paysagères dans la zone d'étude***. Les caractéristiques paysagères étudiées sont les *recouvrements de chaque type d'habitats et la composition à l'échelle du paysage des sites d'études*. La *diversité, la richesse, l'abondance et la constitution* des différentes communautés d'oiseaux contactées, sont les métriques qui seront utilisées pour quantifier les effets de ces attributs paysagers.
D'après la littérature, les effets des recouvrements des différents types d'habitat que l'on risque le plus probablement d'obtenir sont que (1) les habitats comprenant une forte diversité avienne (e.g. Boisements, Fourrés, Landes, Roselières) auront des impacts bénéfiques sur les métriques étudiées (Fuller et al., 2012 ; Glemarec & Magnanon, 2015 ; Vâlcu, 2006). On s'attend à des résultats similaires pour les haies bocagères. Cet habitat étant dans de nombreux cas un milieu

d'intérêt pour l'avifaune dans les matrices agricoles (Batary et al., 2012). (2) A l'inverse, les habitats les plus défavorables à l'avifaune (e.g. Bâti, Cultures) auront des effets négatifs sur ces mêmes métriques (Sol et al., 2017 ; Tryjanowski et al., 2011).
Pour ce qui est de la composition et de constitution des unités d'habitats à l'échelle paysagère, on devrait s'attendre à (1) un effet positif de matrices complexes se rapprochant de mosaïques d'environnement (Barbaro et al., 2007). (2) Une présence de nombreux types de milieux aura certainement un effet bénéfique également (Bühning-Gaese, 1997).
Les communautés aviennes étant parfois constituées d'espèces avec des niches écologiques très diversifiées (Wesolowski & Fuller, 2012), on peut s'attendre à un effet des recouvrements d'habitats sur les espèces constituants les peuplements. (1) Certaines espèces plutôt généralistes pourraient être présentes sur une grande partie des sites, mais être moins favorisées que des espèces spécialistes sur d'autres. (2) Les recouvrements de certains habitats à fort intérêt pour la diversité du groupe (e.g. Boisements, Roselières) pourraient être bénéfiques à la présence d'espèces en déclin ou pour lesquels l'impact des changements d'affectation des terres est le plus important.

Matériel et méthode

Relevés sur le terrain :

Pour constituer le jeu de données, les relevés sur le terrain ont été effectués en 2019-2020, en mettant en place un protocole dérivé de celui effectué en Suisse dans le cadre du Monitoring des Oiseaux Nicheurs Répandus (Schmid et al., 2004). Sur le territoire breton, 43 sites ont été sélectionnés (**Fig. 1**), dans lesquels des parcours ou transects d'environ 3km ont été mis en place. Ils ont pour objectif de couvrir des surfaces au sein d'un maillage de carrés de 100 x 100 hectares sur toute la région. La quarantaine de sites correspond à un échantillon convenable pour tester l'efficacité du protocole dans le but d'augmenter potentiellement ce nombre dans le futur. Les sites sont sélectionnés de façon à former un échantillon représentatif à la fois de la nature ordinaire (bocages, milieux périurbains…) et aussi plusieurs sites protégés comprenant des milieux plus localisés (landes, roselières…). Dans la mesure du possible, ces mailles sont sélectionnées à proximité des lieux de résidence d'observateurs bénévoles. Les localisations exactes des sites ne sont pas importantes, seule une représentation globale et fiable de la région dans le jeu de données et la significativité du nombre permettra d'observer les tendances statistiques. Dans chacune des localités, un transect d'environ 3 km est mis en place. Un passage par mois est effectué en matinée sur une période de 3 mois, d'avril à juin, ce qui correspond à la période de reproduction des oiseaux. Cela permet de contacter les oiseaux nicheurs durant la période où les adultes chantent et où les couples défendent leurs territoires de nidification. À chaque passage, le même observateur parcourt le transect et localise tous les oiseaux vus et entendus (**Fig.2**).

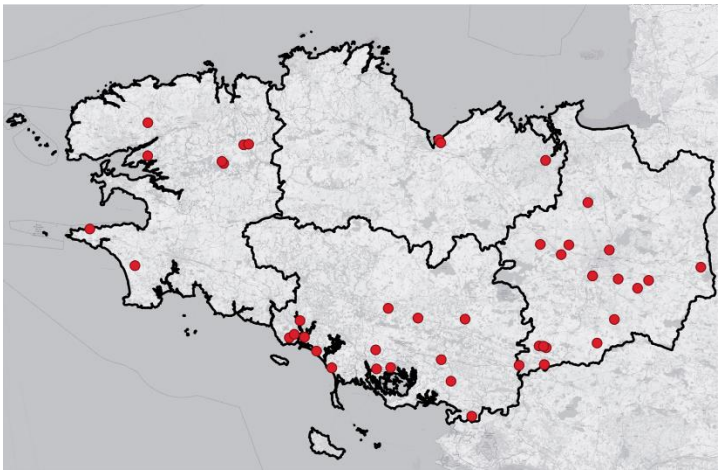

Figure 1 : Localisations des 43 sites d'études

Détermination des espèces modèle d'étude :
Après les passages effectués, nous obtenons une abondance relative de toutes les espèces contactées. Les oiseaux observés ou entendus ne sont cependant pas tous compatibles avec le protocole mis en place. Il y a trois prérequis. (1) Les espèces doivent être nicheuses dans la maille, (2) avoir un comportement territorial et (3) avoir un territoire défendu assez restreint ne dépassant pas la taille de la zone étudiée. Cela correspond donc principalement aux Passériformes et apparentés (Colombiformes, Piciformes…), alors que sont exclus les rapaces, les laro-limicoles et la plupart des Corvidés. Les passereaux ayant un mode de vie social et ne formant pas de couple défendant leur territoire de nidification (les Passéridés par exemples) sont également exclus. Ainsi, dans le cas présent, sur 115 espèces contactées (39 747 contacts), 71 correspondaient à des espèces compatibles avec la méthode (36 051 contacts). La liste de l'ensemble des espèces contactées compatibles ou non est disponible en **Annexe 1**.

Données Cartographiques :

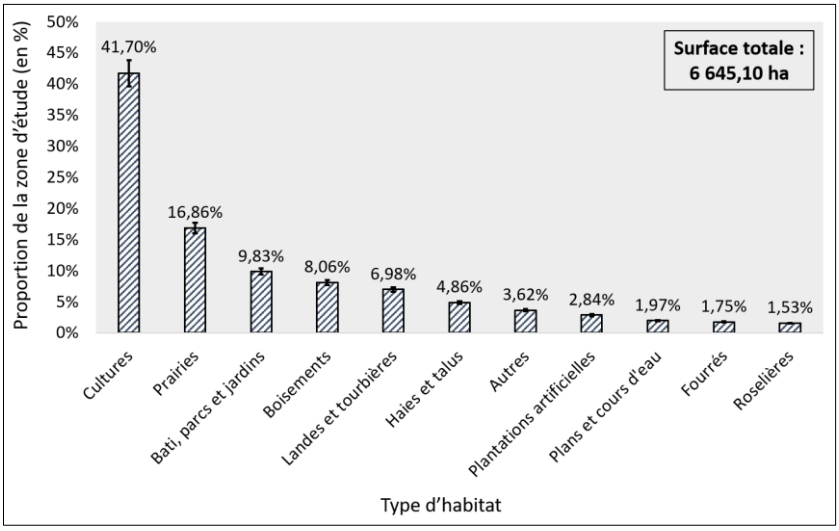

Figure 2 : Proportion de la zone d'étude relative à chaque habitat pris en compte dans l'étude (barre d'erreur : pourcentage d'erreur de la moyenne par site)

Toutes les données relatives à chacun des sites, que ce soient les contacts spécifiques ainsi que le recouvrement des différents habitats, ont été compilées sous forme de cartographies SIG avec le logiciel QGIS v.3.10.10. La couverture régionale des grands types de végétation utilisée est celle obtenue par télédétection par le Conservatoire Botanique National de Brest en 2019 (http://www.cbnbrest.fr/). L'aire prise en compte pour le recouvrement des habitats correspond à une zone formant un buffer de 200 mètres autour des contacts spécifiques (**Fig.3**). Ce buffer permet également de contenir tous les territoires des oiseaux contactés et de réunir tous les contacts dans la même aire. Les données brutes contiennent 27 types d'habitat différents qui ont été résumées en 11 habitats pour notre étude. Les habitats similaires ont été réunis (e.g. « forêts sèches » et « forêts humides et mésophiles ») et les habitats peu représentés dans la surface couverte ont été réunis dans la catégorie « Autres » (e.g. « coupes forestières », « milieu marin », « rochers, falaises et sables », etc.). La surface totale finale couverte correspond à 6 654,10 hectares avec des proportions variables pour chacun des milieux (**Fig. 2**). La liste des habitats pris en compte correspond à l'**Annexe 2**.

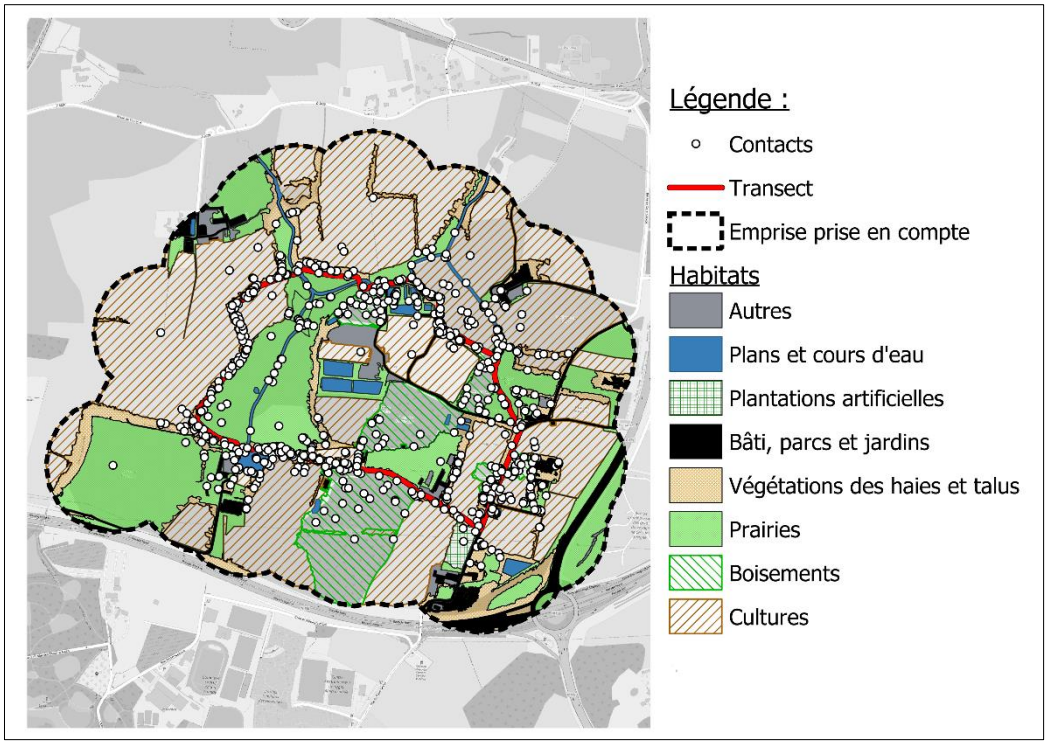

Figure 3 : Exemple d'une cartographie obtenue pour un des sites d'étude

Variables de composition et de constitution paysagère :

Afin de décrire plus en détail des variables relatives à la composition et la constitution de la matrice paysagère, les cartographies obtenues ont été analysées à l'aide du logiciel Fragstats v.4.2.1. Celui-ci permet d'obtenir des indices paysagers précis illustrant les différents aspects d'une cartographie au format raster. Les métriques prises en compte sont résumées dans le **Tableau 1**.

Tableau 1 : Liste des indices utilisés pour décrire la composition et la constitution de chacun des sites d'étude à l'échelle du paysage

Indice utilisé (abréviation)	*Description*
Indice de proximité (PROX)	Somme de la surface des patchs divisée par le carré de la plus courte distance entre deux patchs. Augmente avec la connectivité entre les patchs.
Indice de forme moyen (SHAPE)	Moyenne des périmètres des patchs divisés par la racine carrée de leur surface. Augmente avec l'irrégularité des patchs et donc avec la fragmentation et l'effet de lisère.
Densité des Patchs (PD)	Nombre de patch sur l'aire étudiée divisé par la surface totale du site.
Nombre de Patchs (NP)	Nombre de patch sur l'aire étudiée.
Indice de continuité moyen (CONTIG)	Continuité moyenne de tous les patchs du paysage.
Densité de la richesse en patchs (PRD)	Nombre des différents types de patchs divisé par la surface totale du site.
Diversité de Shannon des habitats	Diversité de Shannon des habitats présents sur le site.

Analyses statistiques :

Le jeu de données final obtenu correspond, pour chaque site, à des proportions de recouvrement en habitats, des variables paysagères ainsi que des abondances relatives pour chaque espèce d'oiseau contactée. Les analyses de ce jeu de données ont été effectuées avec le logiciel R

v.3.6.1. À partir des données spécifiques, des valeurs de richesse et de diversité ont été déterminées pour chaque site à l'aide du package vegan. L'indice de diversité choisi est celui de Shannon car il prend plus facilement en compte les espèces rares (V. Jung, ECOBIO, communication personnelle, 2020). Cette utilisation semble préférable car sur la majorité des sites, seules quelques espèces sont très abondantes et beaucoup d'autres restent peu représentées.

Pour connaître l'effet des recouvrements en habitats ainsi que des indices paysagers sur ces deux variables et sur l'abondance des espèces, des Modèle Linéaires Généralisés Mixtes (GLMM) ont été effectués. Ceux-ci permettent de définir les sites d'échantillonnage comme une variable à « effet aléatoire », car ceux-ci ne sont pas indépendants les uns par rapport aux autres. Ce type de modèle rend donc les erreurs standards des analyses moins biaisées tout en estimant mieux la déviance standard. Le package utilisé pour définir ces modèles est lme4. En tout, deux types de modèles ont été constitués. Le premier regroupant les recouvrements de tous les habitats entre eux et le second regroupant les variables paysagères entre elles. Pour l'ajustement du modèle, la méthode utilisée a été la « sélection descendante ». Il s'agit du retrait des variables non-significatives du modèle jusqu'à obtenir une modélisation comprenant seulement des variables significatives. Le coefficient de régression n'est donc pas biaisé. Pour chaque type, trois modèles seront effectués, chacun testant l'effet des variables réponses sur l'abondance ou la richesse spécifique ou la diversité de Shannon.

Afin d'observer comment la composition de la communauté des oiseaux territoriaux est impactée par les recouvrements en habitat, des analyses multivariées ont été effectuées avec le package ade4. Les analyses multivariées de cette partie ont été effectuées sur 38 des 43 sites. En effet, parmi eux, 5 avaient des couvertures en roselières importantes (en moyenne 20,3%), ce qu'aucun des autres sites ne montraient. Les contributions obtenues étaient alors uniquement pour des espèces spécifiques de ces milieux, ne permettant pas d'observer des tendances globales. Ces localités ont donc été retirées pour ces analyses. De ce fait, les analyses de la communauté avienne comprennent 43 des 71 espèces présentes dans le jeu de données. Les espèces excluent de l'analyse sont des espèces, soit trop peu abondantes, soit abondantes sur seulement quelques sites d'études. Ces deux cas de figures conduisent systématiquement à des analyses avec des contributions pour uniquement ces espèces et qui conduit à un biais.

Les recouvrements selon les sites ont tout d'abord été analysés par un modèle d'Analyse en Composantes Principales (ACP). Au sein de cette analyse différentes autres variables obtenues avec QGIS ont été ajoutées (Longitude, Latitude et Distance à la mer) ainsi que les variables d'abondance, de richesse et de diversité spécifiques. Les projections obtenues ont ensuite été regroupées par Classification Ascendante Hierarchique (CAH) formant des groupes réunissant les sites en fonction de leur similarité. Pour les données d'abondance spécifiques, le modèle multivarié effectué est une Analyse Factorielle des Correspondances (AFC). Les groupes obtenus par ACP ont ensuite été utilisés pour l'AFC afin de constater un éventuel effet des variables analysées.

Résultats

Effet des caractéristiques paysagères à l'échelle du paysage

Les modèles obtenus en testant l'effet des caractéristiques paysagères à l'échelle de l'ensemble du site montrent des constantes significatives pour certaines des métriques testées (**Tableau 2**).

Pour l'abondance, c'est surtout la diversité de Shannon des habitats qui a un effet positif significatif (pv = 0.007 ; coeff = 0.28). Il s'ajoute à cela, dans une moindre mesure, la connectivité illustrée par l'indice de proximité PROX (pv = 0.007 ; coeff = 0.00006) et le nombre de patchs (pv = 0.007 ; coeff = 0.005). Les coefficients de ces deux dernières métriques sont excessivement faibles.

La richesse spécifique est elle aussi significativement impactée positivement, en premier lieu par la diversité de Shannon en habitats (pv = 0.0001 ; coeff = 7.80) avec également l'indice PRD (Densité de la Richesse en Patch) dans une moindre mesure (pv = 2.93e-05 ; coeff = 1.18). La densité en patchs et leur nombre ont également montré un effet significatif mais avec cette fois des coefficients faibles. L'effet est positif pour le nombre de patchs (pv = 0.0004 ; coeff = 0.05) et négatif pour la densité des patchs (pv = 0.0004 ; coeff = -0.10).

Les tendances obtenues pour la diversité spécifique de Shannon sont similaires à celles obtenues pour la richesse. L'effet le plus net est celui de la diversité de Shannon en habitats (pv = 0.001 ; coeff = 0.26). Pour les autres métriques significatives, les coefficients restent faibles. Nous observons un effet positif pour l'indice PRD (pv = 0.0009 ; coeff = 0.03) et pour le nombre de patchs (pv = 0.006 ; coeff = 0.001). Alors que nous notons un effet négatif de la densité de patchs (pv = 0.003 ; coeff = -0.003).

Tableau 2 : Résultats des trois Modèles Linéaires Généralisés Mixtes (GLMM) testant l'effet des métriques illustrant la composition et la constitution du paysage sur l'abondance, la richesse ou la diversité de Shannon

Indice	Abondance	Richesse	Diversité de Shannon
Indice de proximité (PROX)	*0.007** , 0.00006*	NS	NS
Indice de forme moyen (SHAPE)	NS	NS	NS
Densité des Patchs (PD)	NS	*0.0004*** , -0.10*	*0.003** , -0.003*
Nombre de Patchs (NP)	*0.0008*** , 0.005*	*0.0004*** , 0.05*	*0.006** , 0.001*
Indice de continuité moyen (CONTIG)	NS	NS	*NS*
Densité de la richesse en patchs (PRD)	NS	2.93e-05*** , 1.18	*0.0009*** , 0.03*
Diversité de Shannon des habitats	0.007** , 0.28	0.0001*** , 7.80	0.001** , 0.26

*(pvalue, Coefficient) ; NS = Non-significatif, * ≤ 0.5, ** ≤ 0.05, *** ≤ 0.005 ;*
Grisé et italique : coefficient ≤ 0.10 et ≥ -0.10

Effet des recouvrements en habitat

Les trois modèles testant l'effet des recouvrements en habitats ont conduit à des résultats significatifs pour une partie des milieux testés (**Tableau 3**).

Pour l'abondance, ce sont les recouvrements en fourrés (pv = 0.004 ; coeff = 2.97) et en plantations artificielles (pv = 0.002 ; coeff = 2.67) qui ont montré un effet positif significatif. Les coefficients obtenus montrent un effet similaire des deux habitats.

Concernant la richesse spécifique, les effets les plus forts sont ceux obtenus avec les couverts de fourrés (pv = 0.01 ; coeff = 50.33), et de haies et talus (pv = 0.05 ; coeff = 56.06). Viennent ensuite les couvertures en roselières (pv = 0.05 ; coeff = 25.90) et en plantations artificielles (pv = 0.04 ; coeff = 23.26). L'effet du recouvrement en landes et tourbières est plus faible (pv = 0.2 ; coeff = 9.00).

Les résultats sont similaires pour la diversité de Shannon. Cette fois-ci, la couverture en plantations artificielles ne montre cependant aucun effet net. Les recouvrements en haies et talus (pv = 0.05 ; coeff = 2.13) ainsi qu'en fourrés (pv = 0.001 ; coeff = 2.37) montrent encore une fois les plus forts impacts. Viennent ensuite les surfaces en roselières (pv = 0.02 ; coeff = 1.86) et en landes et tourbières (pv = 0.01 ; coeff = 0.35). Enfin, la couverture en boisements a cette fois-ci un impact positif significatif (pv = 0.03 ; coeff = 0.79).

Tableau 3 : Résultats des trois Modèles Linéaires Généralisés Mixtes (GLMM) testant l'effet des recouvrements sur l'abondance, la richesse ou la diversité de Shannon

Recouvrement en :	Abondance	Richesse	Diversité de Shannon
Bâti, parcs et jardins	NS	NS	NS
Boisements	NS	NS	0.03* , 0.79
Cultures	NS	NS	NS
Fourrés	0.004** , 2.97	0.01* , 50.33	0.001** , 2.37
Haies et talus	NS	0.05* , 56.06	0.05* , 2.13
Landes et tourbières	NS	0.02* , 9.00	0.01* , 0.35
Plans et cours d'eau	NS	NS	NS
Plantations artificielles	0.0002*** , 2.67	0.04* , 23.26	NS
Prairies	NS	NS	NS
Roselières	NS	0.05* , 25.90	0.02* , 1.86

*(pvalue, Coefficient) ; NS = Non-significatif, * ≤ 0.5, ** ≤ 0.05, *** ≤ 0.005*

Effets des recouvrements en habitat sur la composition de la communauté d'oiseaux

- *Caractérisation des sites en fonction des recouvrements en habitats*

Au sein de l'analyse multivariée, ont été compilées 19 variables différentes. Seules les couvertures en roselières, en plantations artificielles, en bâti, parcs et jardins ainsi qu'en plans et cours d'eau ont eu des contributions insuffisantes.

Les recouvrements caractérisant les sites ont majoritairement contribué à l'axe 1 (**Fig.3**) formant un gradient entre des sites bocagers et des sites comprenant des milieux « naturels » que sont les landes, les tourbières, les boisements et les fourrés. Ce dégradé correspond également à un gradient ouest-est et de distance à la mer, suivant le recouvrement agricole. Ces trois variables sont aussi inversement corrélées à la richesse et diversité de Shannon en habitat et en espèces.

L'axe 2, bien que moins informatif que le premier (15.80% d'information contre 27.10% pour l'axe 1), montre également des recouvrements contribuants nettement.

En effet, le recouvrement en prairies forme un gradient du côté négatif de l'axe comme la richesse et diversité de Shannon en habitat et en espèces ainsi que l'abondance en oiseaux. La latitude nord et le recouvrement en habitats « autres » correspondent à l'autre extrémité de l'axe. Ils sont donc inversement corrélés aux autres métriques.

La classification a fait ressortir 5 groupes différents de cette analyse. Les groupes 1 et 2 réunissent des sites de hautes latitudes et avec un fort recouvrement en habitats « autres ». Le recouvrement en prairie est faible tout comme l'abondance en oiseaux, ainsi que la richesse et la diversité en espèces et en habitats. Les constantes sont inversées pour les groupes 3 et 5.

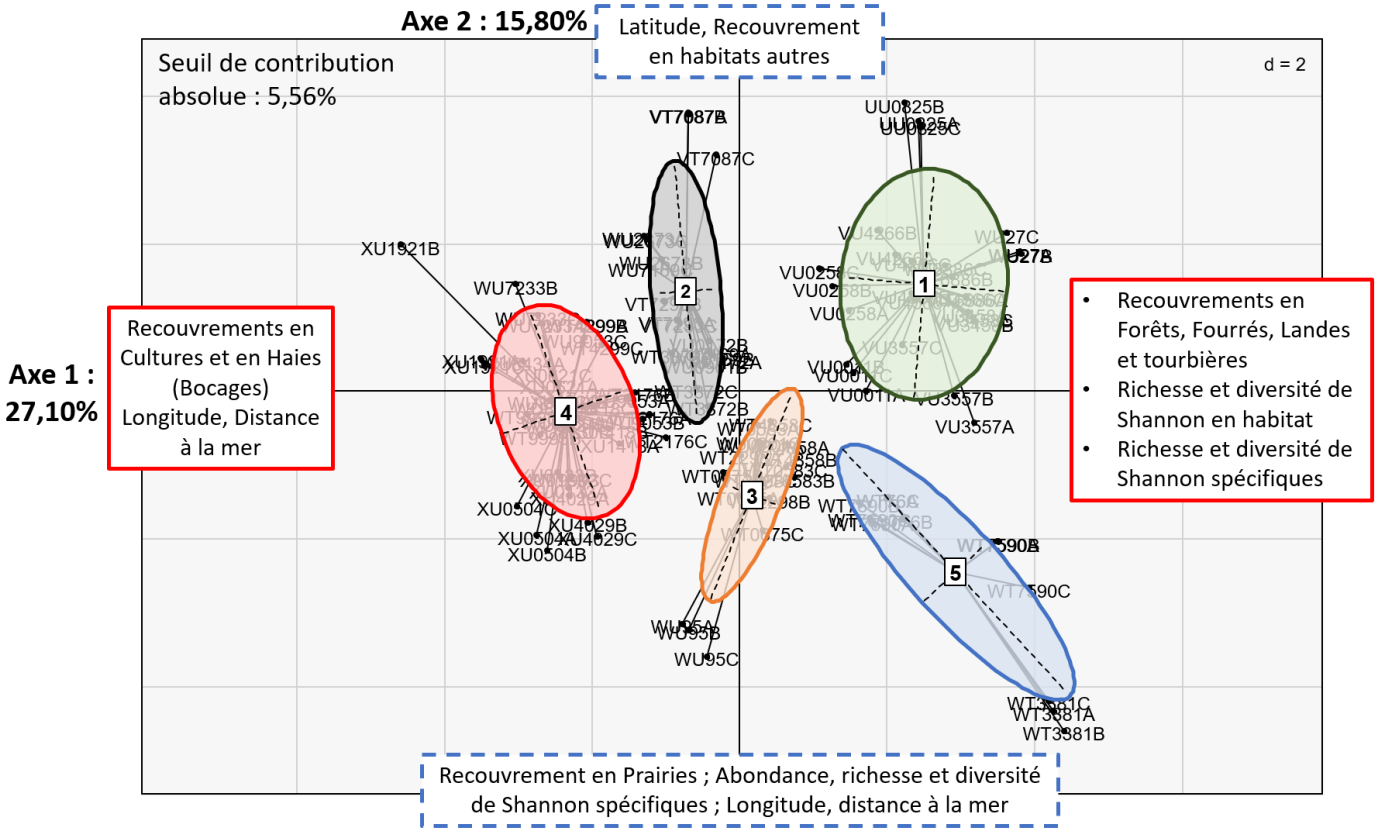

Figure 3 : Plan de projection des sites (ACP) en fonction des recouvrements en habitats et de diverses variables d'intérêts et regroupement des sites semblables par CAH
(Rectangles rouges continus : bornes supérieures des gradients de l'axe 1 ; Rectangles bleus pointillés : bornes supérieures des gradients de l'axe 2)

Ces 4 groupes se distinguent également par l'axe 1. En effet, les groupes 1 et 5 comprennent des recouvrements importants en fourrés, boisements et landes, ainsi que des couvertures faibles en cultures et haies. La richesse et la diversité en habitats ainsi que celles des oiseaux sont également importantes. Les groupes 2 et 3 ne sont que peu influencés par cet axe. Ils expriment donc des valeurs intermédiaires.
Le groupe 4 est quant à lui intermédiaire pour ce qui est des variables contribuant à l'axe 2 et montre de forts recouvrements bocagers, de hautes longitudes et une distance plus importante à la mer. A l'inverse, les recouvrements en milieux « naturels », les richesses et les diversités en espèces et en habitats sont faibles.

- *Caractérisation des sites en fonction de la composition de la communauté*

Sur 43 espèces, seulement 21 montrent des contributions pour au moins un des deux axes (**Fig.4** : Axe 1 uniquement : 7 espèces ; Axe 2 uniquement : 10 espèces ; les deux : 4 espèces). Cependant, nous notons une grosse différence dans la quantité d'information des deux axes (26.42% de l'information pour l'axe contre seulement 9.09% pour l'autre).

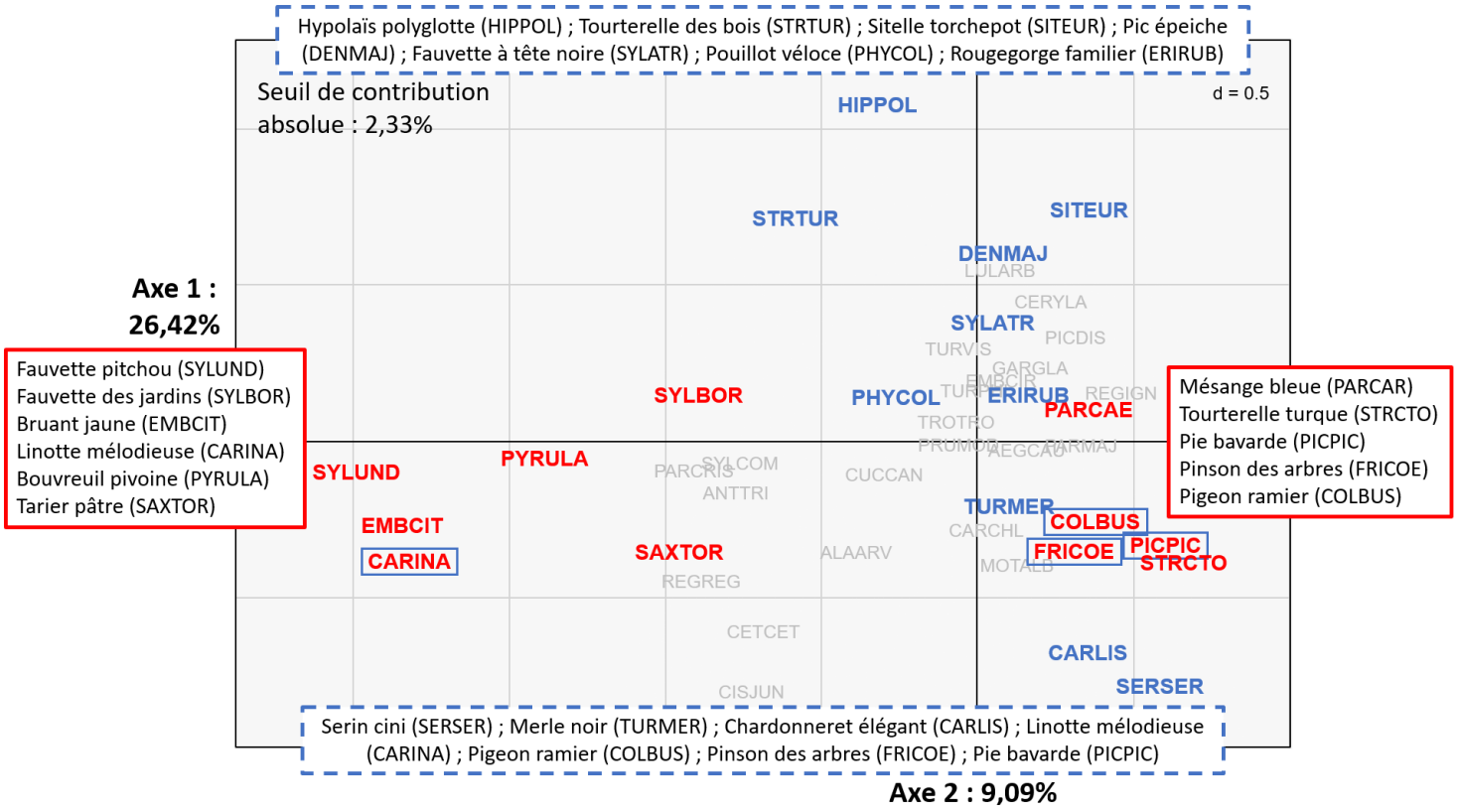

Figure 4 : Plan de projections des abondances spécifiques (AFC) en fonction des sites d'études (Abréviations des noms d'espèces : **Rouges** = Contribution à l'axe 1, **Bleues** = Contribution à l'axe 2, **Rouges** encadrées en **bleues** = Contribution aux deux axes, Grises : Contributions insuffisantes ; Rectangles rouges continues = Bornes supérieures des gradients de l'Axe 1, Rectangles bleues pointillés = Bornes supérieures des gradients de l'Axe 2)

- *Caractérisation de la composition de la communauté en fonctions des recouvrements en habitats*

A partir de la projection des sites obtenus par l'AFC spécifique, nous avons appliqué les groupes obtenus lors de l'ACP. Nous observons qu'un unique groupe se distingue des autres. En effet, les quatre premiers groupes ne se distinguent pas entre eux par leur cortège spécifique et ont donc été réunis en un seul ensemble. Ce groupe se retrouve à droite de l'axe des abscisses. A l'inverse, à gauche de l'axe, nous retrouvons le groupe 5, qui a donc une composition en espèces différentes des quatre autres. Les compositions en espèces caractéristiques de ces deux groupes obtenus correspondent aux deux bornes de l'axe 1. L'axe 2 reste faiblement explicatif, les espèces qui le composent ne sont donc pas particulièrement représentatives des groupes observés.

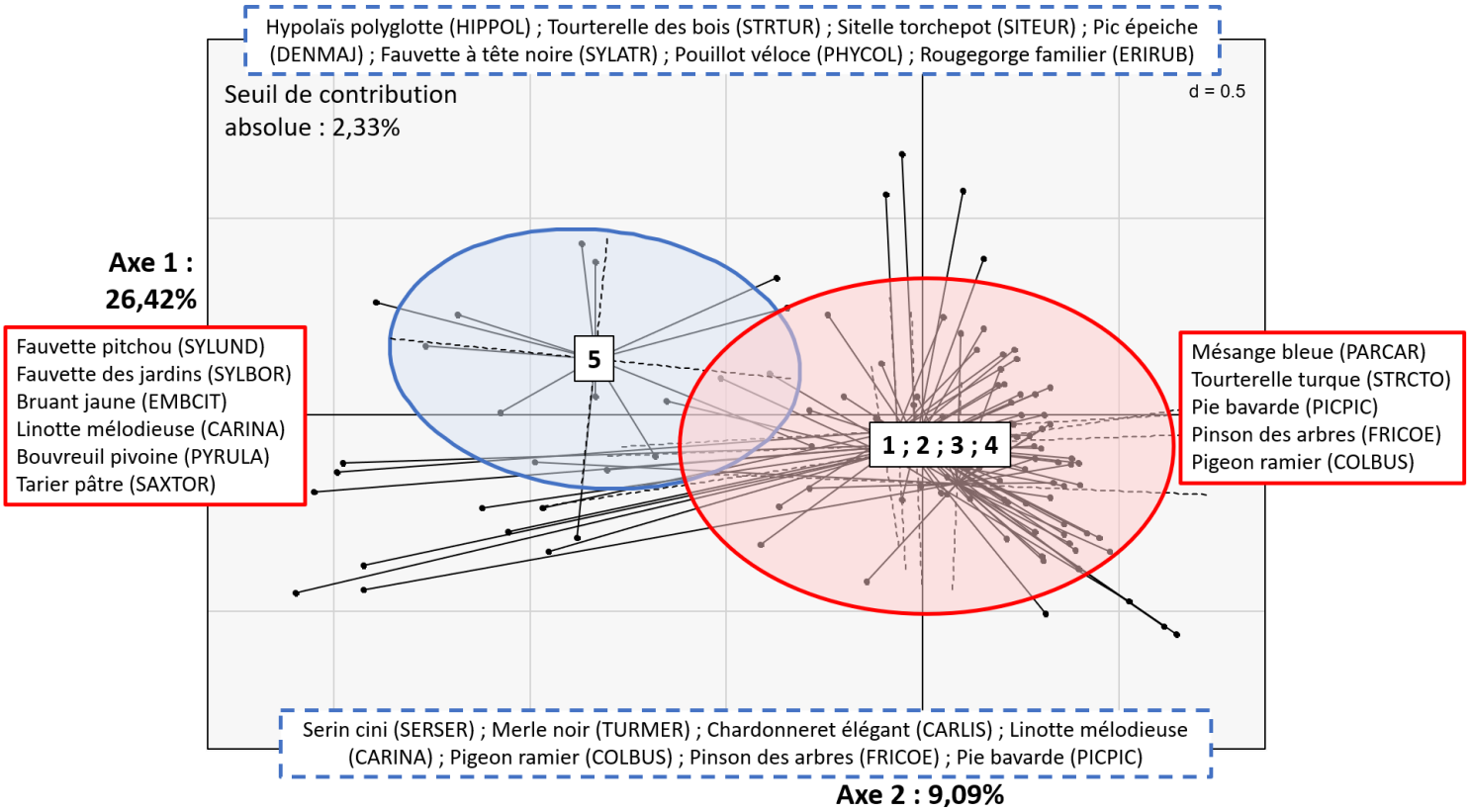

Figure 5 : Plan de projection des sites (AFC) en fonction de la composition spécifique de la communauté et application des groupes obtenus via CAH lors de l'ACP
(Rectangles rouges continues = Bornes supérieures des gradients de l'Axe 1, Rectangles bleues pointillés = Bornes supérieures des gradients de l'Axe 2)

Discussion

Ces analyses effectuées sont représentatives de la nature ordinaire en Bretagne. Les proportions des principaux habitats du jeux de données sont similaires aux proportions réelles présentes sur le territoire (59% de culture et 9.8% de sols artificialisés contre 62% et 12.5% respectivement pour l'ensemble de la région ; Bretagne environnement, 2014).

Principaux effets des caractéristiques paysagères à l'échelle du paysage

Sur l'ensemble des métriques prisent en compte, la diversité en habitats dans la mosaïque paysagère semble exercer une influence prépondérante (**Tableau 3**).
La diversité des Shannon des habitats a montré des effets significatifs fort sur les trois métriques de diversité et d'abondance mesurées. Le résultat est donc conforme à notre hypothèse de départ. La densité de cette richesse en habitat illustrée par l'indice PRD montre un effet significatif pour la richesse en oiseaux et un léger effet pour la diversité. Cette autre métrique conforte donc le constat obtenu. On observe donc comme dans la littérature qu'une matrice composée des nombreux types d'habitat est bénéfique pour l'avifaune (Bühning-Gaese, 1997). Les résultats obtenus ont cependant montré dans la grande majorité des cas uniquement des tendances globales avec des coefficients parfois excessivement faibles. La complexité de la matrice paysagère semble donc conformément à notre hypothèse avoir un effet important sur les métriques analysées. Le nombre de patchs qui compose la matrice a montré des effets positifs sur les trois variables. Cet indice paysager illustre si le maillage de la mosaïque est

dense ou non. Nous observons donc bien qu'un maillage complexe et dense a un effet positif comme cela est le cas dans la littérature scientifique (Barbaro et al., 2007).
Cependant, il est difficile d'aller plus loin dans le constat étant donné la faiblesse des valeurs obtenus comme coefficient. Afin d'obtenir de meilleures analyses, il serait pertinent de constituer des modèles plus précis comparant plus individuellement les métriques étudiées.
La synthèse que l'on peut tout de même faire est que c'est la diversité en habitats qui est la plus importante dans l'effet positif de la structure du paysage sur les peuplements d'oiseaux. Une diversité dans les habitats, et donc dans les ressources disponibles, est favorable pour garantir une diversité dans les niches écologiques et dans l'abondance des espèces (Hinsley & Gillings, 2012). Les résultats confirment que l'homogénéisation des matrice paysagères issues de l'intensification de l'agriculture et de l'urbanisation est néfaste pour la richesse de l'avifaune (Doxa et al., 2012).

Principaux effets des recouvrements en habitat

Les différents recouvrements montrent une certaine diversité d'effets sur l'avifaune (Tableau 2). Ce résultat confirme notre hypothèse de départ. Un constat important de cette partie des analyses est que les plus fortes réponses observées correspondent à des recouvrements d'habitats très peu répandus dans le jeu de données : de 1.5 à 8% du territoire étudié pour les boisements, landes et tourbières, fourrés, roselières). Alors que les plans et cours d'eau (moins de 2% de couverture du jeu de données) ne montrent aucun effet net des habitats occupant une plus faible proportion (fourrés et roselières) de la région génèrent des réponses parfois supérieures. On remarque également que les habitats conduisant à ces réponses sont les habitats qui ont perdu une grande part de leurs recouvrements avec l'intensification de l'agriculture et l'urbanisation.

L'effet le plus important est celui obtenu pour les recouvrements en fourrés. En effet, la richesse, la diversité et l'abondance avaient toutes trois des réponses positives importantes au recouvrement de cet habitat. Cela confirme donc notre hypothèse de départ. Les fourrés, qu'ils soient temporaires ou permanents, offrent en effet un habitat d'intérêt pour l'avifaune (Fuller et al., 2012).
Les couvertures en végétation des haies et talus ont, elles aussi, un effet important sur la diversité et sur la richesse en oiseaux, ce qui concorde avec nos prédictions initiales, cet habitat constituant un réservoir pour les oiseaux dans le milieu agricole (Batary et al., 2012).
Les recouvrements en boisements « naturels » influent positivement sur la diversité de Shannon en oiseaux. Ce type de milieu garantit une quantité de ressource importante, tant en sites de nidification qu'en alimentation, et donc une meilleure distribution de niches écologiques pour les espèces présentes, augmentant la diversité sans forcément augmenter la richesse (Fuller et al., 2012).
Concernant les landes et les roselières, on note une augmentation nette de la richesse et de la diversité spécifique. Ce type de milieux étant d'intérêt particulier pour l'avifaune, des espèces uniquement inféodées à ces milieux sont probablement à l'origine de cette réponse des variables mesurées, les deux habitats étant parmi les plus favorables aux différentes espèces d'oiseaux (Glemarec & Magnanon, 2015 ; Vâlcu, 2006).

Les recouvrements en cultures, prairies et bâti, qui représentent environ 70% de la matrice paysagère, semblent sans influence sur la richesse, la diversité et l'abondance des oiseaux. Les

deux premiers résultats suggèrent que ces habitats accueillent plutôt des espèces « généralistes » et peu ou pas d'espèces spécialistes de ces milieux. L'absence d'effet sur l'abondance est au premier abord surprenant, mais pourrait s'expliquer par l'organisation des paysages agricoles breton, notamment dans l'échantillon de sites étudiés, très mosaïqué, où la présence d'habitats délaissés par l'agriculture, même en faible superficie, permet d'accueillir des oiseaux nicheurs. Les prairies peuvent accueillir une avifaune spécialisée (Fisher et al., 2010), alors que leur recouvrement apparaît ici sans effet sur l'avifaune. Mais il est probable que l'information générique "prairie" utilisée ici est sans doute insuffisante pour rendre compte de la qualité de cet habitat pour les oiseaux. Il serait alors pertinent de préciser le recouvrement de cet habitat en discriminant les différents types de prairies en fonction de la composition végétale et des usages agro-pastoraux.

Principaux effets des recouvrements en habitat sur la composition de la communauté d'oiseaux

Les analyses préliminaires sous forme d'une ACP ont montré des distinctions nettes entre les sites d'étude justifiant les analyses sous forme de GLMM.
On observe un gradient très net entre des sites montrant des hautes couvertures en cultures et en haies et des sites montrant des hauts recouvrements en milieux naturel corrélées avec de fortes richesse et diversité que ce soit en terme spécifique ou des habitats. Cela confirme une nouvelle fois nos hypothèses et va dans le sens des précédents résultats. Le recouvrement en prairies est cependant cette fois-ci corrélé à une forte abondance, richesse et diversité en oiseaux. Ce constat est contraire au précédent. La faible précision de la dénomination est probablement encore une fois une cause de ce résultat.

Les résultats concernant la composition des peuplements d'oiseaux montrent un gradient net également.
Le premier axe comprend un gradient très net avec une opposition entre des espèces plutôt généralistes et des espèces spécialistes de milieux naturels, tels que le Pinson des arbres (*Fringilla coelebs*) ou le Pigeon ramier (*Columba palumbus*). Il s'agit d'espèces très communes dans le jeu de données et dans une grande part des habitats de la nature ordinaire. A l'opposé, on note donc la plus faible abondance de ces espèces, et une plus grande présence d'espèces peu communes ou présentes dans peu des habitats couverts (e.g. Fauvette pitchou (*Sylvia undata*), Bruant jaune (*Emberiza citrinella*), etc.). Ce sont des espèces souvent inféodées aux fourrés ou aux milieux ouverts. Cette nette distinction entre « spécialistes » et « généralistes » est conforme à nos attentes. L'opposition entre ces deux types d'espèces est souvent retrouvée dans la littérature (Wesolowski & Fuller, 2012).

La combinaison des deux analyses permet d'aller plus loin dans la description de ces constantes. Le groupe comprenant les plus grands recouvrements en habitats « naturels » étant le groupe comprenant une abondance plus importante des espèces spécialistes et peu communes dans le reste de la zone d'étude. Ce type d'espèce est donc surtout inféodé à des milieux riches en habitats et avec de forts recouvrements en boisements, fourrés et landes ainsi qu'un faible recouvrement bocager. Les 4 autres groupes ne montrent pas de différences entre eux dans la composition spécifique sont plus riches en espèces communes et généralistes. Les analyses menées confirment donc les hypothèses avancées et sont conformes à la littérature sur le sujet (Julliard et al., 2006).

Nous pouvons donc encore une fois dresser le même constat que lors des résultats précédents. En effet, les milieux les plus faiblement représentés présentent un intérêt important pour l'avifaune en Bretagne. Les espèces spécialistes plus rares et souvent à fort intérêt patrimonial sont plus souvent inféodées à ces milieux, qui figurent parmi les plus affectés par l'expansion urbaine et l'intensification agricole. Les zones avec de plus grandes couvertures bocagères abritent quant à elles en majorité des espèces communes et généralistes.

Conclusion

Lors des différentes analyses effectuées, le constat était toujours le même quant aux effets observés des caractéristiques des habitats. Les impacts du changement d'affectation des terres ont toujours conduit à un effet important dans les peuplements d'oiseaux de la région. Deux éléments ont été systématiquement observés au travers des résultats. Premièrement, une complexité et une diversité des habitats dans les matrices de paysages ont un effet positif important sur la composition des communautés aviennes et sur la diversité du groupe. Deuxièmement, les recouvrements en habitats minoritaires de notre zone d'étude (fourrés, boisements, roselières, landes et tourbières) montrent les mêmes constantes. Les effets des nombreux impacts de l'urbanisation et de l'intensification agricole de ces dernières décennies sur l'avifaune et sur les habitats naturels sont donc omniprésents dans les tendances que notre protocole de suivi a permis de tirer.

Limites de l'étude

La méthode employée dans ce rapport comporte cependant plus de biais. Les recouvrements en habitats ont été obtenus avec un buffer appliqué autour des contacts relevés. D'un part, cela tend à surestimer la superficie prospectée et celle des habitats échantillonnés et d'autre part ne tient pas compte de la distance de détection des oiseaux, qui varie selon les espèces.

Certaines analyses suggèrent un effet de la latitude de la longitude, ce qui pourrait indiquer une grande disparité dans les peuplements d'oiseaux de la nature ordinaire. Les secteurs de la Bretagne pourraient montrer des variations dans les communautés observables. L'effet péninsule du territoire (diminution du nombre d'espèces vers l'ouest de la Bretagne) pourrait influencer les résultats d'analyses de ce type de jeu de données, d'autant plus que l'échantillon comprend une quantité variable de sites selon les départements avec une grande partie de ceux présents dans le Morbihan ou l'Ille et Vilaine.

Perspectives

Une perspective intéressante serait donc d'homogénéiser les surfaces d'habitats couverts par le jeu de données ce qui affinerait les tendances déductibles.

A l'instar du protocole mis en place en Suisse, il serait également pertinent d'inclure les probabilités de détection pour corriger les covariances limitant les contacts avec les espèces présentes sur les sites de prospection. L'application de modèles hiérarchiques montrant des résultats probants dans le programme Suisse (Schmid et al., 2004).

Bibliographie

- **Barbaro, L., Rossi, J. P., Vetillard, F., Nezan, J., & Jactel, H.** (2007). The spatial distribution of birds and carabid beetles in pine plantation forests: the role of landscape composition and structure. *Journal of biogeography*, **34**(4), 652-664.
- **Batáry, P., Kovács-Hostyánszki, A., Fischer, C., Tscharntke, T., & Holzschuh, A.** (2012). Contrasting effect of isolation of hedges from forests on farmland vs. woodland birds. *Community Ecology*, **13**(2), 155-161.
- **BirdLife International** (2021) Country profile: France. Available from http://www.birdlife.org/datazone/country/france. Checked: 2021-06-10
- **Būhning-Gaese, K.** (1997). Determinants of avian species richness at different spatial scales. *Journal of biogeography*, **24**(1), 49-60.
- **Bretagne environnement** (2014). L'environnement en Bretagne: cartes et chiffres clés.
- **Collen, B., Loh, J., Whitmee, S., McRAE, L., Amin, R., & Baillie, J. E.** (2009). Monitoring change in vertebrate abundance: the Living Planet Index. *Conservation Biology*, **23**(2), 317-327.
- **Doxa, A., Paracchini, M. L., Pointereau, P., Devictor, V., & Jiguet, F.** (2012). Preventing biotic homogenization of farmland bird communities: the role of High Nature Value farmland. Agriculture, *Ecosystems & Environment*, **148**, 83-88.
- **Fisher, R. J., & Davis, S. K.** (2010). From Wiens to Robel: a review of grassland-bird habitat selection. *The Journal of Wildlife Management*, **74**(2), 265-273.
- **Fontaine B., Moussy C., Chiffard Carricaburu J., Dupuis J., Corolleur E., Schmaltz L., Lorrillière R., Loïs G., Gaudard C.** (2020). Suivi des oiseaux communs en France 1989-2019 : 30 ans de suivis participatifs. MNHN- Centre d'Ecologie et des Sciences de la Conservation, LPO BirdLife France - Service Connaissance, Ministère de la Transition écologique et solidaire. 46 pp.
- **Fuller, R. J., Smith, K. W., & Hinsley, S. A.** (2012). Temperate western European woodland as a dynamic environment for birds: a resource-based view (pp. 352-380). Cambridge: Cambridge University Press.
- **Glemarec, E., & Magnanon, S.** (2015). Les landes du Massif armoricain: approche phytosociologique et conservatoire. CBN.
- **Gilbert, G., & Smith, K. W.** (2012). Bird-habitat relationships in reedswamps and fens. Birds and Habitat: Relationships in Changing Landscapes, 253.
- **Gregory, R. D., & van Strien, A.** (2010). Wild bird indicators: using composite population trends of birds as measures of environmental health. *Ornithological Science*, **9**(1), 3-22.
- **Guerrero, I., Morales, M. B., Oñate, J. J., Geiger, F., Berendse, F., de Snoo, G., ... & Tscharntke, T.** (2012). Response of ground-nesting farmland birds to agricultural intensification across Europe: landscape and field level management factors. *Biological Conservation*, **152**, 74-80.
- **Hinsley, S. A., & Gillings, S.** (2012). Habitat associations of birds in complex changing cultural landscapes. Birds and Habitat: Relationships in Changing Landscapes, 150.
- **Julliard, R., Clavel, J., Devictor, V., Jiguet, F., & Couvet, D.** (2006). Spatial segregation of specialists and generalists in bird communities. *Ecology letters*, **9**(11), 1237-1244.
- **Lynch, J. F., & Whigham, D. F.** (1984). Effects of forest fragmentation on breeding bird communities in Maryland, USA. *Biological Conservation*, **28**(4), 287-324.

- **Meffert, P. J., & Dziock, F.** (2013). The influence of urbanisation on diversity and trait composition of birds. *Landscape Ecology*, **28**(5), 943-957.
- **Sala, O. E., Chapin, F. S., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., ... & Wall, D. H.** (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, **287**(5459), 1770-1774.
- **Sol, D., Bartomeus, I., González-Lagos, C., & Pavoine, S.** (2017). Urbanisation and the loss of phylogenetic diversity in birds. *Ecology Letters*, **20**(6), 721-729.
- **Schmid, H., Zbinden, N., & Keller, V.** (2004). Surveillance de l'évolution des effectifs des oiseaux nicheurs répandus en Suisse. Station ornithologique suisse, Sempach, Suisse.
- **Tryjanowski, P., Hartel, T., Báldi, A., Szymański, P., Tobolka, M., Herzon, I., ... & Żmihorski, M.** (2011). Conservation of farmland birds faces different challenges in Western and Central-Eastern Europe. *Acta Ornithologica*, **46**(1), 1-12.
- **Wesolowski, T., & Fuller, R. J.** (2012). Spatial variation and temporal shifts in habitat use by birds at the European scale. Birds and habitat: relationships in changing landscapes, 63.
- **Vâlcu, M.** (2006). Seasonal changes in bird species diversity at the interface between forest and reed-bed. *Biodiversity & Conservation*, **15**(11), 3459-3467.

Annexes :

Annexe 1a : Liste des espèces contactées retenues dans l'étude

Espèce		Abréviation	Nombre de contacts
Pinson des arbres	*Fringilla coelebs*	FRICOE	4 156
Troglodyte mignon	*Troglodytes troglodytes*	TROTRO	2 887
Pouillot véloce	*Phylloscopus collybita*	PHYCOL	2 844
Fauvette à tête noire	*Sylvia atricapilla*	SYLATR	2 711
Rougegorge familier	*Erithacus rubecula*	ERIRUB	2 552
Pigeon ramier	*Columba palumbus*	COLBUS	1 986
Merle noir	*Turdus merula*	TURMER	1 947
Linotte mélodieuse	*Carduelis cannabina*	CARINA	1 583
Mésange bleue	*Cyanistes caeruleus*	PARCAE	1 439
Accenteur mouchet	*Prunella modularis*	PRUMOD	1 202
Mésange charbonnière	*Parus major*	PARMAJ	1 195
Bruant jaune	*Emberiza citrinella*	EMBCIT	1 046
Hypolaïs polyglotte	*Hippolais polyglotta*	HIPPOL	781
Grive musicienne	*Turdus philomelos*	TURPHI	772
Verdier d'Europe	*Chloris chloris*	CARCHL	567
Fauvette des jardins	*Sylvia borin*	SYLBOR	501
Pie bavarde	*Picca picca*	PICPIC	496
Tarier pâtre	*Saxicola torquatus*	SAXTOR	465
Bruant zizi	*Emberiza cirlus*	EMBCIR	435
Tourterelle des bois	*Streptopelia turtur*	STRTUR	407
Alouette des champs	*Alauda arvensis*	ALAARV	397
Tourterelle turque	*Streptopelia decaocto*	STRCTO	371
Pipit des arbres	*Anthus trivialis*	ANTTRI	361
Geai des chênes	*Garrulus glandarius*	GARGLA	320
Phragmites des joncs	*Acrocephalus schoenobaenus*	ACRSCH	296
Fauvette grisette	*Sylvia communis*	SYLCOM	278
Coucou gris	*Cuculus canorus*	CUCCAN	259
Bouscarle de Cetti	*Cettia cettia*	CETCET	259
Pic épeiche	*Dendrocopos major*	DENMAJ	252
Pic vert	*Picus viridis*	PICDIS	239
Chardonneret élégant	*Carduelis carduelis*	CARLIS	231
Orite à longue queue	*Aegithalos caudatus*	AEGCAU	230
Grimpereau des jardins	*Certhia brachydactyla*	CERYLA	230
Pouillot fitis	*Phylloscopus trochilus*	PHYLUS	199
Fauvette pitchou	*Sylvia undata*	SYLUND	193
Grive draine	*Turdus viscivorus*	TURVIS	177
Bouvreuil pivoine	*Pyrrula pyrrula*	PYRULA	164
Bruant des roseaux	*Emberiza schoeniclus*	EMBSCH	158
Bergeronnette grise	*Motacilla alba*	MOTALB	132
Roitelet à triple bandeau	*Regulus ignicapilla*	REGIGN	128

Pipit farlouse	*Anthus pratensis*	ANTPRA	119
Serin cini	*Serinus serinus*	SERSER	118
Alouette lulu	*Lullula arborea*	LULARB	115
Cisticole des joncs	*Cisticola juncidis*	CISJUN	115
Sitelle d'Europe	*Sitta europea*	SITEUR	108
Mésange huppée	*Lophophanes cristatus*	PARCRIS	85
Gorgebleue à miroir	*Luscinia svecica*	LUSSVE	70
Bergeronnette printanière	*Motacilla flava*	MOTFLA	63
Roitelet huppé	*Regulus regulus*	REGREG	53
Rousserolle effarvatte	*Acrocephalus scirpaceus*	ACRSCI	49
Pic épeichette	*Dryobates minor*	DENMIN	49
Locustelle tachetée	*Locustella naevia*	LOCNAE	40
Rougequeue noir	*Phoenicurus ochuros*	PHOOCH	37
Huppe fasciée	*Uppupa epops*	UPUEPO	35
Locustelle luscinioïde	*Locustella luscinioides*	LOCLUS	30
Gobemouche gris	*Muscicapa striata*	MUSSTR	18
Bergeronnette des ruisseaux	*Motacilla cinearea*	MOTCIN	17
Pic noir	*Dryocopus martius*	DRYMAR	14
Loriot d'Europe	*Oriolus oriolus*	ORIORI	12
Pipit maritime	*Anthus petrosus*	ANTPET	11
Grosbec casse-noyaux	*Coccothraustes coccothraustes*	COCTES	8
Merle à plastron	*Turdus torquatus*	TURTOR	7
Rossignol philomèle	*Luscinia megarhynchos*	LUSMEG	6
Traquet motteux	*Oenanthes oenanthes*	OENOEN	6
Mésange nonnette	*Poecile palustris*	PAPALU	6
Pigeon colombin	*Columba oenas*	COLNAS	3
Pie-grièche écorcheur	*Lanius collurio*	LANRIO	3
Panure à moustaches	*Panurus biarnicus*	PANBIA	3
Rougequeue à front blanc	*Phoenicurus phoenicurus*	PHOPHO	3
Martin-pêcheur d'Europe	*Alcedo atthis*	ALCATT	1
Tarier des près	*Saxicola rubetra*	SAXRUB	1
TOTAL			36 051

Annexe 1b : Liste des autres espèces contactées

Espèce		Nombre de contacts
Passer domesticus	Moineau domestique	1 224
Corvus corone	Corneille noire	675
Sturnus vulgaris	Etourneau sansonnet	520
Hirundo rustica	Hirondelle rustique	419
Buteo buto	Buse variable	197
Falco tinnuculus	Faucon crécerelle	129
Apus apus	Martinet noir	102
Phasianus colchicus	Faisan de Colchide	75
Gallinula chloropus	Gallinule poule d'eau	47

Circus cyaneus	Busard Saint-Martin	44
Delichon urbicum	Hirondelle de fenêtres	39
Ardea cinerea	Héron cendré	25
Anas platyrynchos	Canard colvert	24
Columba livia	Pigeon biset	23
Phalocrocorax carbo	Grand cormoran	17
Accipiter nisus	Epervier d'Europe	14
Milvus migrans	Milan noir	13
Corvus frugilegus	Corbeau freux	12
Falco subbuteo	Faucon hobereau	11
Perdrix perdrix	Perdrix grise	9
Alectoris rufa	Perdrix rouge	8
Larus argentatus	Goéland argenté	8
Podiceps cristatus	Grèbe huppé	8
Riparia riparia	Hirondelle de rivage	7
Bubulcus ibis	Héron garde-bœuf	6
Circus aeruginosus	Busard des roseaux	5
Circus pygargus	Busard cendré	4
Coturnix coturnix	Caille des blés	4
Fulica atra	Foulque macroule	4
Strix aluco	Chouette hulote	4
Corvus corax	Grand corbeau	3
Pyrrhocorax pyrrhocorax	Crave à bec rouge	3
Ficedula hypoleuca	Gobemouche noir	2
Passer motanus	Moineau friquet	2
Athene nocula	Chevêche d'Athena	2
Anthus spinoletta	Pipit spioncelle	1
Caprimulgus europaeus	Engoulevent d'Europe	1
Cygnus olor	Cygne tuberculé	1
Gallinago gallinago	Bécassine des marais	1
Larus fuscus	Goéland brun	1
Pernis apivorus	Bondrée apivore	1
Tringlia ochropus	Chevalier cul-blanc	1
TOTAL		3 696

Annexe 2 : Liste des habitats pris en compte dans les analyses

Habitats définis dans la carte des grands types de végétations	Habitat pris en compte dans les analyses
Bâti Parc et jardins Routes	Bâti, parcs et jardins
Forets humides Forêts sèches et mésophiles	Boisements
Cultures	Cultures
Fourrés humides Fourrés secs et mésophiles	Fourrés
Landes humides Landes sèches et mésophiles Tourbieres et groupements tourbeux associés	Landes et tourbières
Plans, cours d'eau et végétations associées	Plans et cours d'eau
Plantation d'arbres à feuilles caduques Plantation d'arbres à feuilles persistantes Vergers	Plantations articielles
Prairies et pelouses humides Prairies et pelouses sèches et mésophiles	Prairies
Roselieres	Roselieres
Végétation des haies et talus	Végétation des haies et talus
Champs d'algues marines Coupes forestieres Milieu marin Pelouses sèches des dunes mobiles Pelouses sèches et mésophiles des dunes fixés Rochers falaises et sables Végétation des marais salés Autres	Autres

Titre : Effets des recouvrements paysagers et de la constitution des paysages sur les communautés d'oiseaux de Bretagne

Résumé (236 mots) :

Au cours des dernières décennies, les peuplements d'oiseaux ont connu un important déclin du fait du changement d'affectation des terres en Europe. En région Bretagne, un suivi de l'avifaune a été lancé ces dernières années en s'appuyant sur la cartographie des territoires sur le modèle d'un suivi des oiseaux communs en Suisse. Le but de l'étude est de définir dans quelles mesures le protocole mis en place montre les grandes tendances sur l'avifaune des recouvrements d'habitats naturels et artificiels. Elle s'appuie sur une cartographie par télédétection et rend compte des milieux couvrant une quarantaine de sites de la région d'une surface d'environ 100 hectares et parcourue par un transect d'environ 3 km. Par le biais de GLMM et d'Analyses multivariées les résultats obtenus montrent un effet cohérent avec la littérature des caractéristiques paysagères en termes de composition et de constitution de la matrice prospectée. Le constat général est un effet positif important sur les métriques de diversité, d'une part de la richesse et de la complexité des paysages et d'autre part du recouvrement des habitats minoritaires du jeu de données. Il s'agit des boisements, des landes et tourbières, des roselières et des fourrés ainsi que des haies bocagères. Le résultat est le même concernant la composition spécifique des peuplements. Les milieux d'intérêt ayant subi de forte modifications ces dernières années dû aux changements globaux, cela explique conformément à la bibliographie, le déclin des oiseaux en Europe.

Mot clés : Diversité, Richesse, Intensification agricole, Urbanisation, Habitats

Title: Effects of landscape overlaps and landscape formations on bird communities in Bretagne (France)

Abstract (227 words) :

In recent decades, bird populations have declined significantly due to land use change in Europe. In Bretagne (France), a monitoring of bird populations has been launched in recent years, based on the mapping of territories on the model of a monitoring of common birds in Switzerland. The aim of the study is to define the extent to which the protocol in place shows the major trends in the avifauna of natural and artificial habitat overlaps. It is based on remote sensing mapping and reports on the environments covering about 40 sites in the region with an area of about 100 hectares and covered by a transect of about 3 km. By means of GLMM and multivariate analysis, the results obtained show an effect consistent with the literature of landscape characteristics in terms of composition and constitution of the matrix surveyed. The general finding is a significant positive effect on diversity metrics, on the one hand of the richness and complexity of the landscapes and on the other hand of the coverage of minority habitats in the dataset. These are woodlands, heaths and bogs, reedbeds and thickets, and hedgerows. The result is the same concerning the specific composition of the stands. The environments of interest having undergone strong modifications in recent years due to global changes, this explains, according to the bibliography, the decline of birds in Europe.

Key words: Diversity, Richness, Agricultural intensification, Urbanization, Habitats