

2016-2017

Rapport de stage

Master 2 Mention Génie Ecologique

Université de Poitiers

U.F.R. Sciences Fondamentales et Appliquées



Analyse de l'influence du paysage terrestre sur la composition des communautés d'Odonates de l'Indre-et-Loire

LEAUTE JUSTINE

Sous la direction de :

M. BAETA Renaud & M. SANSAULT Eric

M. PINCEBOURDE Sylvain



© : J.Léauté



© : J.Léauté

Structure d'accueil :

A.N.E.P.E. Caudalis

9 rue du Nouveau Calvaire 37100 Tours

CAUDALIS
ASSOCIATION NATURALISTE D'ÉTUDE ET DE PROTECTION DES ÉCOSYSTÈMES



13 FEVRIER - 12 AOUT 2017

Remerciements

Je tiens à remercier tout particulièrement Renaud Baeta et Éric Sansault, mes responsables de stage, pour leur accueil chaleureux dans l'association, pour leur soutien et leur implication sans limites durant tout le temps de ce stage. Merci de m'avoir partagé leurs connaissances naturalistes et de m'avoir tant appris, sur les espèces de tout ordre comme sur la vie de l'association. Merci également de m'avoir permis de respirer un peu avec quelques sorties terrains !

Merci à Sylvain Pincebourde de l'IRBI pour la collaboration. Merci à lui d'avoir été là pour répondre à mes questions et pour avoir pris le temps, malgré ses recherches très prenantes, de réfléchir avec nous sur les questions soulevées par le stage.

Merci à M. Didier Bouchon d'avoir pris le temps de réfléchir et de m'aider sur mes questions de statistique.

Merci à Solène Gras et Pauline Trecant pour l'aide dans la correction du mémoire, et merci à Sophie Van Meyel pour ses conseils et coups de pouce sur les statistiques.

Et bien sûr pour terminer, merci à tous les adhérents de Caudalis sans lesquels nous n'aurions pas pu récolter autant d'informations sur les Odonates de l'Indre-et-Loire ! Merci de votre bonne humeur et de l'accueil agréable dans la 'famille' Caudalis.

Sommaire

Table des figures et tableaux	1
Sigles et abréviations	2
Liste des Annexes.....	2
Présentation de la structure d'accueil.....	3
Introduction	4
Matériel et Méthodes.....	7
1. Modèle biologique	7
2. Origine des données utilisées	8
3. Regroupement des données et caractérisation des sites échantillonnés ...	9
4. Caractérisation du paysage.....	11
5. Analyses statistiques.....	13
Exploration des données	15
Résultats	16
1. Effet du paysage sur la Rs	17
2. Interactions entre « qualité » du site et paysage environnant.....	20
3. Test du modèle sur les espèces de Liste Rouge	22
Choix et validation des modèles.....	23
1. Corrélations entre variables explicatives et variables réponses	23
3. Sélection des Variables explicatives du modèle linéaire	24
3. Modèle Retenu.....	24
4. Validation des modèles GLMM	25
Discussion.....	29
Effet du paysage sur les richesses spécifiques.....	29
Interactions entre caractéristiques du site et paysage	32
Faire avancer les Sciences Participatives/liens interdisciplinaires	33
Conclusion	34
Bibliographie	36
Annexes	

Table des figures et tableaux

Tableaux

Tab.1 : Liste des habitats odonatologiques (typologie SFO modifiée)	10
Tab.2 : Classement des parcelles du RPG (2012) entre le paysage agricole homogène et hétérogène.....	13
Tab.3 : Origine des variables réponses pour chacun des modèles GLMM testé.	14
Tab.4 : Résultats de la moyenne des modèles linéaires retenus, pour les résultats totaux et l'autochtonie.....	18
Tab.4(bis) : Résultats de la moyenne des modèles linéaires retenus pour les espèces de la Liste Rouge.	18
Tab.5 : Modèle linéaire pour les espèces de la Liste Rouge. Les astérisques représentent le niveau de significativité.	23
Tab.6 : Coefficients de corrélation de Pearson calculés entre toutes les variables explicatives. Valeurs Surlignées = corrélations significatives > 60%. Les chiffres accolés aux abréviations désignent le rayon du tampon paysager.	23
Tab.7 : Modèles finaux sélectionnés pour chaque variable réponse.....	26

Figures

Fig.1 : Carte de répartition des sites avec des données d'Odonates dans le département d'Indre-et-Loire.	11
Fig.2 : Exemple de paysage entourant un site d'étude. Chaque cercle représente une échelle spatiale à 200m,400m,800m,1600m et 3200m dans laquelle les types de paysages ont été quantifiés.	12
Fig.3 : Répartitions des données de richesse spécifique en fonction de l'habitat du site.	15
Fig.4 : Richesse spécifique en fonction de l'amplitude des dates et du nombre de passages.	16
Fig.5 : Effets échelles-dépendants des variables paysagères sur la richesse spécifique totale des Odonates. Le pic maximal pour chaque variable est choisi comme échelle optimale.	19
Fig.6 : Boxplot des richesses spécifiques en fonction de l'habitat du site.	20
Fig.7 : Evolution de la richesse spécifique totale en fonction des pourcentages de paysages agricoles (a) homogène et (b) hétérogène et de la qualité du milieu 'étang'. percInt800= pourcentage de paysage homogène, percExt800 = pourcentage de paysage hétérogène, Rs=richesse spécifique, TYPE ZH1,2,3,4= indice de qualité de l'étang.	21
Fig.8 : Comparaison des richesses spécifiques moyennes entre étangs diversifiés et peu diversifiés, pour le paysage agricole homogène et pour le paysage agricole hétérogène. Les qualités d'étang sont représentées par « basse » (qualités 1 et 2, peu diversifié) et « haute » (qualité 3 et 4, diversifié).....	22
Fig.9 : Graphe Quantile-quantile de la Richesse spécifique totale Rs (fonction qqmath du package lattice (Sarkar, 2008).	25
Fig.10 : Résidus de Pearson du modèle M1glmm (Rs) en fonction des valeurs prédites.	28
Les valeurs en abscisse sont les valeurs des variables transformées.	28

Sigles et abréviations

CLC : Corine Land Cover

DREAL : Direction Régionale de l'Environnement, de l'aménagement et du logement

IGN : Institut National de l'Information Géographique et forestière

INPN : Inventaire National du Patrimoine Naturel

INVOD : Programme d'Inventaire National des Odonates, sous la direction de la Société Française d'Odonatologie (anciennement CILIF)

IRBI : Institut de Recherche sur la Biologie de l'Insecte

LigerO : Déclinaison du programme INVOD d'étude des Libellules

Observation.org (ou Observado) : Plateforme publique en ligne à l'initiative de la fondation néerlandaise Stichting Natuurinformatie, accessible dans le monde entier, servant de base de données naturaliste

Od'SPOT : Odonates, déplacement, structure du paysage et occupation du territoire. Projet d'étude mené conjointement par l'ANEPE Caudalis et l'Institut de Recherche sur la Biologie de l'Insecte (CNRS IRBI) sur le territoire de l'Indre-et-Loire pour la période 2013-2017

PNA : Plan National d'Action

PRA : Plan Régional d'Action

PRAO : Plan Régional d'Action Odonates

R et Rstudio : Logiciels de traitement statistique

RPG : Registre Parcellaire Graphique, système d'information géographique permettant l'identification des parcelles agricoles

SEPANT : Société d'étude, de protection et d'aménagement de la nature en Touraine

SIG : Système d'Information Géographique

ZNIEFF : Zone Naturelle d'Intérêt Ecologique

QGIS : Quantum Gis, logiciel de traitement géographique

RAMSAR : Convention relative aux zones humides d'importance internationale

Listes des Annexes

- Liste des espèces d'Odonates de l'étude
- Liste des Variables paysagères et de leurs abréviations
- Sélection des Variables explicatives du modèle linéaire
- Liste des packages R et Qgis
- Liste Rouge des Odonates de la Région Centre

Présentation de la structure d'accueil

Créée en 2011 par trois naturalistes d'Indre-et-Loire, l'A.N.E.P.E. Caudalis (Association Naturaliste d'Etude et de Protection de la Nature), regroupe actuellement une trentaine de membres actifs, comprend 3 salariés dont deux permanents et accueille 3 stagiaires pour l'année 2017.

Cette association loi 1901 a pour but l'amélioration et le partage des connaissances sur les espèces d'Indre-et-Loire et leurs écosystèmes. Ainsi dans le cadre de l'association sont réalisés des sorties thématiques, des inventaires ZNIEFF et Chiroptères, la rédaction d'Atlas faunistiques du département, des suivis de populations (Cistudes) dans le cadre de Plan Régionaux d'Action, tout ceci en partenariat avec de nombreuses structures départementales et régionales telles que la SEPANT ou la DREAL.

L'association finalise ainsi pour cette année plusieurs inventaires Atlas dont fait partie le projet Od'SPOT : Odonates, Déplacements, Structure du Paysage et Occupation du Territoire. Ce projet est monté en collaboration avec l'IRBI.

L'IRBI, Institut de Recherche sur la Biologie de l'Insecte (UMR 7261) est une unité mixte du CNRS et de l'Université de Tours, regroupant 37 chercheurs et enseignants chercheurs, post-doctorants et chercheurs contractuels 18 ITA/IATOSS et 15 doctorants. Le partenariat pour cette étude s'effectue avec un chercheur de l'équipe Ecologie et Physiologie Comportementale.

Débuté en 2008, conduit de 2011 à 2018, le projet Od'SPOT a pour but de mieux comprendre les Odonates, afin d'assurer plus efficacement leur protection et la gestion de leurs milieux. Le projet est co-financé par la Fondation LISEA Biodiversité, l'Agence de l'eau Loire-Bretagne et la communauté de communes du sud Touraine. Il comporte deux parties : la construction d'un Atlas des Odonates d'Indre-et-Loire, et une étude des données recueillies. Trois axes d'actions sont définis pour l'étude :

- L'amélioration des connaissances sur la répartition de l'ensemble des espèces
- L'analyse et la compréhension de l'influence du paysage sur la structure et l'état des communautés d'espèces.
- La sensibilisation, formation et communication des résultats et des avancées du projet au plus grand nombre.

Au début de l'année 2017, le nombre de données d'Odonates collectées est de 32000. Ces données ont été collectées avec l'action conjointe des inventaires ZNIEFF, du PRA Odonates et PNA, et des données individuelles des bénévoles.



Introduction

La pression anthropique de plus en plus importante exercée sur l'environnement et ses conséquences néfastes pour tous les milieux sont étudiés par le monde scientifique depuis de nombreuses années (Arrow et al, 1995), et sont maintenant de plus en plus prises en compte. La structure et la nature des paysages sont régulièrement modifiés, et si certains paysages comme les boisements en France sont de plus en plus fragmentés (Façon et al., 1966, Couderc, 1972), d'autres en revanche comme les paysages agricoles ont tendance à s'uniformiser avec l'augmentation de la taille des parcelles, la suppression des haies... (Hendrickx et al., 2007). Ainsi, la perte de biodiversité due à ces transformations du paysage est généralisée à toutes les strates du règne animal. La planète Terre fait face à sa 6^{ème} grande extinction de masse des espèces vivant à sa surface (Barnosky et al., 2011), et ce à des taux estimés à un milliers de fois plus élevés que ceux calculés à partir des données fossiles (Millenium Ecosystem Assessment, 2005). Ces espèces souffrent donc directement des modifications profondes ou de la suppression de leurs milieux de vie.

Parmi ces milieux, les zones humides sont des milieux fournissant nombre de services économiques, sociaux, culturels et environnementaux (Costanza et al., 1997). Ces milieux représentent seulement 1.5% de la surface de la Terre, mais prodiguent 40% des services écosystémiques globaux (Zedler et Kercher, 2005). Ils fournissent également de nombreux services économiques, sociaux et culturels (Clarkson et al, 2013), et souffrent ainsi directement des activités anthropiques : urbanisation, drainage et filtrage pour les remplacer par des terres agricoles, pollutions diverses... Ce sont ainsi près de 50% des zones humides mondiales qui sont considérées comme perdues, chiffres qui monteraient à plus de 90% dans certaines parties de l'Europe (Mitsch et Gosselink, 2007). Cela fait que les zones humides restantes sont considérées comme faisant partie des habitats les plus menacés au monde (RAMSAR, 2006). Des mesures de protection pour préserver ces zones humides sont ainsi prises un peu partout dans le monde, avec des programmes de protection tel que la convention RAMSAR au niveau international (RAMSAR Convention Secretariat, 2013), Natura 2000 pour l'Europe ou encore les Parcs naturels régionaux, ou par la publication de documents d'aide à la protection et à la gestion tel que The Economics of Ecosystems and Biodiversity for water and Wetlands (TEEB 2013). Ces mesures de protection des milieux humides sont prises dans l'optique d'endiguer la perte de biodiversité gigantesque constatée depuis quelques années. Mais protéger

efficacement des sites naturels humides inclut de savoir avant tout évaluer correctement leur état de dégradation.

L'évaluation de la qualité d'un habitat et de son état de dégradation est une démarche complexe. En écologie, elle peut être réalisée en se basant sur les indices disponibles, abiotiques ou biotiques, c'est-à-dire pour ce dernier les espèces animales et végétales présents dans cet habitat (Büchs, 2003). Certaines espèces dites bioindicatrices sont de bons indicateurs de la qualité de leur milieu, car elles sont plus sensibles à la modification de celui-ci, que ce soit une modification dans la structure ou dans la composition du paysage (Simaika and Samways, 2009). Leur présence et les fluctuations de leurs effectifs sont censées refléter avec assez de précision les variations des conditions environnementales. Elles sont différentes selon les éléments qui sont étudiés et l'échelle à laquelle ils sont considérés (<http://www.conservation-nature.fr/article1.php?id=149>).

Parmi les espèces bioindicatrices des systèmes aquatiques, les Odonates (Zygoptères et Anisoptères) sont d'excellents indicateurs de la qualité de ces milieux auxquels ils sont inféodés (Corbet, 1999), Chovanec et Raab, 1997). Ces insectes ont en effet une phase larvaire aquatique obligatoire et une phase imaginaire terrestre (Grand et al, 2006), qui reste tout de même conditionnée par la présence d'eau pour la reproduction (Corbet, 1999). Chaque espèce a ses spécificités et ses besoins en termes de milieu, notamment pour la ponte des œufs. Cette ponte peut être endophyte pour les Zygoptères et Aeschnidae (dans des végétaux, dans la tourbe...), épiphyte pour certains Anisoptères (à la surface de la végétation), ou même dans le substrat pour des familles comme les Cordulegastridae. Le type d'environnement aquatique est donc très important pour la pérennité des espèces en ayant un impact sur le succès de ponte. Certaines espèces sont assez ubiquistes, mais d'autres sont inféodées à un milieu assez précis tel que des mares oligotrophes, des eaux courantes bien oxygénées, des suintements ou des milieux pionniers... Ainsi, les Odonates sont de bons indicateurs de l'état fonctionnel des écosystèmes de par leurs fortes exigences (Clark and Samways, 1996). La phase aquatique est bien connue pour ces espèces et le lien entre la qualité de leur milieu de vie aquatique, et l'abondance des individus, des espèces et la composition des communautés (ou cortèges, désignant les ensembles d'espèces se retrouvant de manière assez constante dans un grand type de milieu, (Grand et al, 2014) a ainsi été démontré à maintes reprises (Silva et al.,

2010). Les études se sont notamment axées sur l'influence des perturbations anthropogéniques exercées sur les habitats aquatiques en prenant en compte le nombre d'espèces (Silva et al., 2010).

Cependant, peu d'études se sont penchées sur l'influence du paysage terrestre autour des zones aquatique sur celles-ci, et sur l'impact que peut avoir ce paysage sur les communautés d'Odonates présentes sur ces zones humides. Cet impact est en effet difficile à mettre en évidence pour des raisons techniques, tant la zone humide composant le centre du domaine vital des Odonates a, de manière logique, une influence forte sur la présence ou l'absence de ces derniers (Sahlén, 1999; Sahlén and Ekestubbe, 2001). Cependant, avec le développement ces dernières années des logiciels graphiques et statistiques, de nombreux phénomènes biologiques sont maintenant étudiables. La question qui se pose est donc : y a-t-il une influence de chaque grand type de paysage terrestre sur la composition des communautés d'Odonates, et si influence il y a, quelle est-elle ? Le problème qui est posé par l'ignorance de l'existence ou l'absence d'un effet est qu'une mauvaise estimation de l'état d'une zone humide, et des pressions qui s'exercent dessus, peut potentiellement mener à une mésestimation des mesures de conservation à prendre pour un site en particulier. Le but de cette étude est donc double : 1. Répondre à la question cherchant à comprendre l'effet des entités de paysage autour d'un site sur les communautés d'Odonates s'y trouvant. 2. Tenter de fournir une méthode pour quantifier et comprendre ces effets, qui soit réutilisable par tous, en analysant des données provenant d'une base naturaliste participative, donc des données opportunistes.

Les données opportunistes sont par définition des données qui sont peu difficiles à récolter, puisqu'elles ne nécessitent pas de protocole à mettre en place pour les récolter. Ce sont donc des données que l'on peut avoir en grand nombre, et l'échantillonnage peut être réalisé par des professionnels (Atlas) comme par de citoyens s'impliquant dans les sciences participatives. A la base, ce ne sont pas le type de données le plus adapté pour effectuer des études scientifiques, puisque trop de paramètres varient sur leur échantillonnage, et ne sont donc pas contrôlables. Cependant, l'utilisation des statistiques récentes, et notamment des modèles linéaires généralisés, pourrait permettre de compenser ce manque et d'utiliser ces données opportunistes dans un plus large panel d'études. Cela permet également de faire le lien entre public, professionnels et chercheurs en décroissant les rôles de chacun.

Matériel et Méthodes

1. Modèle biologique

1.1. Les Odonates en général

Les Odonates, appelées aussi Libellules, font partie d'un ordre d'insectes apparus il y a plus de 320 millions d'années pendant le Carbonifère. Cet ordre a colonisé presque tous les continents à l'exception de l'Antarctique et compte pas moins de (catalogueoflife.org). La France comptabilise quant à elle 89 espèces sur le territoire métropolitain, parmi lesquelles 11 espèces sont menacées et que 13 autres sont quasi menacées, tandis que 2 espèces ont déjà disparu (Liste Rouge des espèces menacées en France, 2016). Les espèces sont réparties en deux sous-ordres : les Zygoptères ou demoiselles, et les grandes libellules ou Anisoptères *stricto sensu*.

Ces insectes hétérométaboles (pas de phase nymphale immobile) et hémimétaboles (la larve et l'adulte évoluent dans des milieux différents) possèdent un cycle semblable entre toutes les espèces : une phase d'incubation, une phase larvaire et une phase adulte, la plus connue. Le temps de chacune de ces phases varie selon l'espèce. La phase larvaire aquatique dure de quelques semaines à plusieurs années (Grand et al, 2006). Pendant la phase larvaire, les Odonates vont se nourrir et prédater des insectes présents dans l'eau. Ils vont également effectuer de 8 à 18 mues selon les espèces, la mue imaginale produisant une cuticule rigide laissée par la larve et appelée exuvie. Il est possible de déterminer l'espèce de l'Odonate à partir de l'exuvie trouvée, et elle peut être comptée comme une preuve de reproduction. Les prospections d'Odonates prennent en compte les imagos rencontrés mais également les exuvies, ces deux indices étant complémentaires en fonction des sites et des experts. Les exuvies sont généralement considérées comme indispensables afin d'éviter les biais de comptage d'espèces et d'individus (Raebel et al., 2010) mais cette hypothèse est également contestée par Bried (Bried et al., 2012).

La phase imaginale est ensuite réservée à la chasse et à la reproduction. Juste après l'émergence, l'Odonate rentre en phase de maturations sexuelle, qui va durer de 2 à 50 jours dans notre région selon l'espèce (mais jusqu'à 5 mois dans l'extrême Sud de la région méditerranéenne !), et pendant laquelle la libellule va parfois s'éloigner de son site d'émergence, et va passer son temps à se nourrir d'insectes

(Grand et al, 2006). Puis elle part à la recherche d'un ou plusieurs partenaires pour se reproduire.

1.2. Les Zygoptères

Les Zygoptères sont en moyenne dans le monde et en France les plus petits des Odonates, même si les libellules parmi les plus grande du monde, les *Mecistogaster*, font partis des Zygoptères... (Grand et al, 2006). Plus généralement inféodés aux petits cours d'eau, et rivières, ils comptent 30 espèces en France (Grand et al, 2006). Ils se distinguent par le fait que leurs deux paires d'ailes sont semblables et qu'ils les replient lorsqu'ils se posent. Les membres de ce sous-ordre sont, de par leur taille, peu enclins aux déplacements sur de longues distances, sauf dispersion passive par le vent (Conrad et al., 1999, Grand et al, 2006). Ils comptent 4 familles en France : les Calopterygidae, Lestidae, Coenagrionidae et les Platycnemididae.

1.3. Les Anisoptères

Ce sous-ordre compte 59 espèces en France, 63 avec les sous-espèces (Boudot et al, 2012). En France ce sont les plus grandes libellules, pouvant atteindre jusqu'à 69 cm de longueur d'abdomen pour *Cordulegaster boltonii boltonii*. Leurs ailes sont dissemblables entre les deux paires et au repos, ils se posent avec les ailes à plat, ce qui les distinguent des Zygoptères. Ils colonisent sans distinction le réseau hydrographique et les plans d'eau, avec des préférences différentes selon la famille (les *Cordulegaster* préférant les cours d'eau vives, les cours d'eau en général pour les Gomphes, les eaux stagnantes pour les *Sympetrum* et *Orthetrum*...). Ces Odonates sont plus enclins à disperser sur de longues distances, certaines espèces parcourant même plusieurs kilomètres, voir qui migrent sur des distances de 50 à 200kms comme *Hemianax ephippiger* (Grand et al, 2006). Six familles sont présentes en France : les Gomphidae, Aeschnidae, Cordulegastridae, Macromiidae, Libellulidae et les Corduliidae.

2. Origine des données utilisées

Les données utilisées proviennent du projet Od'SPOT. Ce projet a été initié conjointement par le CNRS-IRBI et l'ANEPE Caudalis en 2012 et est réalisé dans le cadre du Plan National d'Actions en faveur des Odonates (Dupont et al, 2010) et de sa déclinaison en région Centre Val de Loire (Baeta et al, 2012). Ce projet vise à étudier la répartition et le déplacement des libellules dans l'espace et les paysages

depuis l'échelle des individus, jusqu'à celle des populations et des communautés. Concernant l'étude des communautés, Od'SPOT se déploie à une échelle départementale et a pour objectif, à partir de données peu protocolées et récoltée dans une démarche « atlas de biodiversité », de faire le lien entre les grands paysages présents en Indre-et-Loire et les espèces qui y vivent. L'Indre-et-Loire est un département de la région Centre Val-de-Loire situé en climat océanique dégradé (developpement-durable.gouv.fr). Composé principalement de forêts et de vastes zones d'agriculture à dominante intensive, ce département présente des paysages contrastés : vastes forêts, secteurs d'étangs et mares, vallées alluviales, plateaux céréaliers... (developpement-durable.gouv.fr).

Le base de données de l'ANEPE Caudalis dispose de plus de 32 000 données d'Odonates à l'échelle de ce département. Les informations disponibles dans cette base sont : les informations taxonomiques (espèce ou sous-espèce, famille, ordre), l'observateur, la date d'observation (jour, mois et année), les effectifs comptabilisés et estimés, le sexe, le stade de vie, le comportement, le statut biologique (reproduction ou pas), la méthode d'observation (individu vivant ou exuvie), la source de l'observation (par exemple si elle provient d'un protocole particulier), la précision géographique de l'observation en mètres, les informations géographiques elles-mêmes (commune, lieu-dit et coordonnées géographique en Lambert 93). Elles sont présentées sous forme d'une ligne par espèce pour une date et un site donné. Seules les données récentes (réalisées entre 2007 et 2017) et dont la précision géographique était suffisante (précision inférieure à 50 mètres) ont été conservées, soit 18 916 données pour 61 espèces. Ces données proviennent d'inventaires réalisés bénévolement par plus d'une centaine de participants, ainsi que par les chargés d'études de l'ANEPE Caudalis dans le cadre de leur travail.

3. Regroupement des données et caractérisation des sites échantillonnés

Par « site » on entend tout plan d'eau, mare, marais, tourbière, etc. identifiée sur la couche Scan25 de l'IGN (sigea.educagri.fr) ou toute rivière ou ruisseau identifié sur la couche du réseau hydrographique français (Couches hydrographiques, openstreetmap.fr) et auquel au moins une donnée d'odonates peut être rattachée (donnée pointée directement sur le site ou à une distance inférieure à 50 mètres de celui-ci). Ce sont ainsi environ 1800 sites (plans d'eau et réseau hydrographique confondus) répartis sur tout le département qui ont été prospectés au cours de la

période 2007-2017 et pour lesquelles au moins une donnée d'odonate a été renseignée.

Chaque site a ensuite été décrits en utilisant à la fois les informations disponibles sur l'orthophotographie du département (professionnels.ign.fr, 2012), les images satellites et/ou photographies aériennes disponibles sur internet (Google Map et Géoportail) ainsi que les informations disponibles sur la couche IGN (BD Topo v.2.1., 2012). Le cas échéant, les informations mises à disposition par l'Etat sur les ZNIEFF d'Indre-et-Loire ont également été utilisées (inpn.mnhn.fr). A partir de l'ensemble de ces éléments et en se basant à la fois sur la typologie des habitats mise en place par la SFO (Dommanget et al, 2002) et celle proposée plus récemment dans le cadre du programme LIGERO (Baeta et al, 2012), un code reflétant le grand type d'habitat a également été attribué à chacun des sites prospectés (**Tab.1**). Concernant spécifiquement les étangs, un indice de qualité a également été développé (**Tab.1**). Cet indice relativement simple à utiliser présente l'avantage de pouvoir être aisément défini à partir des photographies aériennes et images satellites disponibles.

Code Habitat	Types d'habitat (INVOD)	Types d'habitat (INVOD et LigéO) adaptés pour l'étude	Nombre de sites
9a	Plans d'eau douce/milieux temporaires de plaine	Milieus temporaires de plaine	17
10a	Mares permanentes ouvertes (<0,5ha)	Mares avec présence de végétation aquatique	141
10b		Mares dénuées de végétation aquatique	18
11	Mares permanentes fermées		219
27a	Bassins d'eau douce (eaux chargées)	Station d'épuration	7
27b		Bassin de lagunage ou de décantation route/autoroute	12
13a	Autres milieux artificiels (eaux claires)	Qualité 1	17
13b		Qualité 2	11
14a	Plans d'eau ou portions de plan d'eau "naturels" ou artificiels anciens ("renaturés") >0,5ha, planitiaires et collinéens	Qualité 1 (milieu peu diversifié)	47
14b		Qualité 2	102
14c		Qualité 3	87
14d		Qualité 4 (milieu bien diversifié)	34
16	Milieus palustres dulcicoles + Tourbières acides de plaine		18

Tab.1 : Liste des habitats odonatologiques (typologie SFO modifiée)

Dans le cadre de cette étude, les analyses se sont ensuite limitées aux sites présentant des milieux lenticques soit 730 sites (**Fig.1**).

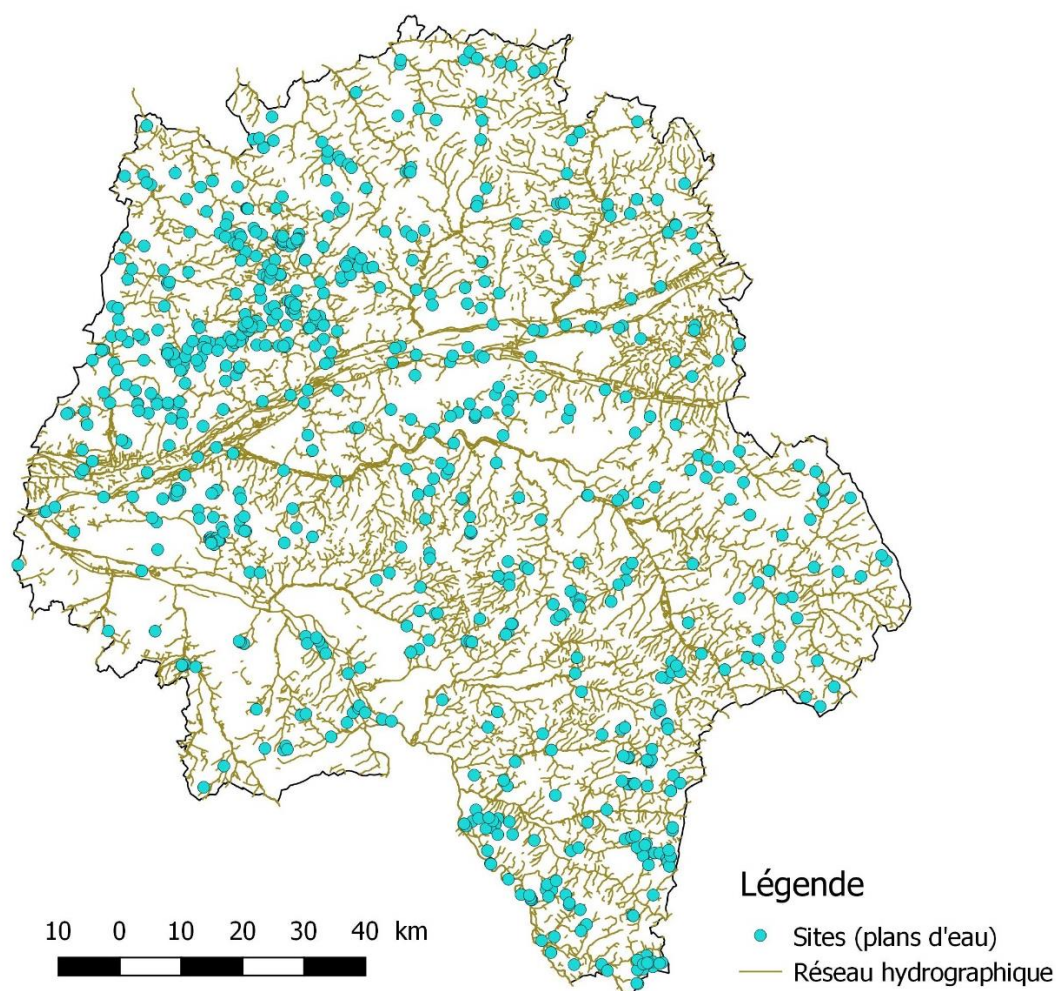


Fig.1 : Carte de répartition des sites avec des données d'Odonates dans le département d'Indre-et-Loire.

4. Caractérisation du paysage

Le choix de l'échelle d'analyse est d'une importance primordiale en écologie du paysage. En effet, quelle proportion de paysage faut-il prendre autour d'un site pour expliquer au mieux l'effet d'une variable paysagère ? Miguët et al détaillent cette problématique dans leur publication « *What determine the spatial extent of landscape effects on species* » (Miguët et al., 2016), et donnent quelques pistes sur les raisons d'un effet de l'échelle choisie pour ses analyses, notamment la dispersion d'une espèce et son espace de vie (effet prouvé par la littérature, voir Jackson and Fahrig, 2015). L'échelle optimale étant malheureusement différente selon les ordres étudiés et la localisation géographique, c'est une étape incontournable de nos analyses.

Pour déterminer la meilleure échelle d'analyse, des tampons de différents rayons (200m, 400m, 800m, 1600m et 3200m) ont été créés autour de chacun des 730 sites (**Fig.2**). A partir de ces tampons, les proportions de forêts (code 3.1 ; Corine Land Cover, developpement.durable.gouv), de zones d'agriculture intensive (code 2.1 ; Corine Land Cover, developpement.durable.gouv) et extensive (code 2.4 ; Corine Land Cover developpement.durable.gouv) ainsi que de prairies (code 2.3 ; Corine Land Cover, developpement.durable.gouv) et de zones urbanisées (code 1.1 ; Corine Land Cover, developpement.durable.gouv) ont été calculées à l'intérieur de chacun de ces tampons. Le paysage agricole a également été caractérisé en « agriculture intensive » et « agriculture extensive » à l'aide du Registre parcellaire graphique (**Tab.2** ; Agence de Service et paiement). Cette base de données nationale présente l'avantage d'être précise à la parcelle et au type de culture. Enfin le réseau hydrographique présent au sein de chacun des tampon (couche Centre OSM, <https://www.openstreetmap.org>) a également été calculé (exprimé en mètres et rapporté à la surface du tampon).

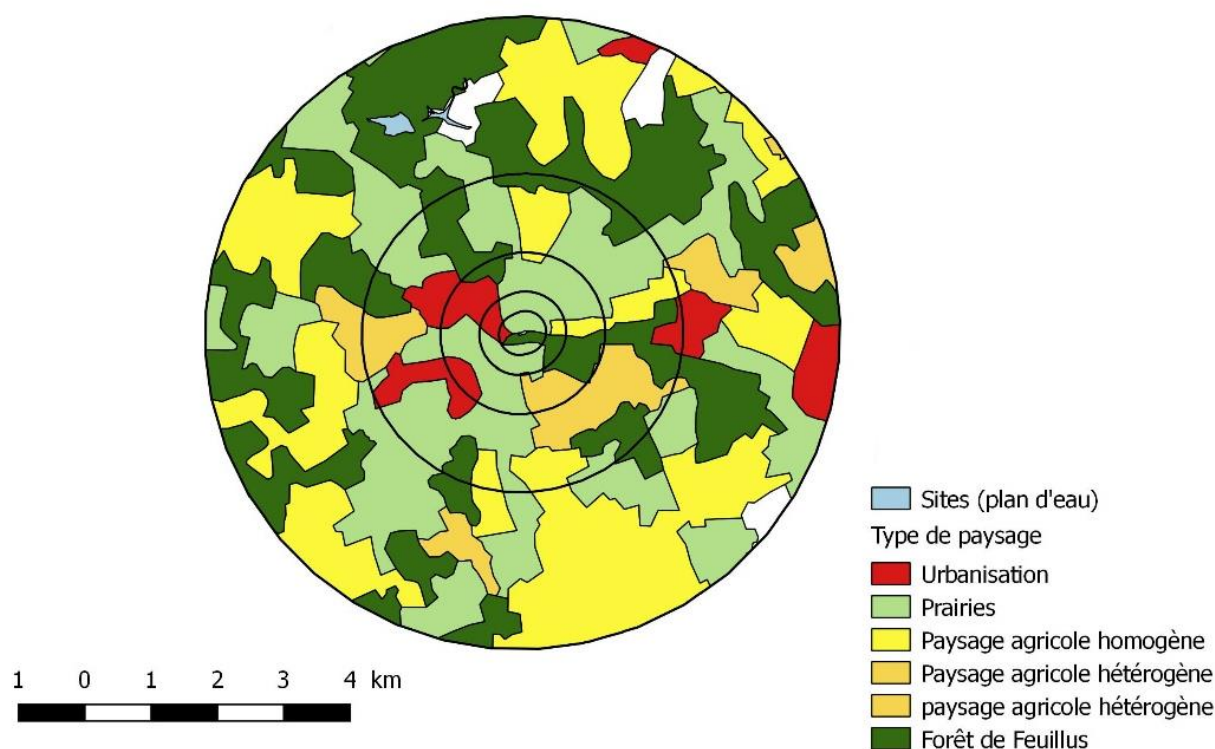


Fig.2 : Exemple de paysage entourant un site d'étude. Chaque cercle représente une échelle spatiale à 200m,400m,800m,1600m et 3200m dans laquelle les types de paysages ont été quantifiés.

Type d'agriculture	Agriculture intensive	Agriculture extensive
Clture	Blé, orge, tournesol, maïs/grain d'ensilage, colza, vignes, autres céréales, protéagineux, arboriculture, semences, vergers, autres oléagineux, autres cultures industrielles.	Fourrage, gels, divers, estives-landes, fruits à coque, légumes-fleurs, légumineuses à grain, prairies permanentes, prairies temporaires.

Tab.2 : Classement des parcelles du RPG (2012) entre le paysage agricole homogène et hétérogène.

5. Analyses statistiques

Pour évaluer l'effet du paysage sur la diversité odonatologique, le nombre d'espèces (Rs) a été calculé pour chaque site, avec un simple décompte du nombre d'espèces. Aucune des richesses spécifiques n'est calculée avec un indice de diversité, car que les effectifs des espèces ne sont pas assez fiables pour pouvoir utiliser ces indices. De plus il a également été calculé séparément la richesse spécifique en Zygoptères et en Anisoptères (respectivement Rs_zygo et Rs_aniso). A chaque fois, deux types de richesses spécifiques ont été renseignées (richesse totale observée et espèces présentant des indices d'autochtonie). Enfin, une dernière richesse spécifique ne prenant en compte que les espèces incluses au sein de la Liste Rouge Régionale (Nature Centre, 2014) a également été calculée (catégories CR à NT, voir Annexes). Les échelles effectives ont été sélectionnées parmi les tampons paysagers de différents rayons en suivant la méthode présentée par Marini et al. (2009) et déjà utilisée sur les Odonates par Raebel et al. (2012). Cette méthode consiste à choisir l'échelle géographique qui minimise les résidus lorsqu'un modèle linéaire généralisé est appliqué à chaque variable réponse (richesse spécifique) en fonction de chaque variable explicative (paysage). Dans notre cas un modèle avec une distribution négative binomiale avec une fonction de lien log a été utilisé.

Dans un deuxième temps, la présence d'éventuels problèmes de colinéarité entre les variables explicatives retenues à l'étape précédentes a été vérifiée à l'aide d'une matrice de corrélation de Pearson. Dans le cas de variables fortement corrélées (coefficient de corrélation de Pearson > 0.6), la variable nous semblant la moins pertinente a été exclue des analyses.

Une série de modèles incluant chacun l'ensemble des variables paysagères retenues a ensuite été réalisée pour chacune des Rs précédemment calculée (voir

Tab.3 pour le détail des modèles testés). La surface du plan d'eau (m²), le nombre de passages d'inventaires sur le site (jours), de même que l'amplitude (jours) de ces passages tout au long de l'année ont également été inclus en covariables. Enfin, le type de site inventorié (13 catégories) a à chaque fois été inclus en effet aléatoire. A partir de cette série de modèles complets, les données ont été centré-réduites avec les fonctions `%>%` et `mutate_each` du packages `dyplr` (Wickham, 2017), et l'ensemble des modèles possibles a été généré grâce à la fonction `dredge` disponible sous R au sein du package `MuMIn` (Barton, 2015) puis un modèle moyen a finalement été construit pour chaque groupe de modèles en utilisant la fonction `model.avg` du même package `MuMIn`. A partir du modèle prenant en compte la richesse spécifique totale (Rs, données totales), une recherche plus approfondie a également été réalisée sur les habitats d'étangs (**Tab.1**, code 14), qui ont la particularité d'être classés en 4 catégories de qualité, afin de voir l'effet des variables de paysage en fonction de la qualité du site.

L'ensemble des analyses spatiales ont été réalisées à l'aide du logiciel Q-GIS version 2.14.11. Les analyses statistiques ont quant à elles été réalisées à l'aide du logiciel R version 3.3.2 et 3.4.1 couplé au logiciel Rstudio. Le détail des packages utilisés sur ces deux logiciels est disponible en annexe.

Variable réponse : origine des données		Nom du modèle linéaire	
Données totales	Rs Odonates	→	M1glmm
	Rs_aniso	→	M2glmm
	Rs_zygo	→	M3glmm
Autochtonie	Rs Odonates	→	M4glmm
	Rs_aniso	→	M5glmm
	Rs_zygo	→	M6glmm
Espèces liste Rouge	Rs Odonates	→	M7glmm

Tab.3 : Origine des variables réponses pour chacun des modèles GLMM testé.

Exploration des données

Dans un premier temps et avant toute analyse statistique les données ont été visualisées à l'aide de multiples graphiques pour en tirer les informations de base, essentielles à la bonne compréhension du jeu de données.

5.1. Visualisation des données marginales

Les données marginales ou valeurs extrêmes sont vérifiées plusieurs fois dans les étapes de construction du modèle linéaire : en amont, sur les données brutes, et après que le modèle ait été testé. Les outliers détectables sur les données brutes sont présentés dans la **figure 3**. Cette figure range les richesses spécifiques selon les habitats afin d'apporter plus de clarté dans la visualisation des outliers. Certains points, comme celui à 40 espèces de l'habitats 14c, ressortent ainsi clairement du lot. Ces points marginaux ne sont toutefois pas retirés avant les tests statistiques, puisqu'après vérification il se trouve que ce sont des points pour lesquels les sites ont été prospectés un grand nombre de fois. Les informations liées à l'effort de prospection et à sa répartition au cours de la saison devront donc absolument être incluses dans les analyses finales. Ces informations semblent en effet avoir un fort effet sur le nombre d'espèces observées sur un site (**Fig.4**).

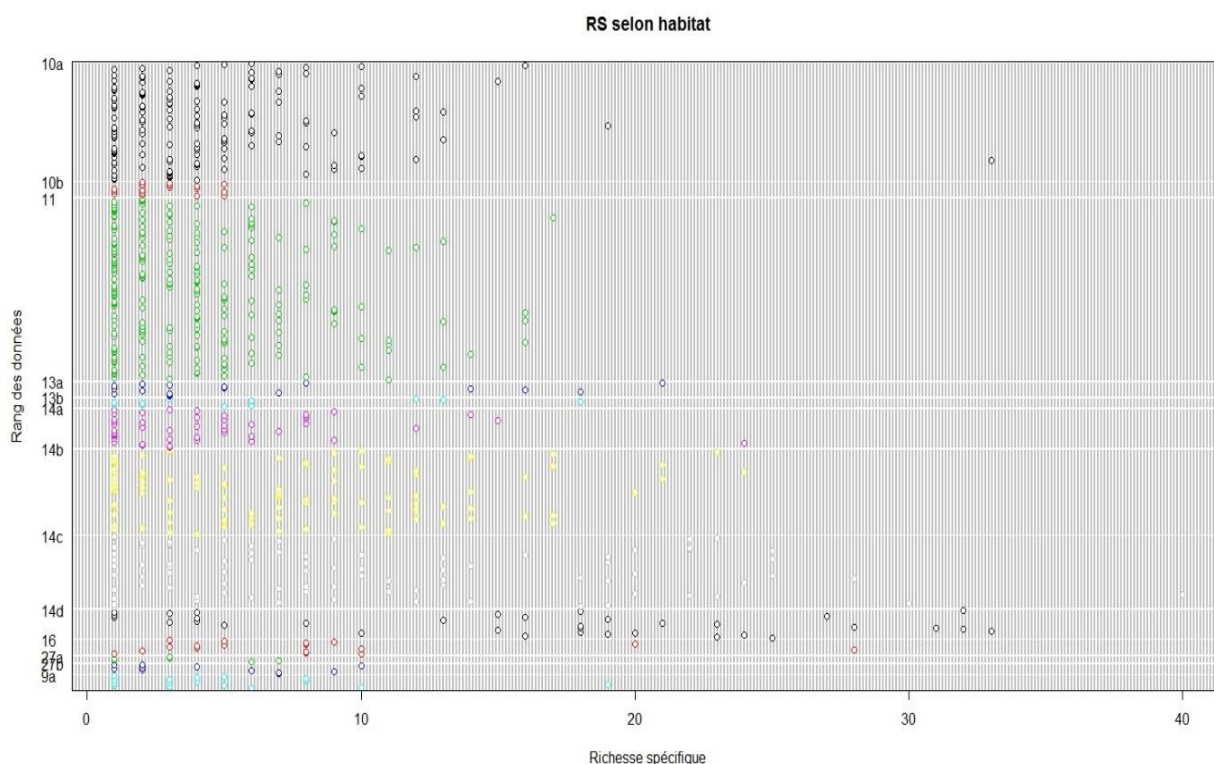


Fig.3 : Répartitions des données de richesse spécifique en fonction de l'habitat du site.

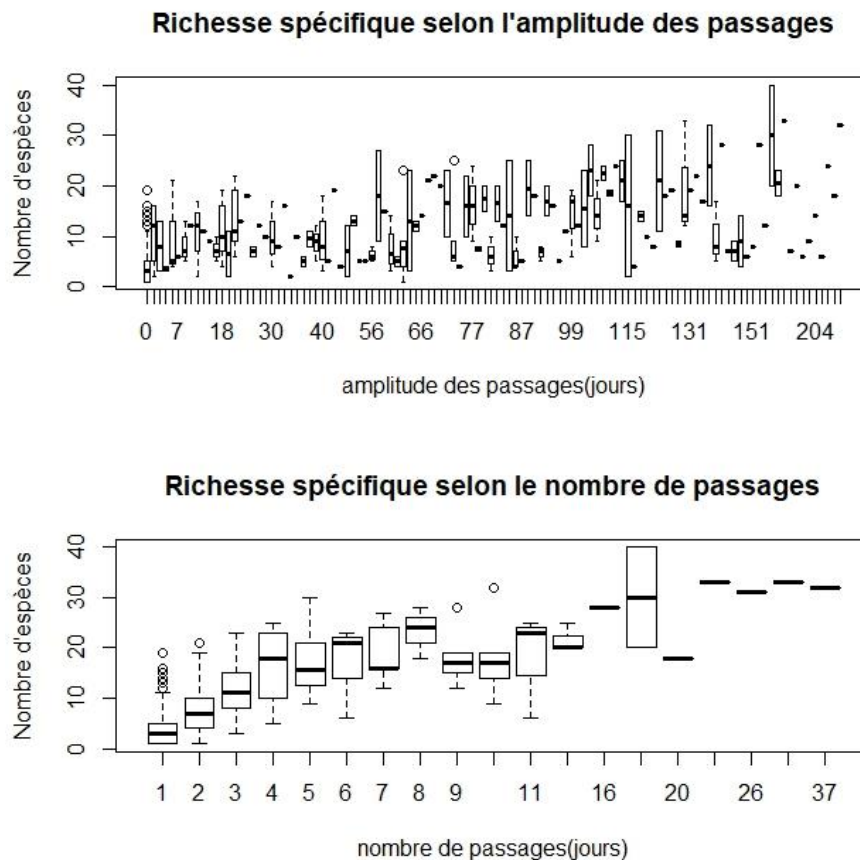


Fig.4 : Richesse spécifique en fonction de l'amplitude des dates et du nombre de passages.

Résultats

18 000 données réalisées entre 2007 et 2017 ont été retenues pour ces analyses. Au total ce sont ainsi 61 espèces d'Odonates (39 espèces d'Anisoptères et 22 de Zygoptères) qui ont été inventoriées durant cette période au sein d'un réseau de 730 sites répartis sur toute l'Indre-et-Loire (R_s moyenne = $6,23 \pm 0,09$; R_{s_zygo} moyenne = $2,82 \pm 0,06$; R_{s_aniso} moyenne = $3,42 \pm 0,07$). En se limitant aux espèces présentant des indices d'autochtonie, la R_s totale est alors de 59 espèces dont 38 Anisoptères et 21 Zygoptères (avec indice d'autochtonie : R_s moyenne = $2,07 \pm 0,08$; R_{s_zygo} moyenne = $1,37 \pm 0,06$; R_{s_aniso} moyenne = $0,92 \pm 0,07$). Concernant les espèces « liste rouge » la R_s totale est de 20 avec une R_s moyenne par site de $0,44 \pm 0,05$.

Les 730 sites inventoriés représentent 13 grands types d'habitats (**Tab.1**) avec un minimum de 7 sites inventoriés par type d'habitat (moyenne 56 sites $\pm 2,38$). Ces grands types d'habitats ont une influence significative sur la Rs observée sur les sites.

1. Effet du paysage sur la Rs

L'effet du paysage sur les différentes Rs obtenues à partir des régressions de Poisson varie fortement en fonction de l'échelle de prise en compte. L'échelle qui entraîne ainsi la plus forte diminution dans la déviance des résidus pour les proportions de forêts, d'agriculture intensive et d'agriculture extensive est de 800 mètres (**Fig. 5(a)**). Elle est de 400 mètres pour l'effet du linéaire de rivière (**Fig. 5(a)**). Ces patrons sont identiques entre les différents types de Rs calculés avec un effet positif de la proportion de forêt et du linéaire de rivière (**Fig 5(b)**) et un effet négatif des zones agricoles (**Fig. 5(b)**). Seuls sont montrés ici les résultats concernant la Rs totale. A ces échelles, les proportions de forêts et de zones agricoles intensives sont toutefois fortement corrélées ($r > -0.67$). De même, concernant les proportions d'agriculture intensives, les valeurs obtenues à partir du CLC et du RPG sont elles aussi très étroitement corrélées ($r = 0.88$). Quelle que soit l'échelle testée, les proportions de zones urbanisées et de prairies ne présentent en revanche aucun pics marqués et/ou expliquent moins de 1 % de la variable réponse (Richesses spécifiques). Les variables explicatives retenues pour être incluses dans le modèle global sont donc : la proportion d'agriculture intensive à 800 mètres (telle que calculée à partir du CLC), la proportion d'agriculture extensive à 800 (telle que calculée à partir du CLC) et le linéaire de rivière à 400 mètres. Les modèles moyens ainsi obtenus à partir des séries de GLMMs réalisés pour chaque type de Rs montrent tous un effet positif du linéaire de rivière présent autour du site d'inventaire (**Tab.4**), ainsi qu'un effet négatif des proportions de zones agricoles (intensives et/ou extensives) dans le paysage en fonction des types de Rs (voir **Tab.4** pour le détail des effets). La seule exception concerne le modèle expliquant la Rs totale en Zygoptères pour lequel aucun effet significatif de la proportion de zone agricole n'a été mis en avant (**Tab.4**). Globalement, les effets du paysage sont par ailleurs plus marqués sur le nombre d'espèces présentant un degré d'autochtonie sur un site, plutôt que sur la liste des espèces totales qui y est observée (**Tab.4**). Quant au modèle créé en utilisant les espèces de la Liste Rouge, presque toutes les variables ont un effet significatif sur la richesse spécifique, sauf la longueur de rivière qui présente une tendance significative ($pvalue=0.053$; **Tab.4(bis)**).

Variable réponse	Var. explicative	Données totales			Autochtonie		
		Estimate	Std. Error	Pr(> z)	Estimate	Std. Error	Pr(> z)
Richesse spécifique totale (Rs)	Area	-0.0728	0.0313	0.0203 *	-0.1143	0.0400	0.00433 **
	DateAmp	0.2791	0.0357	<< 0,001 ***	0.2176	0.0495	< 0,001 ***
	LongRiv400	0.0856	0.0277	0.0020 **	0.1545	0.0388	< 0,001 ***
	NbDates	0.1742	0.0401	< 0,001 ***	0.2390	0.0571	< 0,001 ***
	percExt800	-0.0889	0.0279	0.0015 **	-0.1553	0.0411	0.00016 ***
	percInt800	-0.0478	0.0282	0.0909 .	-0.1427	0.0415	0.00060 ***
Richesse spécifique Anisoptères (Rs_ aniso)	Area	-0.0694	0.0279	0.0129 *	-0.1514	0.0565	0.00751 **
	DateAmp	0.2778	0.0341	<< 0,001 ***	0.3027	0.0700	< 0,001 ***
	LongRiv400	0.0612	0.0288	0.0341 *	0.2872	0.0576	< 0,001 ***
	NbDates	0.1519	0.0353	< 0,001 ***	0.2587	0.0761	0.00069 ***
	percExt800	-0.1474	0.0318	< 0,001 ***	-0.3442	0.0704	< 0,001 ***
	percInt800	-0.0902	0.0304	0.0030 **	-0.2624	0.0627	< 0,001 ***
Richesse spécifique Zygoptères (Rs_ zygo)	Area	-0.0715	0.0361	0.0477 *	-0.1039	0.0462	0.0247 *
	DateAmp	0.2559	0.0428	< 0,001 ***	0.2687	0.0609	< 0,001 ***
	LongRiv400	0.1076	0.0338	0.0015 **	0.2531	0.0497	< 0,001 ***
	NbDates	0.1780	0.0476	0.0002 ***	0.2110	0.0665	0.0015 **
	percExt800	-0.0365	0.0341	0.2862	-0.1057	0.0510	0.0384 *
	percInt800	-0.0030	0.0351	0.9317	-0.0832	0.0526	0.1138

Tab.4 : Résultats de la moyenne des modèles linéaires retenus, pour les résultats totaux et l'autochtonie. Codes pour la significativité : 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 '.' 1

var. explicative	Liste Rouge		
	Estimate	Std. Error	Pr(> z)
Area	-0.1459	0.0449	0.0012 **
DateAmp	0.2624	0.0764	0.0006***
LongRiv400	0.1352	0.0698	0.0532 .
NbDates	0.2927	0.0583	< 0,001 ***
percExt800	-0.3468	0.1135	0.0023 **
percInt800	-0.2488	0.0895	0.0055 **

Tab.4(bis) : Résultats de la moyenne des modèles linéaires retenus pour les espèces de la Liste Rouge.

A ces échelles, le paysage pris en compte autour des sites échantillonnés se caractérise en moyenne par 45,6 % de forêt, 35,2 % de zones agricoles (dont 26,9 % de paysage homogène et 8,3 % de paysage hétérogène) et un linéaire moyen de rivière de 1294,9 mètres. Ces caractéristiques sont comparables aux proportions globalement rencontrées en Indre-et-Loire ($\chi^2 = 66.727, df=5, pvalue= 4.914 \times 10^{-13}^{***}$).

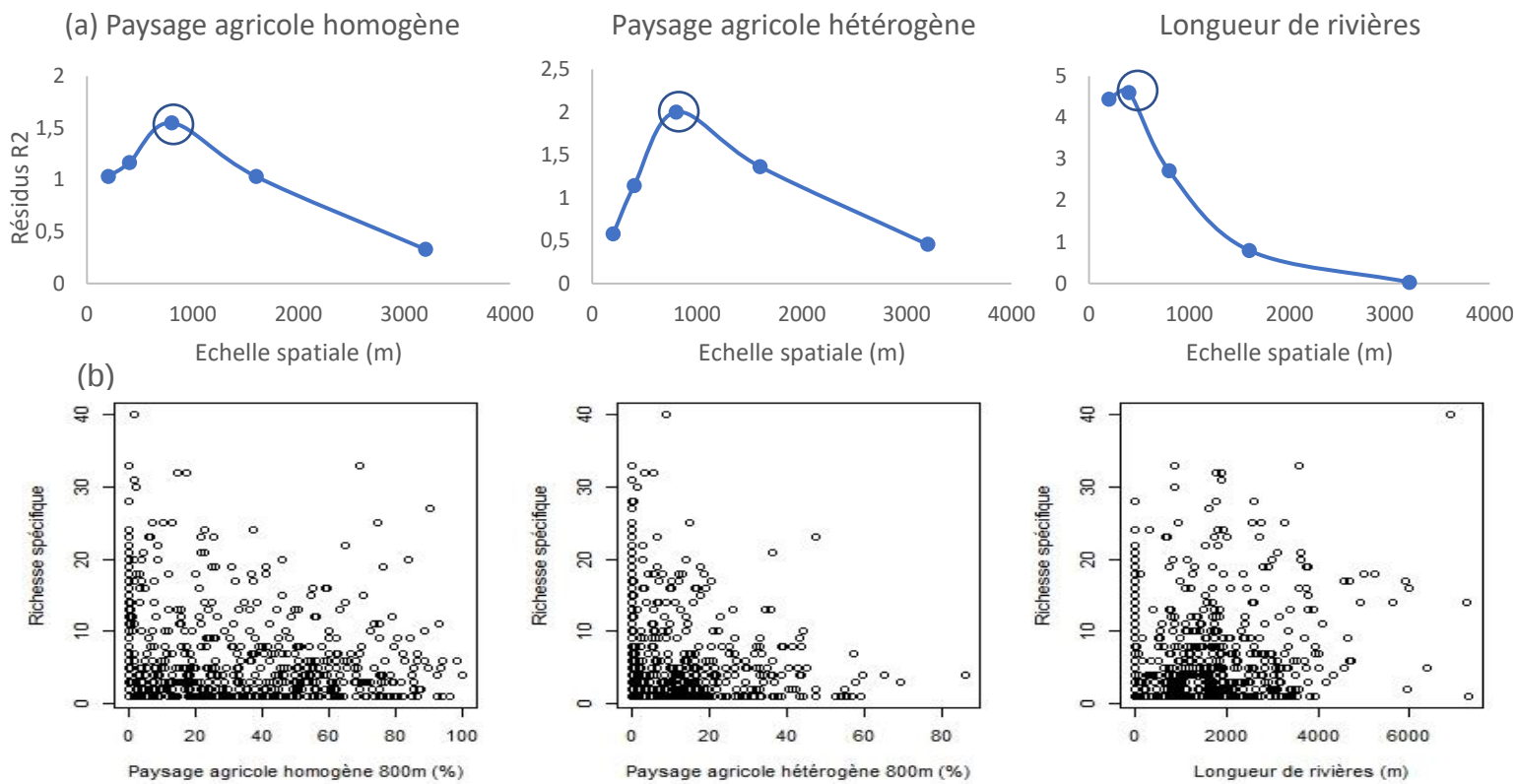


Fig.5 : Effets échelles-dépendants des variables paysagères sur la richesse spécifique totale des Odonates. Le pic maximal pour chaque variable est choisi comme échelle optimale.

2. Interactions entre « qualité » du site et paysage environnant

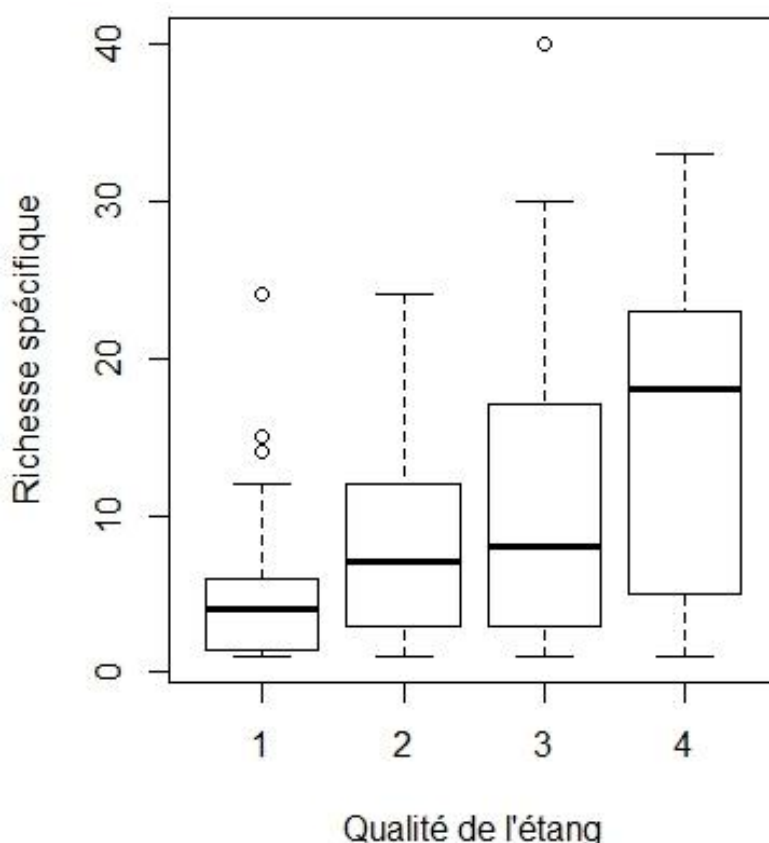


Fig.6 : Boxplot des richesses spécifiques en fonction de l'habitat du site.

Les indices de qualité du milieu lentique classés de 1 à 4, 1 étant un milieu peu diversifié et 4 un milieu très diversifié, comptent respectivement 47, 102, 87 et 34 sites (Rs moyennes $\pm$ SE). Le type d'étang a toujours un effet positif et significatif sur la richesse spécifique (p-values : 14a < 0.001, 14b = 0.0013, 14c = 3.85 $\times$ 10⁻⁰⁷, 14d = 3.72 $\times$ 10⁻¹¹)

En utilisant la fonction VarCorr du package *lme4* (Bates, 2015), les richesses spécifiques sont modélisées en fonction du pourcentage de paysage agricole hétérogène (percExt) à 800m pour chacun des indices de qualité des étangs (**Fig.7**). La richesse spécifique pour un étang en mauvais état (indice habitat = 1) est comprise entre 5 et 7 espèces lorsque le type de paysage « agricole hétérogène » est absent (**Fig.7(b)**). Cette richesse spécifique n'évolue pas ou peu sur cet étang en mauvais état, même quand le paysage agricole hétérogène autour augmente, allant jusqu'à augmenter très légèrement avec l'augmentation du paysage agricole hétérogène. Lorsque l'indice de qualité augmente et se rapproche d'une bonne qualité d'étang, la tendance s'inverse. Pour une très bonne qualité d'étang (indice de qualité = 4), la richesse spécifique est en moyenne meilleure que celle d'un étang de mauvaise qualité avec plus de 10 espèces lorsqu'il n'y a pas de paysage agricole hétérogène. Lorsque le paysage agricole hétérogène augmente, le nombre d'espèces de cet étang

de bonne qualité diminue plus fortement, passant d'une dizaine d'espèce à près de 0 espèces. Pour le pourcentage agricole homogène (**Fig.7(a)**), les tendances semblent globalement les mêmes, mais avec toutefois quelques différences par rapport au paysage hétérogène. En effet, que l'indice de qualité de l'étang soit bon ou mauvais, la richesse spécifique diminue avec l'augmentation du paysage homogène autour de l'étang, ce qui n'était pas le cas pour les étangs d'indice 1 dans un paysage agricole hétérogène. La différence d'effet entre les étangs de qualité 1 et 4 est dans ce cas moins flagrante que pour le paysage agricole hétérogène, mais l'augmentation de ce dernier a de la même manière plus d'impact sur un étang de bonne qualité que sur un étang de mauvaise qualité.

Il est à préciser que les tendances observées sont à interpréter avec précaution puisque l'erreur de la courbe montre que la tendance n'est pas significative, mais ces graphes (**Fig.7**) permettent tout de même de dégager la tendance générale de l'influence du paysage agricole homogène et hétérogène.

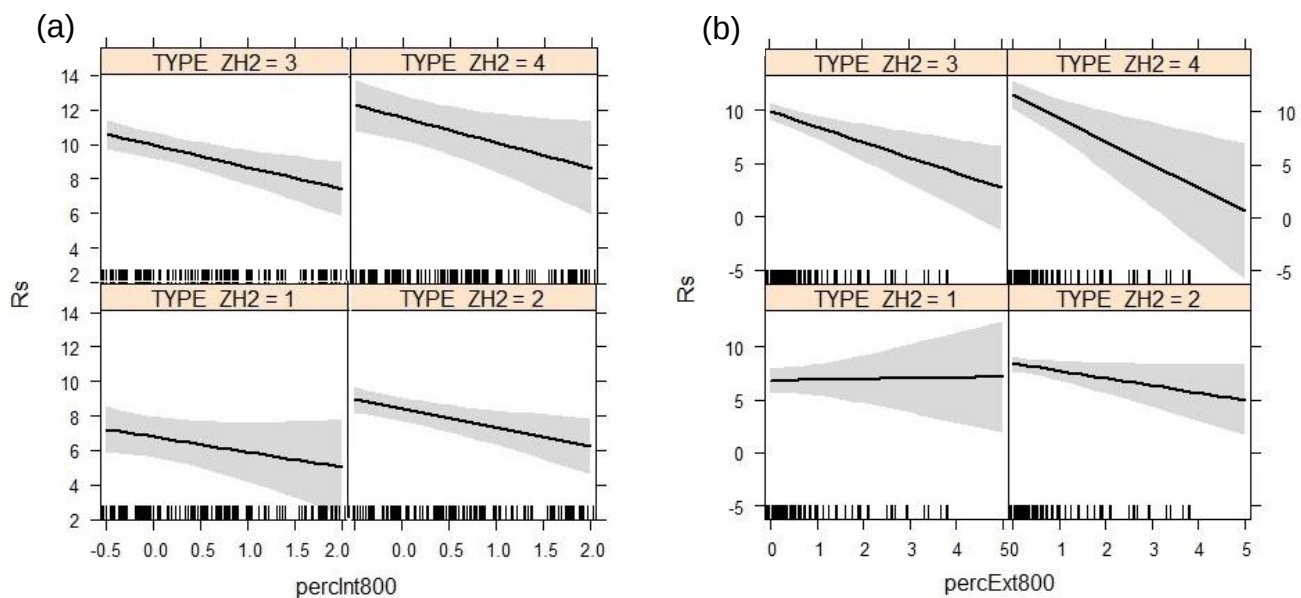


Fig.7 : Evolution de la richesse spécifique totale en fonction des pourcentages de paysages agricoles (a) homogène et (b) hétérogène et de la qualité du milieu 'étang'. percInt800= pourcentage de paysage homogène, percExt800 = pourcentage de paysage hétérogène, Rs=richesse spécifique, TYPE ZH1,2,3,4= indice de qualité de l'étang.

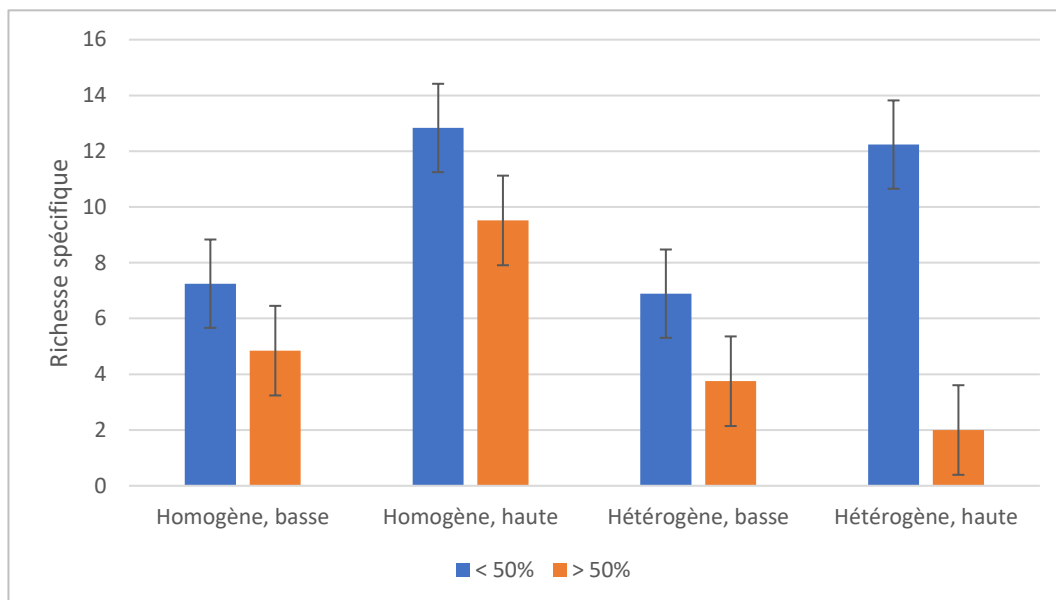


Fig.8 : Comparaison des richesses spécifiques moyennes entre étangs diversifiés et peu diversifiés, pour le paysage agricole homogène et pour le paysage agricole hétérogène. Les qualités d'étang sont représentées par « basse » (qualités 1 et 2, peu diversifié) et « haute » (qualité 3 et 4, diversifié). Les barres représentent l'erreur standard.

La **Fig.8** permet de visualiser plus clairement la relation entre cet effet du paysage agricole sur la richesse spécifique et la qualité du site. Le pourcentage de paysage homogène et hétérogène sont répartis entre inférieur à 50% du paysage agricole environnant pour les colonnes bleues (<50%), et supérieur à 50% (>50%) en orange. Les richesses spécifiques moyennes montrent bien les effets montrés sur la Fig.7. La richesse spécifique entre homogène et hétérogène est bien similaire pour le paysage agricole >50%, mais la différence se situe à un taux de paysage agricole (les deux types) >50%, où la perte de richesse spécifique est plus importante pour le paysage agricole hétérogène (perte de 10 espèces en moyenne, « haute ») que pour le paysage agricole homogène (perte de 3 espèces en moyenne, « haute »).

3. Test du modèle sur les espèces de Liste Rouge

Un test du modèle linéaire est réalisé sur les espèces de la Liste Rouge des Odonates Centre (Nature Centre, 2014). Seules la richesse spécifique totale a été testée dans ce modèle, puisque le jeu de données est déjà réduit aux espèces sensibles de la Liste Rouge et contient donc moins de données. Pour ne pas trop réduire le jeu de données analysé, les richesses spécifiques des Anisoptères et des Zygoptères ne sont pas donc pas différenciées. 20 espèces au total sont retenues pour ce modèle (voir Annexes pour la liste des espèces).

Les résultats des meilleurs modèles et de la moyenne de ce modèle (fonctions *dredge* et *model.avg*) sont présentés dans le **Tab.5**.

Variable réponse	Modèle averaging	df	AICc
Données totales	Rs ~ Area *** + NbDates *** + DateAmp *** + LongRiv400. + percInt800 * + percExt800 ** +(1 TYPE_ZH)	9	1099.16

Tab.5 : Modèle linéaire pour les espèces de la Liste Rouge. Les astérisques représentent le niveau de significativité.

Le modèle qui ressort pour la Liste Rouge est le modèle comportant toutes les variables choisies au départ. Toutes les variables explicatives sont significatives et sont conservées pour le modèle moyen. Les Estimates, erreurs standards et pvalues détaillées sont toutes disponibles dans le **Tab.4(bis)**. Les variables de paysage agricole ont une interaction négative avec la richesse spécifique totale, tandis que la longueur de rivières influence positivement le nombre d'espèces.

Choix et validation des modèles

1. Corrélations entre variables explicatives et variables réponses

Le test de corrélation de Pearson (fonction `cor()`) appliqué entre toutes les variables est utilisé pour éliminer en premier lieu les variables trop corrélées, en écartant celles qui ont moins d'intérêt pour les questions que l'on se pose. Les résultats principaux des corrélations sont présentés dans le **Tab.3**, la matrice des corrélations étant trop importante pour être présentée ici (disponible en Annexe). Le **Tab.3** présente les variables paysagères (Voir Annexes des abréviations des Variables pour les noms des colonnes et des lignes).

	Forêt800	Urb800	IntCLC800	ExtCLC800	PercEau16	PercEau32	LongRiv400	IntRPG800	ExtRPG800
Forêt800									
Urb800	-0,29								
IntCLC800	-0,67	-0,11							
ExtCLC800	-0,42	0,07	-0,02						
PercEau16	0,13	-0,07	-0,21	0,01					
PercEau32	0,23	-0,08	-0,24	-0,09	0,76				
LongRiv400	-0,31	0,26	0,11	0,15	-0,07	-0,08			
IntRPG800	-0,72	-0,11	0,88	0,18	-0,18	-0,29	0,16		
ExtRPG800	-0,45	0,03	0,19	0,27	0,01	-0,03	0,11	0,11	
Prairie32	0,03	-0,02	-0,25	-0,05	0,36	0,55	-0,02	-0,24	0,26

Tab.6 : Coefficients de corrélation de Pearson calculés entre toutes les variables explicatives. Valeurs Surlignées = corrélations significatives > 60%. Les chiffres accolés aux abréviations désignent le rayon du tampon paysager.

Les corrélations supérieures à 0.6 du **Tab.6** sont celles surlignées. Le pourcentage de forêt totale est ainsi inversement corrélé au pourcentage de paysage agricole homogène, ce qui empêche d'inclure les deux variables dans le même modèle. La variable conservée est ici celle concernant le pourcentage d'agriculture qui à notre sens, a plus d'intérêt comme variable explicative. En effet, il peut être couplé au pourcentage de paysage agricole hétérogène et lui être comparé. De plus, il est bon de noter que les effets du pourcentage de forêt restent déductibles même si la variable n'est pas incluse dans le modèle statistique, puisque la corrélation induit une augmentation du pourcentage de forêt lorsque le pourcentage de paysage homogène (percInt) diminue. Les autres variables non conservées sont le paysage agricole homogène et hétérogène du RPG : la première est corrélée au paysage agricole homogène du CLC, et en comparant le pourcentage de paysage que les résidus expliquent entre les couches CLC et RPG, il apparaît que le CLC explique mieux les variables réponses que le RPG.

3. Sélection des Variables explicatives du modèle linéaire

A partir des graphes obtenus par GLM simple pour chacune des variables explicatives (**Fig.2**), un set de 6 variables a été retenu, dont 3 variables 'contrôle' : L'aire du plan d'eau du site (Area), le nombre de dates (NbDates) et le nombre de jours entre le premier passage de l'année et le dernier passage (DateAmp).

Les variables de paysage retenues pour le modèle statistique sont les trois variables qui présentent le plus d'intérêt. Le pourcentage de forêt total est corrélé au pourcentage de paysage agricole homogène (coefficient de corrélation de Pearson, **PercForêtTot800** x **percInt800** = -0,67), il n'a donc été conservé que le pourcentage de paysage agricole homogène (percInt) qui nous intéresse le plus, le pourcentage de paysage hétérogène à 800m (percExt800), et la longueur de rivières dans le tampon à 400m (LongRiv400 en m).

3. Modèle Retenu

Les 6 variables explicatives retenues au final pour créer le modèle linéaire sont donc :

- L'aire du plan d'eau central du site (Area en m²).
- Le nombre de passage par site (NbDates).
- Le nombre de jours entre le premier passage de l'année et le dernier passage, ou amplitude des passages par site (DateAmp).
- Le pourcentage de paysage homogène à 800m (percInt800).

Le modèle sélectionné pour les 6 variables réponses (voir la liste des modèles en **Tab.3**) est donc de la forme :

Variable réponse ~ Area + NbDates + DateAmp + percInt800 + LongRiv400 + percExt800 + (1|TYPE_ZH)

Avec Variable réponse = Rs, Rs_aniso ou Rs_zygo.

4. Validation des modèles GLMM

Le modèle construit est testé avec la fonction *glmer.nb* disponible sous R au sein du package lme4 (Bates, 2015), qui est un Modèle Linéaire Généralisé Mixte incluant une négative binomiale. En effet, les données sont des données de comptage répondant à une loi négative binomiale, et ne sont pas normalement distribuées (**Fig.9**). De plus ces données brutes présentent une surdispersion importante, avec $\text{dispersion} \gg 1$. Les variables réponses sont donc transformées avec les fonctions `%>%` et *mutate_each* du packages dyplr (Wickham, 2017). La dispersion de chacun des modèles est vérifiée suite à cette transformation, aucune surdispersion n'est constatée suite à cette transformation.

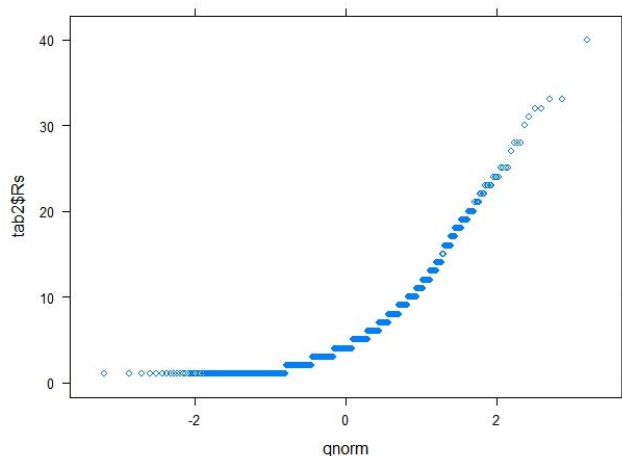


Fig.9 : Graphe Quantile-quantile de la Richesse spécifique totale Rs (fonction *qqmath* du package lattice (Sarkar, 2008)).

a. Modèles finaux

Les modèles linéaires sont donc testés un à un avec les fonctions *dredge* et *model.avg*, pour savoir quelles sont les meilleures combinaisons de variables de paysage expliquant le mieux chaque variable réponse. Les modèles finaux sélectionnés sont présentés dans le **Tab.7** (Sets de modèles sélectionnés avec *dredge* disponible en Annexes).

Variable réponse		Modèle moyen	AICc
Données totales	Rs	~ Area + NbDates + DateAmp + LongRiv400 + percInt800 + percExt800 +(1 TYPE_ZH)	3818.64
	Rs_aniso	~ Area + NbDates + DateAmp + LongRiv400 + percInt800 + percExt800 +(1 TYPE_ZH)	3048.78
	Rs_zygo	~ Area + NbDates + DateAmp + LongRiv400 +(1 TYPE_ZH)	2983.18
Autochtonie	Rs	~ Area + NbDates + DateAmp + LongRiv400 + percInt800 + percExt800 +(1 TYPE_ZH)	2926.26
	Rs_aniso	~ Area + NbDates + DateAmp + LongRiv400 + percInt800 + percExt800 +(1 TYPE_ZH)	1655.64
	Rs_zygo	~ Area + NbDates + DateAmp + LongRiv400 + percExt800 +(1 TYPE_ZH)	2173.58

Tab.7 : Modèles finaux sélectionnés pour chaque variable réponse.

Dans le **Tab.7**, certaines variables explicatives ont été éliminées par la fonction *model.avg* car non significatives. La dispersion de chaque modèle a été vérifiée et est comprise entre 1.2 et 0.8, il n'y a donc pas de surdispersion.

Les modèles moyen calculés et leurs caractéristiques (Estimate, erreur standard, significativité) sont disponibles dans le **Tab.4**. Les variables gardées par l'estimation du modèle sont bien celles qui sont significatives, le modèle moyen conservant également les variables de paysage considérées comme « presque » significatives, c'est-à-dire quand $0.1 > p > 0.05$. Ces variables conservées malgré leur non-significativité peuvent s'expliquer par le fait qu'elles soient incluses dans le set des meilleurs modèles fourni par la fonction *dredge*.

Les signes devant les « estimates » indiquent que les variables DateAmp, LongRiv, et NbDates sont positivement corrélées à la richesse spécifique totale, des Anisoptères et des Zygoptères, et ceci que les données soient au complet ou que ce soit les données liées à l'autochtonie. A contrario, Area, percInt et percExt sont systématiquement corrélées négativement aux richesses spécifiques.

La surface du plan d'eau qui compose le site est moins significative dans tous les cas que le nombre de passages (NbDates) et l'amplitude des passages (DateAmp), qui sont toujours très significatives quelle que soit la richesse spécifique. La longueur de rivière est pour tous les modèles significative. Quant aux pourcentages de paysage homogène (percInt) et hétérogène (percExt), ils sont en général moins significatifs pour la richesse spécifique des Zygoptères que pour la Richesse spécifique totale et des Anisoptères. De manière globale, le modèle prenant en compte l'autochtonie des Odonates seulement donne des résultats plus significatifs pour tous les modèles et toutes les variables.

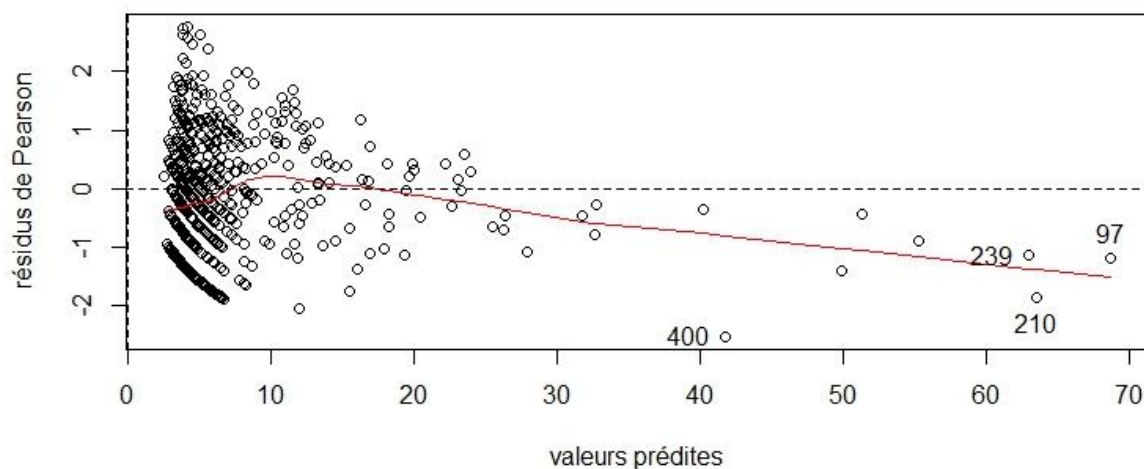
b. Validation des modèles par l'étude des résidus

La dispersion des résidus de Pearson des variables doit être vérifiée pour chacun des modèles moyens trouvés avec `model.avg`. Les résidus de chaque modèle sont donc comparés aux valeurs prédites ou « fitted values » (moyenne, médiane, écart-type) et à chaque variable, à l'aide de graphiques créés dans R avec la fonction `plot` (**Fig.10 (a) à (g)**). Les « fitted values » sont les valeurs prédites de l'« intercept » (ou vecteur des paramètres du modèle) et de la pente lorsque l'on considère le modèle linéaire tel que : $y = b_0 + b_1 x$; Avec y = variable réponse, bn =fitted values et xn =variable explicative.

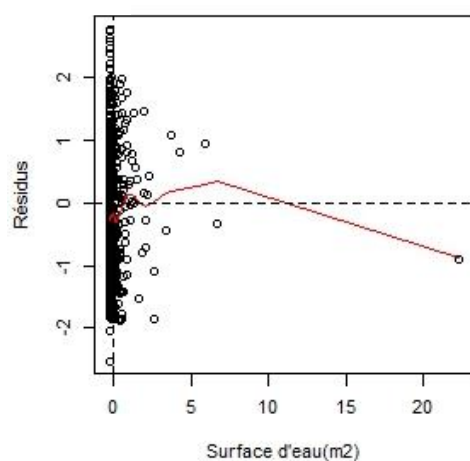
Les graphiques se ressemblant fortement, avec la même forme malgré des emplacements différents des points, seuls sont présentés ici ceux du modèle 1 M1glmm ($R_s \sim$ Variables Réponses) dans la **Fig.10**. Le pattern de points observé dans la **Fig.10(a)** n'est pas un problème puisqu'il est simplement dû à la nature discrète des données de comptage. Les données sont principalement regroupées vers les valeurs bases de richesse spécifique, ce qui correspond aux valeurs attendues puisque les données contiennent plus de valeurs faibles de richesses spécifiques (1,2 ou 3). Le modèle a cependant tendance à tendre vers les valeurs négatives, montré par la courbe de tendance, une décroissance qui semble induite par la présence de certaines données négatives. La déviance des résidus devient moins importante pour les valeurs plus élevées de la richesse spécifique. De manière générale, les données qui ne sont pas du paysage et sont liées aux données de richesse spécifique ont ce pattern de points qui décroît plus la richesse spécifique augmente (**Fig.10 (b) à (d)**). Un point marginale (196 ; site n°3803, qui est aussi le site avec la plus grande amplitude entre les passages (256 jours), et le plus grand nombre de passages (37)) est visible pour le graphe de la surface d'eau (**Fig.10(b)**). 4 ou 5 points marginaux des grandes valeurs de richesse spécifique et présents dans les données de passages et d'amplitude entre les dates conduisent aussi cet effet de courbe de tendance décroissante. Aucun problème spécifique n'est détecté pour les trois variables de paysage, la longueur de

rivière, les résidus des pourcentages de paysage agricole homogène et hétérogène ont une variance homogène.

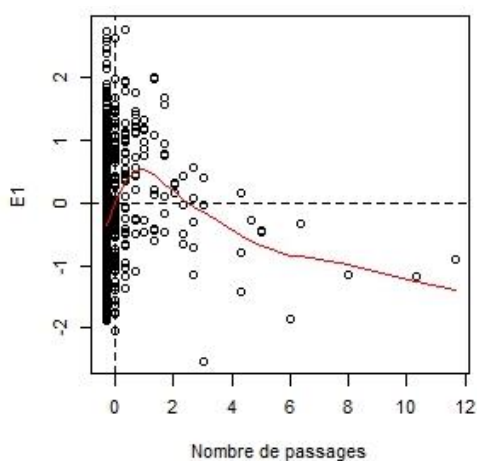
(a) **Résidus en fonction des valeurs prédites M1glmm**



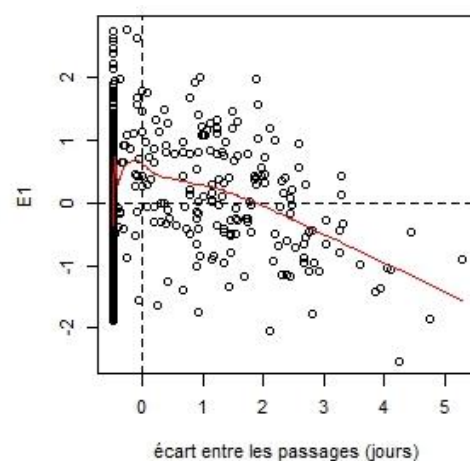
(b)



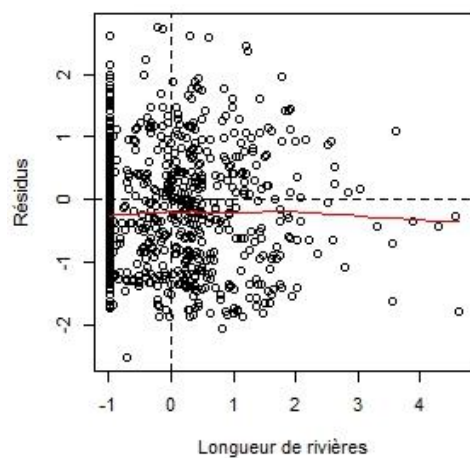
(c)



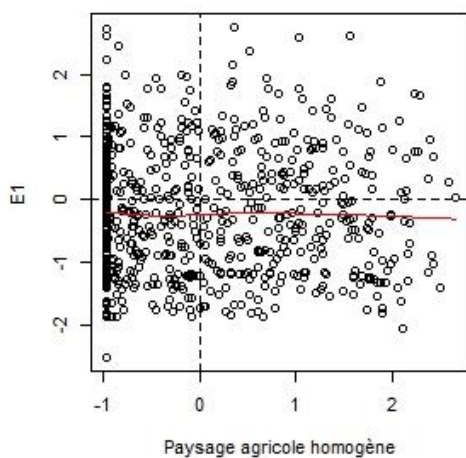
(d)



(e)



(f)



(g)

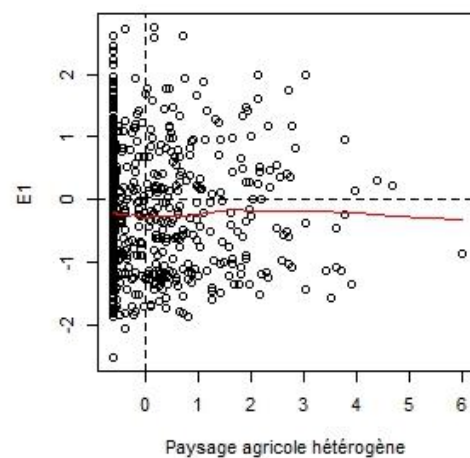


Fig.10 : Résidus de Pearson du modèle M1glmm (Rs) en fonction des valeurs prédites.

Les valeurs en abscisse sont les valeurs des variables transformées.

Discussion

Effet du paysage sur les richesses spécifiques

Nos résultats, basés sur plus de 60 espèces et 18 916 données recueillies au sein d'un réseau de 730 sites, révèlent que les zones agricoles ont une influence négative sur la richesse spécifique en odonates en Indre-et-Loire. Cette influence négative est à mettre en relation avec l'absence de forêts dans les zones à fort pourcentage de paysages agricoles, zones forestières dont l'importance a déjà été prouvée pour les Odonates (Clausnitzer, 2003; Rith-Najarian, 1998; Sahlén, 1999).

Des différences ont toutefois été mises en évidence entre les deux sous-ordres de Libellules. En effet, selon que l'on prenne en compte la richesse spécifique des Anisoptères ou bien celle des Zygoptères, les effets des variables choisies ne vont pas avoir le même impact sur la richesse spécifique. La proportion de paysages agricoles (hétérogènes ou homogènes), dans un rayon de 800 mètres, a une influence qui peut aller de non significative à très significative. L'exemple le plus marquant est que les deux types de paysages agricoles n'ont pas d'impact significatif sur la richesse spécifique globale des Zygoptères, alors que ces mêmes paysages ont un impact bien significatif sur la richesse globale en Anisoptères. L'hypothèse avancée pour expliquer ce phénomène est que les Anisoptères sont en général bien plus mobiles (Grand et al, 2006), et ont un domaine vital bien plus étendus que les Zygoptères (Grand et al, 2006), ce qui fait que les Anisoptères seront plus influencés par ce qui se passe autour du site lui-même. A contrario, les Zygoptères s'éloignent en moyenne peu du site de naissance (Corbet, 1999) et ont un domaine vital plus restreint, il y a donc moins d'effets du paysage environnant. Le pourcentage de terre agricoles pourrait donc avoir un impact direct sur le nombre d'Anisoptères comptés, qui eux dispersent de manière active, notamment parce que les adultes auraient plus de chance de ne pas survivre à leur éloignement dans un paysage homogène. Il n'était pas attendu que le paysage agricole hétérogène ait un impact négatif, du fait des plus nombreuses entités pouvant servir de corridors écologiques et de refuge, comme des haies et bois (Conrad et al., 1999; Tews et al., 2004). Cependant, il a aussi un impact négatif sur la richesse spécifique, impact qui s'explique par sa nature même : il reste un paysage qui, s'il est moins impactant du fait de sa structure hétérogène (Weibull et al., 2003), a un usage agricole qui est le plus souvent intensif (détails nomenclature CLC 2012, Union

Européenne, code 24). Son influence sur le nombre d'espèces est donc tout de même négative malgré l'apport de la fragmentation de l'habitat qui pondère cet impact de l'usage des terres (Dormann et al., 2007; Hendrickx et al., 2007).

Dans la publication de Raebel et al. (2012), *Multi-scale effects of farmland management on dragonfly and damselfly assemblages of farmland ponds*, une étude similaire à la nôtre est réalisée, et l'effet inverse des variables de paysage est trouvé sur les richesses spécifiques des Zygoptères et des Anisoptères. Dans cette étude, l'effet négatif du paysage est plus important sur les Zygoptères que sur les Anisoptères. Cependant, plusieurs différences sont à noter entre notre étude et celle-ci. Le paysage étudié n'est pas le même, puisque les paysages de notre étude sont en majorité de type agricole mais tout de même variés, alors que les paysages de cette publication sont tous du même type, des petites mares agricoles ouvertes de la même région. De plus, ce ne sont pas le même nombre d'espèces qui ont été étudiés, puisque notre étude en comporte 61 alors que l'autre étude n'en compte que 20. Nous avons pu voir que selon le nombre d'espèces prises en compte dans nos modèles statistiques, les effets du paysage n'étaient pas exactement les mêmes. Enfin, et le plus important, les sites étudiés dans leur étude étaient des sites gérés, ayant pour but principal la protection des oiseaux. Dans un but de protection de ces derniers, des fauches sont réalisées régulièrement sur ces sites, aux périodes où le nombre d'imagos de Coenagrionidae est le plus fort. Or, l'effet des coupes sur la végétation est avéré sur les espèces de Zygoptères (Lee Foote and Hornung, 2005) ce qui a très certainement poussé leurs résultats dans ce sens. Pour nos données, la diversité des sites est plus grande et tous ne sont pas gérés, ni fauchés. Ces paramètres pourraient expliquer les différences d'interactions comparés avec cette publication.

Globalement, le nombre d'espèces jugées autochtones sur un site est plus fortement influencé par l'ensemble des variables paysagères incluses dans nos modèles que la richesse spécifique globale renseignée sur ce site. Les variables explicatives ont ainsi une influence plus significative, et l'effet du paysage hétérogène est significatif pour la richesse spécifique des Zygoptères en ne prenant que les espèces autochtones (ce qui n'est pas le cas du paysage homogène, qui lui n'est jamais significatif). Il est intéressant de voir qu'inclure une preuve de reproduction dans les critères de choix de l'échantillon améliore significativement les effets des variables de paysage sur la richesse spécifique : cette prise en compte de la reproduction, déjà

utilisée dans les études d'Erwin (Downing and Leibold, 2002; Erwin and Custer, 1982), permet d'éliminer les espèces qui ne sont pas autochtones au site, mais qui y sont uniquement « de passage » et donc d'avoir une richesse spécifique plus proche de la richesse réelle du site. L'effet de la prise en compte de l'autochtonie chez les Odonates est cependant peu étudié pour le moment, et méritera plus d'attention par la suite.

La richesse spécifique totale R_s (pour le modèle ne prenant pas en compte s'il y a autochtonie ou pas) n'est étrangement pas tout le temps le modèle qui est le mieux expliqué par les variables de paysage. En effet, pour le pourcentage de paysage agricole homogène est observée une tendance non significative ($pvalue=0.09$) pour la R_s , alors qu'elle est significative pour R_{s_aniso} ($pvalue=0.003$). Lorsque l'on ne prend en compte que les Anisoptères ou les Zygoptères l'effet des variables de paysage est donc plus précis, et c'est plutôt en séparant ces sous-ordres que les analyses devraient être effectuées, si le nombre de données le permet.

A l'opposé de cet effet négatif des paysages agricoles, la présence de rivières dans un rayon de 400 mètres influence quant à elle positivement le nombre d'espèces contactées sur un site. Certaines espèces préférant les plans d'eau comme milieu de vie ne sont pas les mêmes que celles ayant une préférence pour les eaux courantes, et cela peut rajouter quelques espèces non autochtones, qui sont les espèces inféodées aux systèmes lotiques, et donc que des espèces « de passage ». Mais les rivières ont tout de même un effet positif sur les espèces vivant sur le site, puisque ces rivières faciliteraient les échanges et permettrait à des espèces ubiquistes ayant à la base une préférence pour les rivières de rejoindre les plans d'eau, de s'y installer et voir de s'y reproduire. Les cours d'eau peuvent aussi servir de corridors écologiques que les Odonates préférant les eaux lenticques suivraient lors de leur dispersion, hypothèse qu'il serait intéressant de tester pour mieux comprendre les mécanismes de dispersion des Odonates.

Concernant le test effectué en se concentrant sur les espèces de la Liste Rouge (Nature Centre, 2014), les effets des variables de paysage agricole et des rivières vont dans le même sens que pour les modèles avec les richesses spécifiques totales et autochtone, avec un effet positif des rivières et négatif des surfaces agricoles. Ces résultats concordent avec ceux attendus, puisque les espèces choisies dans la Liste Rouge étant des espèces menacées, ce sont celles qui sont les plus sensibles à leur environnement, que ce soit leur site de vie ou le paysage environnant. Ce test montre

qu'il est possible d'utiliser cette méthode d'analyse du paysage sur un nombre d'espèces plus restreint, ce qui peut être utile dans le cas des diverses listes rassemblant les espèces les plus sensibles.

Le pourcentage d'urbanisation ou le pourcentage de prairies n'ont pas été retenu lors de la phase de construction de nos modèles car ils ne semblaient pas influencer les richesses spécifiques observées au sein des sites suivis. Cela ne veut pour autant pas dire que leurs effets sont nuls mais plutôt que les caractéristiques des sites échantillonnés ne permettaient pas de répondre à cette question, puisque l'effet de l'urbanisation est avéré sur les communautés d'Odonates (Jeanmougin et al., 2014; Willigalla and Fartmann, 2012). L'effet des prairies est quant à lui pour le moment peu étudié chez les Odonates. Ces variables sont en effet très peu représentées dans les alentours des sites d'étude et en général dans le département : 0,2% d'urbanisation en moyenne sur les sites étudiés, 4% d'urbanisation dans le département ; 11,5% de prairies en moyenne sur nos sites, et 10,3% dans le département. Les prairies sont donc plus représentées que le paysage agricole hétérogène (8,3%), mais n'a pas d'effet significatif. Les secteurs d'urbanisation du jeu de données accueillant peu de zones humides à proximité, le jeu de données ne permet donc pas de faire ressortir un éventuel effet de cette variable.

Interactions entre caractéristiques du site et paysage

Nos résultats révèlent que l'effet du paysage agricole sur les richesses en odonates observées sur un site varie en fonction de la qualité intrinsèque du site inventorié. Plus précisément nous trouvons que plus le site est intrinsèquement de bonne qualité (c'est-à-dire avec un nombre de macro-habitats élevé), plus l'effet des caractéristiques du paysage agricole environnant sera fort (voir Fig. 7). De nombreuses études ont montrées que la diversité des habitats en présence sur un site influençait positivement la Rs (Knops et al., 1999; Sahlén and Ekestubbe, 2001; Tews et al., 2004; Weibull et al., 2003). La plupart des sites qualifiés comme de « mauvaise qualité », c'est-à-dire sans habitat rivulaire, ceinture d'hélophytes ou d'hydrophytes, etc n'hébergent que peu d'espèce et le plus souvent des espèces peu sensibles (Tews et al, 2003). Le paysage environnant ne vient donc que peu influencer le cortège observé. A l'inverse, les sites au potentiel le plus fort sont plus fortement impactés par le paysage environnant. Ces sites sont souvent ceux qui sont protégés ou gérés dans un but de conservation de la biodiversité. Il est donc important de ne pas penser ces

sites en termes de dimension du site seulement, mais bien en termes de de paysage, afin de prendre en compte les éléments paysagers dans un rayon d'au moins 800m autour.

Déterminer l'importance de l'influence du paysage agricole environnant sur la richesse spécifique des Odonate est un point central de cette étude. Le paysage agricole homogène et hétérogène a un effet nettement négatif sur toutes les richesses spécifiques : lorsque la proportion de paysage agricole augmente, le nombre d'espèces des deux-sous ordres diminue. L'effet n'est cependant pas exactement le même, en fonction du type de paysage agricole, et de la qualité du site étudié. En effet, pour un milieu lentique de bonne qualité, avec des paysages variés sur la bordure du plan d'eau, l'augmentation de la proportion de paysage agricole autour aura un impact fort (Fig.7). Il est donc important de prendre en compte la qualité de l'habitat du site pour pouvoir estimer correctement l'impact réel du paysage agricole environnant.

Faire avancer les Sciences Participatives/liens interdisciplinaires

Cette étude est réalisée dans un contexte particulier, puisque les données proviennent en parti d'une plateforme participative naturaliste (créée en 2016) comme il en existe déjà, qui se développent et s'améliorent constamment grâce à l'effort des professionnels et passionnés. Ces plateformes participatives numériques peuvent être à la base dédiée à un grand groupe d'animaux en particulier, comme la plateforme de la LPO (faune.touraine.fr), ou avoir pour but de recueillir de données naturalistes sans distinction comme celle de Caudalis (https://anepe-caudalis.observation.org/map_lastobs_v2.php). Elles permettent en tout cas toutes de recueillir de manière bénévole beaucoup d'informations qui viennent compléter celles collectées par les professionnels de l'environnement, et sont donc une formidable ressource d'informations encore trop peu exploitées. L'intérêt grandissant des citoyens pour ces plateformes et ces programmes en faveur de la nature est un atout à ne pas négliger dans un monde scientifique nécessitant toujours plus d'aide.

Il est intéressant de voir que ces plateformes participatives se sont d'abord développées à une échelle nationale, et que depuis quelques années de plus en plus d'initiatives locales se développent. Ces programmes nationaux peuvent alors être déclinés en programmes régionaux qui permettent d'impliquer plus de citoyens, qui se sentant plus concernés par la proximité de ces actions, et par la plus grande accessibilité des acteurs à l'origine des déclinaisons régionales des programmes. Ce

sentiment de proximité permet alors de rendre les citoyens plus impliqués encore dans la vie associative de leur région, ou d'intéresser des personnes qui ne se sentaient alors pas touchés par les programmes nationaux.

Ces données sont souvent collectées dans le but d'améliorer les connaissances sur la répartition des espèces, et de suivre l'évolution des populations. Mais de nouveaux outils sont apparus avec les avancées scientifiques et techniques de ces dernières années et peuvent être utilisés pour donner encore plus de sens à l'implication du grand public dans la collecte de données. Ce serait ainsi également un moyen de rapprocher les simples citoyens du monde de la recherche et de réimpliquer les chercheurs dans des questionnements aux applications plus concrètes et immédiates.

Conclusion

Au final, l'utilisation de données opportunistes pour effectuer cette étude s'est révélée donner des résultats cohérents et interprétables, ce qui est encourageant pour le développement de l'utilisation de données non protocolées dans des études de tout type. Les effets des trois variables de paysage choisies, négatifs pour le pourcentage de paysage homogène et hétérogène, et positifs pour le nombre de rivières, sont plutôt en accord avec les hypothèses de départ/résultats attendus. Le résultat négatif pour le paysage hétérogène est cependant surprenant, et montre la prépondérance de l'effet de l'usage des terres agricoles sur une structure plus variée, pourtant plus favorable à la présence de nombreuses espèces (Weibull et al, 2003). Il serait intéressant de pouvoir quantifier les effets du paysage agricole à usage intensif des effets d'un paysage agricole à usage extensif, voir à usage raisonné et biologique (Weibull et al, 2003). Cela montre bien l'importance, pour les études sur l'impact du paysage sur des facteurs biotiques (comme la richesse spécifique), de bien prendre en compte non seulement la nature du paysage, mais également la structure de ce paysage. Cette structure de paysage a en effet une influence sur la dispersion et le domaine vital des espèces d'Odonates (et d'autres groupes également ; Tews et al, 2003).

Plus généralement, l'impact entre le paysage environnant d'un site sur la richesse spécifique de ce site a pu être confirmé et démontré avec cette étude. Prendre en

compte le paysage autour d'un site dans un périmètre d'au moins 800m aurait des conséquences positives sur l'efficacité de la gestion des sites, permettant un gain de temps et des économies, puisque les effets du paysage environnant ont un impact plus marqué sur des sites de bonne qualité. Il servira à estimer l'intérêt des mesures lourdes sur un site en mauvais état, entouré en grande majorité de paysage agricole homogène.

Des paramètres à prendre en compte pour la récolte des données d'échantillonnage sont à inclure dans les modèles d'analyse, tel que la prise en compte des indices de reproduction et la séparation des groupes taxonomiques présentant de grosses différences morphologiques et comportementales. Des variables qui sont sans aucun doute importantes pour quantifier plus précisément l'effet du paysage sur la richesse spécifique de chaque site et qui n'ont pas pu être incluses mériteraient également une attention particulière dans les prospections futures. Par exemple, la turbidité de l'eau joue un rôle important sur le succès de reproduction et de survie des larves des Odonates (Kefford et al., 2010) et sur la prédation de leurs larves par les poissons (Kloskowski, 2011; Meutter et al., 2005), sachant qu'un plan d'eau a plus de chances d'être turbide si sa population de poissons comme des carpes est importante (Parkos et al., 2011).

Des analyses complémentaires à cette étude permettraient de préciser encore plus les effets du paysage sur la composition en espèces de chaque site. Par exemple, seuls les plans d'eau ont été pris comme site d'analyse et le réseau hydrographique n'a pas été étudié. La mise en place d'un protocole d'étude statistique de ces milieux linéaires, qui ne peuvent être étudiés de la même manière que les sites bien délimités des zones humides, préciserait à un niveau supérieur les effets du paysage alentour, et permettrait sans doute même d'inclure des variables de paysage comme l'urbanisation.

L'étude approfondie des Odonates, dont les caractéristiques sont plutôt bien connues du monde scientifique, et qui sont très sensibles à la qualité de leur environnement, est indispensable à la préservation des zones humides.

Bibliographie

BAETA, R. SANSALUT, E. et PINCEBOURDE, S., 2012. Déclinaison régionale du Plan National d'Actions en faveur des Odonates en région Centre 2013-2017. Association Naturaliste d'Étude et de Protection des Écosystèmes « Caudalis » / Institut de Recherche sur la Biologie de l'Insecte / Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement Centre, 112 pp.

Barnosky, A.D., Matzke, N., Tomiya, S., Wogan, G.O.U., Swartz, B., Quental, T.B., Marshall, C., McGuire, J.L., Lindsey, E.L., Maguire, K.C., Mersey, B., Ferrer, E.A., 2011. Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature* 471, 51–57. doi:10.1038/nature09678

BD Topo version 2.1., 2012, ign.fr

Boudot J.-P., Dommanget J.-L., 2012. Liste de référence des Odonates de France métropolitaine. Société française d'Odonatologie, Bois-d'Arcy (Yvelines), 4 pp.

Bried, J.T., D'amico, F., Samways, M.J., 2012. A critique of the dragonfly delusion hypothesis: why sampling exuviae does not avoid bias. *Insect Conserv. Divers.* 5, 398–402. doi:10.1111/j.1752-4598.2011.00171.x

Büchs, W., 2003. Biotic indicators for biodiversity and sustainable agriculture—introduction and background. *Agric. Ecosyst. Environ.*, Biotic Indicators for Biodiversity and Sustainable Agriculture 98, 1–16. doi:10.1016/S0167-8809(03)00068-9

Clark, T.E., Samways, M.J., 1996. Dragonflies (Odonata) as Indicators of Biotope Quality in the Kruger National Park, South Africa. *J. Appl. Ecol.* 33, 1001–1012. doi:10.2307/2404681

Clausnitzer, V., 2003. Dragonfly communities in coastal habitats of Kenya: indication of biotope quality and the need of conservation measures. *Biodivers. Conserv.* 12, 333–356. doi:10.1023/A:1021920402913

Conrad, K.F., Willson, K.H., Harvey, I.F., Thomas, C.J., Sherratt, T.N., 1999. Dispersal characteristics of seven odonate species in an agricultural landscape. *Ecography* 22, 524–531. doi:10.1111/j.1600-0587.1999.tb01282.x

Corbet, P.S., 1999. Dragonflies: behaviour and ecology of Odonata. *Dragonflies Behav. Ecol. Odonata*.

Costanza, R., d'Arge, R., Groot, R. de, Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., Belt, M. van den, 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253–260. doi:10.1038/387253a0

Couderc, J.-M., 1972. Aperçus statistiques sur les landes et les boisements de la Gâtine tourangelle. *Noroi* 74, 239–263. doi:10.3406/noroi.1972.3818

Developpement-durable.gouv (2000). Etude des paysages d'Indre-et-Loire, Partie n°1 : Etude Géographique. Direction régionale de l'environnement, 22p.

Dommanget J.-L., 2002. Protocole de l'inventaire cartographique des Odonates de France (Programme Invod). MNHN-SPN/Sfonat, 64 pages).

Dormann, C.F., Schweiger, O., Augenstein, I., Bailey, D., Billeter, R., De Blust, G., DeFilippi, R., Frenzel, M., Hendrickx, F., Herzog, F., Klotz, S., Liira, J., Maelfait, J.-P., Schmidt, T., Speelmans, M., Van Wingerden, W.K.R.E., Zobel, M., 2007. Effects of landscape structure and land-use intensity on similarity of plant and animal communities. Glob. Ecol. Biogeogr. 16, 774–787. doi:10.1111/j.1466-8238.2007.00344.x

Downing, A.L., Leibold, M.A., 2002. Ecosystem consequences of species richness and composition in pond food webs. Nature 416, 837–841. doi:10.1038/416837a

DUPONT, P. coordination (2010). Plan national d'actions en faveur des Odonates. Office pour les insectes et leur environnement / Société Française d'Odonatologie – Ministère de Écologie, de l'Énergie, du Développement durable et de la Mer, 170 pp.

Erwin, R.M., Custer, T.W., 1982. Estimating Reproductive Success in Colonial Waterbirds: An Evaluation. Colon. Waterbirds 5, 49–56. doi:10.2307/1521032

Façon, R., Pitié, J., Pinard, J., Comby, J., 1966. Chronique du Centre-Ouest. Norois 52, 697–722.

Grand D., BOUDOT J.-P. (2006). Les libellules de France, Belgique et Luxembourg, Biotope, Mèze, (Collection Parthénopé), 480p.

Grand D., Boudot J.-P., Doucet G. (2014). *Cahier d'identification des libellules de France, Belgique, Luxembourg et Suisse*. Biotope, Mèze, (collection Cahier d'identification), 136p.

Guide d'utilisation du Corine Land Cover, 2009, DOCUMENT TECHNIQUE, Commissariat général au développement durable, Service de l'observation et des statistiques, Ministère (<https://www.geoportail.gouv.fr/depot/layers/LANDCOVER.CORINELANDCOVER/legendes/LANDCOVER.CORINELANDCOVER-legend.pdf>)

Hendrickx, F., Maelfait, J.-P., Van Wingerden, W., Schweiger, O., Speelmans, M., Aviron, S., Augenstein, I., Billeter, R., Bailey, D., Bukacek, R., Burel, F., Diekötter, T., Dirksen, J., Herzog, F., Liira, J., Roubalova, M., Vandomme, V., Bugter, R., 2007. How landscape structure, land-use intensity and habitat diversity affect components of total arthropod diversity in agricultural landscapes. J. Appl. Ecol. 44, 340–351. doi:10.1111/j.1365-2664.2006.01270.x

Jackson, H.B., Fahrig, L., 2015. Are ecologists conducting research at the optimal scale? Glob. Ecol. Biogeogr. 24, 52–63. doi:10.1111/geb.12233

Jeanmougin, M., Leprieur, F., Loïs, G., Clergeau, P., 2014. Fine-scale urbanization affects Odonata species diversity in ponds of a megacity (Paris, France). *Acta Oecologica* 59, 26–34. doi:10.1016/j.actao.2014.05.008

Kefford, B.J., Zalizniak, L., Dunlop, J.E., Nuggeoda, D., Choy, S.C., 2010. How are macroinvertebrates of slow flowing lotic systems directly affected by suspended and deposited sediments? *Environ. Pollut.* 158, 543–550. doi:10.1016/j.envpol.2009.08.008

Kloskowski, J., 2011. Impact of common carp *Cyprinus carpio* on aquatic communities: direct trophic effects versus habitat deterioration. *Fundam. Appl. Limnol. Arch. Fr Hydrobiol.* 178, 245–255. doi:10.1127/1863-9135/2011/0178-0245

Knops, J. m. h., Tilman, D., Haddad, N. m., Naeem, S., Mitchell, C. e., Haarstad, J., Ritchie, M. e., Howe, K. m., Reich, P. b., Siemann, E., Groth, J., 1999. Effects of plant species richness on invasion dynamics, disease outbreaks, insect abundances and diversity. *Ecol. Lett.* 2, 286–293. doi:10.1046/j.1461-0248.1999.00083.x

Lee Foote, A., Rice Hornung, C.L., 2005. Odonates as biological indicators of grazing effects on Canadian prairie wetlands. *Ecol. Entomol.* 30, 273–283. doi:10.1111/j.0307-6946.2005.00701.x

Meutter, F.V. de, Meester, L.D., Stoks, R., 2005. Water turbidity affects predator–prey interactions in a fish–damselfly system. *Oecologia* 144, 327–336. doi:10.1007/s00442-005-0050-3

Miguet, P., Jackson, H.B., Jackson, N.D., Martin, A.E., Fahrig, L., 2016. What determines the spatial extent of landscape effects on species? *Landsc. Ecol.* 31, 1177–1194. doi:10.1007/s10980-015-0314-1

Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis*. World Resources Institute, Washington, DC.
<https://www.millenniumassessment.org/documents/document.354.aspx.pdf>

Mitsch, W. J., & Gosselink, J. G. (2007). *Wetlands*. Hoboken. ed: *John Wiley & Sons, Inc.*
Russi D., ten Brink P., Farmer A., Badura T., Coates D., Förster J., Kumar R. and Davidson N. (2012) *The Economics of Ecosystems and Biodiversity for Water and Wetlands*. Final Consultation Draft.

Mitsch, W.J., 2009. *Wetland Ecosystems*. John Wiley & Sons.

Muséum national d'Histoire naturelle [Ed]. 2003-2017. *Inventaire National du Patrimoine Naturel, Site web* : <https://inpn.mnhn.fr>. Le 28 août 2017

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, 504p.

Parkos, J.J., Ruetz, C.R., Trexler, J.C., 2011. Disturbance regime and limits on benefits of refuge use for fishes in a fluctuating hydroscape. *Oikos* 120, 1519–1530. doi:10.1111/j.1600-0706.2011.19178.x

PRA Odonate : <http://odonates.pnaopie.fr/plans-regionaux/centre/>

Raebel, E.M., Merckx, T., Feber, R.E., Riordan, P., Thompson, D.J., Macdonald, D.W., 2012. Multi-scale effects of farmland management on dragonfly and damselfly assemblages of farmland ponds. *Agric. Ecosyst. Environ.* 161, 80–87. doi:10.1016/j.agee.2012.07.015

Raebel, E.M., Merckx, T., Riordan, P., Macdonald, D.W., Thompson, D.J., 2010. The dragonfly delusion: why it is essential to sample exuviae to avoid biased surveys. *J. Insect Conserv.* 14, 523–533. doi:10.1007/s10841-010-9281-7

Rith-Najarian, J.C., 1998. The influence of forest vegetation variables on the distribution and diversity of dragonflies in a northern Minnesota forest landscape: a preliminary study (Anisoptera). *Odonatologica* 27, 335–351.

Sahlén, G., 1999. The Impact of Forestry on Dragonfly Diversity in Central Sweden. *Int. J. Odonatol.* 2, 177–186. doi:10.1080/13887890.1999.9748128

Sahlén, G., Ekestubbe, K., 2001. Identification of dragonflies (Odonata) as indicators of general species richness in boreal forest lakes. *Biodivers. Conserv.* 10, 673–690. doi:10.1023/A:1016681524097

Silva, D. de paiva, De Marco, P., Resende, D.C., 2010. Adult odonate abundance and community assemblage measures as indicators of stream ecological integrity: A case study. *Ecol. Indic.* 10, 744–752. doi:10.1016/j.ecolind.2009.12.004

Simaika, J.P., Samways, M.J., 2009. An easy-to-use index of ecological integrity for prioritizing freshwater sites and for assessing habitat quality. *Biodivers. Conserv.* 18, 1171–1185. doi:10.1007/s10531-008-9484-3

Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielbörger, K., Wichmann, M.C., Schwager, M., Jeltsch, F., 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *J. Biogeogr.* 31, 79–92. doi:10.1046/j.0305-0270.2003.00994.x

Weibull, A.-C., Östman, Ö., Granqvist, Å., 2003. Species richness in agroecosystems: the effect of landscape, habitat and farm management. *Biodivers. Conserv.* 12, 1335–1355. doi:10.1023/A:1023617117780

Willigalla, C., Fartmann, T., 2012. Patterns in the diversity of dragonflies (Odonata) in cities across Central Europe - ProQuest. *Eur. Journ. of Entomo.*, Ceske Budejovice 235–245.

Zedler, J.B., Kercher, S., 2005. WETLAND RESOURCES: Status, Trends, Ecosystem Services, and Restorability. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 30, 39–74. doi:10.1146/annurev.energy.30.050504.144248

Zuur A., Hilbe J.M., Ieno E.N. (2013). *A Beginner's Guide to GLM and GLMM with R, a frequentist and Bayesian perspective for ecologists*. pp.26-32

http://www.donnees.centre.developpementdurable.gouv.fr/atlas/atlas_indre_loire/0_Etude_des_paysages_37_partie_I.PDF

'fitted values' : http://www-ist.massey.ac.nz/dstirlin/CAST/CAST/HleastSqs/leastSqs_c3.html

Packages de R :

Hadley Wickham, Romain Francois, Lionel Henry and Kirill Müller (2017). *dplyr: A Grammar of Data Manipulation*. R package version 0.7.2. <https://CRAN.R-project.org/package=dplyr>

Kamil Barton (2016). *MuMIn: Multi-Model Inference*. R package version 1.15.6. <https://CRAN.R-project.org/package=MumIn>

Pinheiro J, Bates D, DebRoy S, Sarkar D and R Core Team (2017). *nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models*. R package version 3.1-131, <URL: <https://CRAN.R-project.org/package=nlme>>.

Douglas Bates, Martin Maechler, Ben Bolker, Steve Walker (2015). *Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4*. *Journal of Statistical Software*, 67(1), 1-48. doi:10.18637/jss.v067.i01.

Sarkar, Deepayan (2008) *Lattice: Multivariate Data Visualization with R*. Springer, New York. ISBN 978-0-387-75968-5

Venables, W. N. & Ripley, B. D. (2002) *Modern Applied Statistics with S*. Fourth Edition. Springer, New York. ISBN 0-387-95457-0

Annexe : Liste des espèces d'Odonates de l'étude

Anisoptères	Zygoptères
Aeshnidae	Calopterygidae
<i>Aeshna affinis</i> (Vander Linden, 1820) <i>Aeshna cyanea</i> (O.F. Müller, 1764) <i>Aeshna isoceles</i> (O.F. Müller, 1767) <i>Aeshna mixta</i> (Latreille, 1805) <i>Anax imperator</i> (Leach, 1815) <i>Anax parthenope</i> (Selys, 1839) <i>Boyeria irene</i> (Boyer de Fonscolombe, 1838) <i>Brachytron pratense</i> (O.F. Müller, 1764) <i>Hemianax ephippiger</i> (Burmeister, 1839)	<i>Calopteryx splendens</i> (Harris, 1780) <i>Calopteryx virgo</i> (Linnaeus, 1758) Coenagrionidae <i>Ceriagrion tenellum</i> (Villers, 1789) <i>Coenagrion mercuriale</i> (Charpentier, 1840) <i>Coenagrion puella</i> (Linnaeus, 1758) <i>Coenagrion pulchellum</i> (Vander Linden, 1825) <i>Coenagrion scitulum</i> (Rambur, 1842) <i>Enallagma cyathigerum</i> (Charpentier, 1840) <i>Erythromma lindenii</i> (Selys, 1840) <i>Erythromma najas</i> (Hansemann, 1823) <i>Erythromma viridulum</i> (Charpentier, 1840) <i>Ischnura elegans</i> (Vander Linden, 1820) <i>Ischnura pumilio</i> (Charpentier, 1825) <i>Pyrrhosoma nymphula</i> (Sulzer, 1776)
Cordulegastridae	
<i>Cordulegaster boltonii</i> (Donovan, 1807)	
Corduliidae	
<i>Epitheca bimaculata</i> (Charpentier, 1825) <i>Oxygastra curtisii</i> (Dale, 1834) <i>Somatochlora flavomaculata</i> (Vander Linden, 1825) <i>Somatochlora metallica</i> (Vander Linden, 1825)	
Gomphidae	Lestidae
<i>Gomphus flavipes</i> (Charpentier, 1825) <i>Gomphus graslinii</i> (Rambur, 1842) <i>Gomphus pulchellus</i> (Selys, 1840) <i>Gomphus simillimus</i> (Selys, 1840) <i>Gomphus vulgatissimus</i> (Linnaeus, 1758) <i>Onychogomphus forcipatus</i> (Linnaeus, 1758) <i>Onychogomphus uncatus</i> (Charpentier, 1840) <i>Ophiogomphus cecilia</i> (Geoffroy in Fourcroy, 1785)	<i>Chalcolestes viridis</i> (Vander Linden, 1825) <i>Lestes barbarus</i> (Fabricius, 1798) <i>Lestes dryas</i> (Kirby, 1890) <i>Lestes sponsa</i> (Hansemann, 1823) <i>Lestes virens</i> (Charpentier, 1825) <i>Sympetma fusca</i> (Vander Linden, 1820)
	Platycnemididae
	<i>Platycnemis acutipennis</i> (Selys, 1841) <i>Platycnemis pennipes</i> (Pallas, 1771)
Libellulidae	
<i>Crocothemis erythraea</i> (Brullé, 1832) <i>Leucorrhinia caudalis</i> (Charpentier, 1840) <i>Leucorrhinia pectoralis</i> (Charpentier, 1825) <i>Libellula depressa</i> (Linnaeus, 1758) <i>Libellula fulva</i> (O.F. Müller, 1764) <i>Libellula quadrimaculata</i> (Linnaeus, 1758) <i>Orthetrum albistylum</i> (Selys, 1848) <i>Orthetrum brunneum</i> (Boyer de Fonscolombe, 1837) <i>Orthetrum cancellatum</i> (Linnaeus, 1758) <i>Orthetrum coerulescens</i> (Fabricius, 1798) <i>Sympetrum danae</i> (Sulzer, 1776) <i>Sympetrum fonscolombii</i> (Selys, 1840) <i>Sympetrum meridionale</i> (Selys, 1841) <i>Sympetrum sanguineum</i> (O.F. Müller, 1764) <i>Sympetrum striolatum</i> (Charpentier, 1840) <i>Sympetrum vulgatum</i> (Linnaeus, 1758)	

Annexe : Liste des Variables paysagères et de leurs abréviations

Chaque variable comprend, collée à son abréviation, la taille de tampon à laquelle elle est construite, allant de 200m à 3200m. Les variables sont ici toutes celles disponibles pour l'étude ; toutes n'ont pas été retenues pour les analyses.

Variable	Abréviation
v. réponse	
Richesse spécifique totale	Rs
Rich. Spécif. Anisoptères	Rs_aniso
Rich. Spécif. Zygoptères	Rs_zygo
v. contrôle	
Surface du plan d'eau (site)	Area
Amplitude des passages	DateAmp
Nombre de passages	NbDates
Dernier passage de l'année	DateMax
Date médiane des passage	DateMed
Premier passage de l'année	DateMin
v. de paysage (explicative)	
% Forêt total	percForetTot200
% Forêt mélangée	percMelangee200
% Forêt de feuillus	percFeuillus200
% Forêt de conifères	percConif200
% d'urbanisation	percUrb200
% paysage agricole homogène CLC	percInt200
% paysage agricole hétérogène CLC	percExt200
Nombre entités eau autour site	NbEntitesEau200
Pourcentage d'eau autour du site	PercEau200
Longueur de rivières	LongRiv200
% paysage agricole homogène RPG	RPGIntPerc200
% paysage agricole hétérogène RPG	RPGExtPerc200
% Prairies	Prairie200

Annexe : Sélection des Variables explicatives du modèle linéaire

A partir des graphes obtenus par GLM simple pour chacune des variables explicatives (**Fig.5**), un set de 6 variables a été retenu, comme expliqué dans le **Tab.1A**. Le choix de ces variables se base sur les critères suivants :

- Garder la même échelle entre Rs, Rs_aniso et Rs_zygo, pour que les variables soient à la même échelle et soient donc comparables entre elles. Une seule exception a été faite pour la longueur de rivières pour les Anisoptères, qui expliquait plus de 1% du modèle à 200m, alors que pour Rs et Rs_zygo l'échelle était à 400m. Il a été considéré que la différence de distance entre 200m et 400m était assez ténue, il a donc été estimé que l'on pouvait prendre la variable à 400m pour pouvoir continuer de l'inclure dans le modèle linéaire.
- Quand le R^2 explique moins de 1% de la variable réponse, la variable n'est pas considérée comme expliquant assez du modèle pour pouvoir être gardée. A partir du moment où au moins 2 graphes de richesses spécifiques différentes montrent un $R^2 > 1\%$ pour la même variable paysagère, alors la variable est considérée comme utilisable dans le modèle linéaire.
- Les variables ne doivent pas être corrélées à plus de 60% entre elles, sinon une des deux est retirée.
- Les variables doivent venir d'un tampon paysager compris entre 200m et 3200m. En dessous de 200m, les variables paysagères du CLC ne peuvent être considérées comme assez précises pour être analysables. Au-dessus de 3200m, le problème est posé par le recouvrement des tampons paysagers entre eux, qui introduisent une erreur dans le calcul du modèle. Des tampons qui devraient être tous différents, peuvent représenter le même paysage lorsqu'ils se superposent à plus de 50%. Le paysage pris en compte n'a donc pas le même poids partout, ce qui induit ensuite un biais dans le modèle statistique (Miguet et al, 2016).

Variable paysagère	Rs	Rs_zygo	Rs_aniso
Urbain	200	1600	200
Agriculture intensive CLC	800	800	800
Agriculture extensive CLC	800	800	800
Surface d'eau	32	32	16
Longueur rivières	400	400	200
Agriculture intensive RPG	800	800	800
Prairies	32	64	16
Forêt Feuillus	400	200	400
Forêt Conifères	800	800	800
Forêt Totale	800	800	800

Tab.1A : Distances en m des tampons paysagers pour le R^2 maximal de chaque variable explicative. Rectangle rouge : variables paysagères choisies pour le modèle final en utilisant les 4 critères ci-dessus. Surlignage jaune : $R^2 > 1\%$; Surlignage marron = variable changée de 200m à 400m.

Annexe : Packages de R et Qgis

Cette annexe comprend la liste des principaux packages utilisés pour réaliser les préparations géographiques et les analyses graphiques et statistiques. La description de chacun de ces packages et leur mode d'utilisation est disponible dans le manuel d'utilisation en ligne de R et de Qgis.

Packages R :

- MuMIn
- nlme
- lme4
- dplyr
- ade4
- car
- RVAideMemoire
- Lattice
- MASS
- AER
- glmm

Extensions Qgis :

- NNJoin
- OpenStreetMap

Annexe : liste rouge Odonates région Centre

Liste validée par le CSRPN de la région Centre



			CD_NOM
RE	<i>Sympetrum depressiusculum</i> (Selys, 1841)	Sympétrum déprimé	65318
RE	<i>Sympetrum flaveolum</i> (L., 1758)	Sympétrum jaune	65327
CR	<i>Aeshna grandis</i> (L., 1758)	Grande Aeschne	65446
CR	<i>Coenagrion ornatum</i> (Selys, 1850)	Agrion orné	65139
CR	<i>Cordulegaster bidentata</i> Selys, 1843	Cordulégastre bidenté	199685
CR	<i>Sympetrum danae</i> (Sulzer, 1776)	Sympétrum noir	65312
EN	<i>Coenagrion pulchellum</i> (Vander Linden, 1825)	Agrion joli	65145
EN	<i>Gomphus graslinii</i> Rambur, 1842	Gomphe de Graslin	65231
EN	<i>Leucorrhinia caudalis</i> (Charpentier, 1840)	Leucorrhine à large queue	65361
EN	<i>Leucorrhinia pectoralis</i> (Charpentier, 1825)	Leucorrhine à gros thorax	65356
EN	<i>Onychogomphus uncatus</i> (Charpentier, 1840)	Gomphe à crochets	65254
EN	<i>Somatochlora flavomaculata</i> (Vander Linden, 1825)	Cordulie à taches jaunes	65395
EN	<i>Sympetrum vulgatum</i> (L., 1758)	Sympétrum vulgaire	65348
VU	<i>Ischnura pumilio</i> (Charpentier, 1825)	Agrion nain	65115
VU	<i>Oxygastra curtisii</i> (Dale, 1834)	Cordulie à corps fin	65381
NT	<i>Aeshna isoteles</i> (O. F. Müller; 1767)	Aeschne isocèle	199909
NT	<i>Anax parthenope</i> (Selys, 1839)	Anax napolitain	65477
NT	<i>Coenagrion mercuriale</i> (Charpentier, 1840)	Agrion de Mercure	65133
NT	<i>Epithea bimaculata</i> (Charpentier, 1825)	Cordulie à deux taches	65387
NT	<i>Gomphus flavipes</i> (Charpentier, 1825)	Gomphe à pattes jaunes	65236
NT	<i>Lestes dryas</i> Kirby, 1890	Leste des bois	65214
NT	<i>Ophiogomphus cecilia</i> (Fourcroy, 1785)	Gomphe serpent	65243
NT	<i>Platycnemis acutipennis</i> Selys, 1841	Agrion orangé	65179
NT	<i>Somatochlora metallica</i> (Vander Linden, 1825)	Cordulie métallique	65393
NT	<i>Sympetrum fonscolombii</i> (Selys, 1840)	Sympétrum de Fonscolombe	65335
LC	<i>Aeshna affinis</i> Vander Linden, 1820)	Aeschne affine	65456
LC	<i>Aeshna cyanea</i> (O. F. Müller; 1764)	Aeschne bleue	65440

LC	<i>Aeshna mixta</i> Latreille, 1805	Aeschne mixte	65451
LC	<i>Anax imperator</i> Leach, 1815	Anax empereur	65473
LC	<i>Boyeria irene</i> (Fonscolombe, 1838)	Aeschne paisible	65412
LC	<i>Brachytron pratense</i> (Müller, 1764)	Aeschne printanière	65415
LC	<i>Calopteryx splendens</i> (Harris, 1782)	Caloptéryx éclatant	65088
LC	<i>Calopteryx virgo</i> (L., 1758)	Caloptéryx vierge	65080
LC	<i>Ceriagrion tenellum</i> (de Villers, 1789)	Agrion délicat	65169
LC	<i>Chalcolestes viridis</i> (Vander Linden, 1825)	Leste vert	65219
LC	<i>Coenagrion puella</i> (L., 1758)	Agrion jouvencelle	65141
LC	<i>Coenagrion scitulum</i> (Rambur, 1842)	Agrion mignon	65131
LC	<i>Cordulegaster boltonii</i> (Donovan, 1807)	Cordulégastre annelé	199694
LC	<i>Cordulia aenea</i> (L., 1758)	Cordulie bronzée	65376
LC	<i>Crocothemis erythraea</i> (Brullé, 1832)	Libellule écarlate	65300
LC	<i>Enallagma cyathigerum</i> (Charpentier, 1840)	Agrion porte-coupe	65155
LC	<i>Erythromma lindenii</i> (Selys, 1840)	Agrion de Vander Linden	645873
LC	<i>Erythromma najas</i> (Hanseman, 1823)	Naïade aux yeux rouges	65161
LC	<i>Erythromma viridulum</i> (Charpentier, 1840)	Naïade au corps vert	65165
LC	<i>Gomphus pulchellus</i> Selys, 1840	Gomphe gentil	65227
LC	<i>Gomphus simillimus</i> Selys, 1850	Gomphe semblable	65229
LC	<i>Gomphus vulgatissimus</i> (L., 1758)	Gomphe vulgaire	65225
LC	<i>Ischnura elegans</i> (Vander Linden, 1820)	Agrion élégant	65109
LC	<i>Lestes barbarus</i> (Fabricius, 1798)	Leste sauvage	65199
LC	<i>Lestes sponsa</i> (Hanseman, 1823)	Leste fiancé	65208
LC	<i>Lestes virens</i> (Charpentier, 1825)	Leste verdoyant	65202
LC	<i>Libellula depressa</i> L., 1758	Libellule déprimée	65262
LC	<i>Libellula fulva</i> O. F. Müller, 1764	Libellule fauve	65265
LC	<i>Libellula quadrimaculata</i> L., 1758	Libellule à quatre taches	65271
LC	<i>Onychogomphus forcipatus</i> (L., 1758)	Gomphe à pinces	65249
LC	<i>Orthetrum albistylum</i> (Selys, 1848)	Orthétrum à stylets blancs	65282
LC	<i>Orthetrum brunneum</i> (Fonscolombe, 1837)	Orthétrum brun	65290
LC	<i>Orthetrum cancellatum</i> (L., 1758)	Orthétrum réticulé	65278
LC	<i>Orthetrum coerulescens</i> (Fabricius, 1798)	Orthétrum bleuissant	65284
LC	<i>Platycnemis pennipes</i> (Pallas, 1771)	Agrion à larges pattes	65184

LC	Pyrrhosoma nymphula (Sulzer, 1776)	Petite nymphe au corps de feu	65101
LC	Sympecma fusca (Vander Linden, 1820)	Leste brun	65192
LC	Sympetrum meridionale (Selys, 1841)	Sympétrum méridional	65339
LC	Sympetrum sanguineum (Müller, 1764)	Sympétrum sanguin	65322
LC	Sympetrum striolatum (Charpentier, 1840)	Sympétrum strié	65344
NA	Hemianax ephippiger (Burmeister, 1839)	Anax porte-selle	65467

Résumé

L'étude présentée ici s'inscrit dans le contexte du projet Od'Spot mené conjointement par l'association naturaliste Caudalis et l'Institut de Recherche sur la Biologie de l'Insecte, qui inclut la création d'un Atlas des Odonates de l'Indre-et-Loire, ainsi que des recherches sur les déplacements de ce taxon, sur la structure du paysage et l'occupation du territoire. Cette étude a pour vocation : 1. D'étendre les connaissances sur le rapport des Odonates au milieu terrestre dans lequel elles évoluent, et sur les paramètres paysagers ayant le plus d'impact sur la composition de ces communautés d'Odonates. 2. De proposer une méthode d'analyse permettant d'utiliser des données opportunistes comme des données d'Atlas, qui sont faciles à récolter par tout un chacun puisque peu contraignantes. Les résultats montrent une influence négative du pourcentage de paysage agricole homogène et hétérogène sur la richesse spécifique dans un rayon de 800m autour des sites, et une influence positive du nombre de rivières dans un rayon de 400m. Un effet de la qualité du site d'étude sur l'importance de l'influence du paysage sur la richesse spécifique est également observé. L'utilisation de modèles statistiques sur un grand jeu de données non protocolées est concluante, et peut être améliorée par la prise en compte de paramètres supplémentaires tel que les indices de reproduction.

Abstract

This study takes its origins in the Od'Spot project, leaded by both Caudalis naturalistic association and the Research Institute for Insect Biology. This project includes the creation of an Odonata Atlas repartition in Indre-et-Loire department (France), and researches about this taxa's movements, landscapes' structure and territory occupancy. This study aims to : 1. Improve knowledges on links between Odonata and the terrestrial landscapes surrounding their home site, and highlight the interactions between the different landscapes components that have the greatest impact on these Damselflies' and Dragonflies' communities. 2. Suggest an analytic method that allows to use opportunistic data like Atlas's data, which are easy-to-collect and without constraints data. Results shows negative interactions between agricultural landscape (homogenous and heterogenous structure) and species richness under 800m radius near studied sites, and positive relationship of number of rivers on species richness under 400m. Effect of site quality on species richness is also found. Use of statistical models to analyse these non-protocolled data is successful, and could be improved by including some additional parameters like reproduction indicators.