

Conséquences de l'éclairage urbain sur l'activité des Chiroptères dans l'Eurométropole de Strasbourg



Mémoire de stage - Février à août 2025
Master Écophysiologie, écologie, éthologie

Soumis par : Annaïs BAUMANN

Encadrants : François CHIRON et Alejandro SOTILLO
Laboratoire Image Ville Environnement

Professeurs référents : Sylvie MASSEMIN et Cédric SUEUR



Sommaire

LISTE DES ABRÉVIATIONS	
RÉSUMÉ.....	
1. INTRODUCTION	1
2. MATÉRIELS ET MÉTHODES	5
2.1. Zone d'étude	5
2.2. Collecte des données.....	5
2.3. Faux positifs : cas des Rhinolophes	7
2.4. Variables paysagères	8
2.5. Variables météorologiques	9
2.6. Indicateurs de la pollution lumineuse	9
2.7. Analyses statistiques	10
3. RÉSULTATS	11
3.1. Seuil de probabilité d'identification supérieur à 0,5	11
3.2. Seuil de probabilité d'identification supérieur à 0,9	13
4. DISCUSSION.....	15
BIBLIOGRAPHIE	
CONTRIBUTION DE L'ÉTUDIANT	
REMERCIEMENTS.....	

LISTE DES ABRÉVIATIONS

ALAN	Artificial Light At Night / Lumière artificielle nocturne
CDSE	Copernicus Data Space Ecosystem / Écosystème de l'espace de données Copernicus
EMS	EuroMétropole de Strasbourg
F	Friche
IQR	InterQuartile Range / Écart interquartile
LED	Lampe à Diode Electroluminescente
LiDAR	Light Detection And Ranging / Détection et télémétrie par la lumière
LPS	Lampe à Vapeur de Sodium
LRE	Long-Range Echolocator / Longue portée d'écholocation
MNHN	Muséum national d'Histoire naturelle
MRE	Mid-Range Echolocator / Moyenne portée d'écholocation
NDVI	Normalized Difference Vegetation Index / Indice de végétation par différence normalisée
OSM	OpenStreetMaps
P	Prairie
PUG	Parc Urbain / Gazon
SRE	Short-Range Echolocator / Courte portée d'écholocation
SQM	Sky Quality Meter / Mesure de la qualité du ciel
TER	Travail d'Etude et de Recherche
VIF	Facteur d'Inflation de la Variance

RÉSUMÉ

Annaïs BAUMANN - Master Écophysiologie, écologie et éthologie

Encadrée par M. CHIRON et M. SOTILLO - Laboratoire Image, Ville, Environnement

Conséquences de l'éclairage urbain sur l'activité des Chiroptères dans l'Eurométropole de Strasbourg

Mots clés : pollution lumineuse, écologie urbaine, chiroptères, activité, durée de séquence, écholocation, paysage, éco-acoustique

L'artificialisation des sols implique une perte des espaces naturels avec l'augmentation de diverses perturbations anthropiques telles que la pollution lumineuse. La lumière artificielle nocturne perturbe l'orientation dans l'espace et le temps de nombreuses espèces, dont l'ordre des Chiroptères. L'objectif de notre travail est d'étudier les conséquences de l'éclairage urbain sur l'activité des chauves-souris. Notre étude s'inscrit dans le projet « Écouter la ville » qui consiste en des suivis écologiques de plusieurs taxons sur 60 sites dans l'Eurométropole de Strasbourg. Pour ce faire, nous avons enregistré les ultrasons des chiroptères sur ces sites durant deux nuits consécutives, à quatre périodes de l'année. Les espèces identifiées ont été classées selon la portée de leur écholocation courte, moyenne et longue (SRE, MRE, LRE). Nous avons déterminé l'activité des 3 groupes de chiroptères pour chaque site et l'attractivité de ces derniers. Ensuite, nous avons extrait des indicateurs de pollution lumineuse à travers une image satellite nocturne de l'EMS et des données du service éclairage de la ville. Nous avons mis en évidence que la radiance avait un effet négatif sur l'activité des chauves-souris LRE et SRE. Nous avons montré que dans des milieux très végétalisés, l'activité des LRE et des MRE augmente avec une plus forte densité de lampadaires. Cependant, l'activité des SRE semble augmenter avec la distance aux lampadaires et l'exposition à des longueurs d'ondes rouges plutôt que bleues. Enfin, la hauteur de la canopée influence positivement l'activité des trois groupes de chiroptères. Par conséquent, nous avons renforcé les résultats pour le groupe des SRE, qui les caractérise d'espèces sensibles à la lumière. Nous avons démontré que la lumière impacte négativement le groupe des LRE. Néanmoins, ces derniers et les MRE peuvent utiliser l'effet d'attraction des proies aux lampadaires pour s'alimenter dans des contextes de forte végétalisation environnante. Nous avons majoritairement comptabilisé de MRE dans les parcs urbains et de LRE dans les prairies. Puis, la présence de grands arbres impacte positivement l'activité des trois groupes de chauves-souris, promouvant l'importance de ces éléments comme essentiels dans le paysage. Ainsi, nous pouvons conseiller la mise en place de trames noires via la préservation et le renforcement de corridors écologiques sans éclairage. Pour finir, étudier les conséquences de l'extinction de l'éclairage sur l'activité de ces mammifères permettrait de conclure sur l'efficacité de cette mesure et les heures les plus propices.

1. INTRODUCTION

Selon l'ONU, en 2050, près de 75 % des quelque 10 milliards d'habitants attendus sur Terre résideront en ville. Ce pourcentage a déjà été atteint pour certains continents comme l'Europe, dont la part de population urbaine est passée de 52 % en 1950 à 76 % en 2024 (Fourreau, 2024). L'étalement urbain est en partie lié à la croissance de la population humaine. En effet, l'artificialisation des sols augmente presque 4 fois plus vite que la population. En France, d'après le ministère de la Transition écologique, entre 20 000 et 30 000 hectares sont consommés chaque année sur la nature et les terres agricoles. D'après une étude de l'INSEE, dans le Bas-Rhin, 11,1 % de la superficie du département est artificialisée, soit davantage qu'au niveau régional. Cette artificialisation implique une perte des espaces naturels, forestiers et agricoles, réduisant les habitats favorables et disponibles pour la biodiversité. Face à cette réduction croissante, une partie de la faune sauvage cohabite avec l'Homme dans les milieux urbains. Certaines espèces tolèrent ces milieux (urbano-tolérantes) tandis que d'autres y trouvent des conditions plus favorables à leur établissement sur la période entière de leur cycle de vie. On parle d'espèces urbanophiles, opposées aux urbanophobes. Effectivement, les villes possèdent de nombreuses nouvelles caractéristiques, les différenciant des milieux dits (semi)naturels. Parmi eux, nous pouvons citer la qualité et la quantité des ressources alimentaires anthropogènes, les effets d'îlot de chaleur urbaine, les interactions entre espèces domestiques et sauvages ou encore la pollution chimique, sonore et lumineuse. Ainsi, les milieux urbains deviennent de nouvelles zones d'études, développant l'écologie urbaine en s'interrogeant sur des mécanismes comme l'adaptation ou la plasticité phénotypique à l'échelle individuelle, les processus démographiques à l'échelle des populations, ou les interactions entre espèces à l'échelle des communautés. Dans cet objectif, le projet « *Evolville* » a débuté en 2020 par un suivi floristique sur 60 sites dans l'Eurométropole de Strasbourg. Le but de ce travail est de comprendre l'influence de variables locales et paysagères sur la diversité des communautés animales et végétales. C'est pourquoi le projet s'est complété et renforcé au fur et à mesure des années jusqu'en 2024, intégrant le suivi des abeilles sauvages, des oiseaux, des insectes nocturnes et des chiroptères. À partir de 2024, le projet « *Écouter la ville* » succède et prolonge le précédent tout en gardant le nom « *Evolville* » pour désigner l'infrastructure d'observation au sein de l'EMS. L'un des objectifs à terme est d'étudier les réseaux trophiques en ville, via l'intégration des insectes nocturnes volants. Avec les chiroptères, ils représentent une majorité des espèces dont l'activité est nocturne et très peu étudiée en écologie urbaine.

L'ordre des Chiroptères est composé de mammifères volants nocturnes, pratiquant l'écholocation pour s'orienter dans l'espace. En France, 36 espèces de chauves-souris ont été recensées. Pourtant, malgré cette diversité, leurs populations connaissent un déclin de 43 % entre 2006 et 2021 (VigieChiro, MNHN).

Les causes de ce déclin sont nombreuses : la destruction des habitats et des gîtes, le dérangement, la contamination chimique provoquant la perte de ressources alimentaires dans les milieux agricoles ou encore la modification du paysage (Browning et al., 2021). Cette dernière peut s'illustrer par la mise en place de parcs éoliens ou encore l'utilisation excessive de lumière artificielle. Elles sont particulièrement sensibles à la pollution lumineuse étant donné qu'elles sont actives la nuit pour éviter les prédateurs. Cette pollution, aussi appelée ALAN, pour Artificial Light At Night, désigne toutes sources lumineuses émises d'origine anthropique durant la nuit. L'installation de la lumière artificielle a permis d'augmenter la sécurité routière par la détection facilitée des obstacles mais aussi la sécurité des zones potentiellement dangereuses. Néanmoins, avec le développement des technologies, les objectifs d'utilisation se sont diversifiés, et se sont étendus aux zones industrielles, commerciales et touristiques, soulignant des aspects publicitaires et esthétiques. Ainsi, l'ALAN croît de 6 % par an à l'échelle mondiale. Cette augmentation croissante possède des impacts négatifs sur l'orientation dans l'espace et dans le temps pour de nombreuses espèces, autant diurnes que nocturnes. Effectivement, l'alternance jour/nuit est considérée comme un donneur de temps, contribuant à la synchronisation des rythmes circadiens. Par conséquent, la pollution lumineuse peut devenir une vraie menace pour certaines espèces ; comme chez les lucioles où l'ALAN constitue la deuxième menace la plus grave après la perte d'habitat (Lewis et al., 2020).

Pour l'ordre des Chiroptères, les études en lien avec la pollution lumineuse ont mis en évidence plusieurs réponses comportementales. Elles ont démontré que certaines espèces étaient dites tolérantes à la lumière, en opposition avec les espèces sensibles. Ainsi, une modulation des effets est à prendre en compte selon les espèces étudiées, les échelles locales et paysagères utilisées ou encore avec le type de lampe manipulé. De manière générale, l'ALAN a été identifié comme un facteur important réduisant la diversité des groupes de chauves-souris (Villarroya-Villalba et al., 2021). D'autres études renforcent ce constat, dont les résultats concordent avec la recherche selon laquelle la lumière artificielle a un effet négatif sur certaines espèces dans un habitat écologiquement sensible (Straka et al., 2016 ; Haddock et al., 2019). D'autres chercheurs ont étudié plus précisément les réponses comportementales au niveau de l'espèce. Par exemple, la pollution lumineuse réduit l'abondance relative de la Sérotine commune (*Eptesicus serotinus*, Mariton et al., 2023). L'ALAN possède également un effet négatif sur les espèces du genre *Myotis*, opposant les espèces tolérantes composées du genre *Pipistrellus* et *Nyctalus*, dont la présence de lumière augmente leur activité (Azam et al., 2018). Cependant, des différences intra-genre peuvent aussi s'observer. Les espèces de murins présentes dans les écosystèmes terrestres sont plus sensibles aux stratégies d'éclairage la nuit que celles des écosystèmes aquatiques ou riverains (Hooker et al., 2022). Ainsi, on en conclut que les espèces dites tolérantes à la lumière sont les espèces de chauves-souris dont le vol est rapide, à contrario des espèces dites sensibles qui possèdent un vol lent.

Autrement dit, l'activité des espèces « non aériennes » (ou sensibles, à vol lent) est négativement impactée par la présence de lumière, ce qui peut s'expliquer par une possible perception intrinsèque d'un risque de prédatation accru de ces espèces à vol lent dans des environnements éclairés (Rydell et al., 1996). À l'inverse, l'activité des espèces « aériennes » (ou tolérantes, à vol rapide) est plus élevée dans un environnement éclairé, à la fois le long des rues et des haies, ce qui reflète l'adaptation du comportement de recherche de nourriture de la plupart des espèces aériennes pour profiter de l'accumulation d'insectes à proximité des lumières (Pauwels et al., 2021). Les effets semblent être détectés jusqu'à 10m des lampadaires pour les espèces tolérantes et jusqu'à 50m pour les espèces sensibles (Azam et al., 2018). Toutefois, ces études ont été réalisées à des échelles locales. Les effets de la pollution lumineuse peuvent changer à des échelles paysagères. Par exemple, à l'échelle de la ville, la lumière a un effet négatif sur l'activité de la Pipistrelle commune (*Pipistrellus pipistrellus*, Pauwels et al., 2019), alors que localement une source lumineuse peut augmenter l'activité de cette espèce par effet d'attraction. Enfin, le type de lampe et les longueurs d'ondes émises impliquent une variabilité supplémentaire dans les réponses comportementales. Dans une étude expérimentale, le genre *Myotis* est dissuadé d'utiliser des haies expérimentales comme voie de déplacement si ces dernières sont éclairées par des lumières orange, blanches et vertes, ce qui n'est pas le cas avec des lumières rouges. D'après plusieurs études, la lumière rouge semble contribuer à atténuer l'impact de la lumière artificielle pour certaines espèces. Toutefois, d'autres études démontrent qu'elle n'est pas universellement neutre pour les chauves-souris et ne devrait pas toujours être considérée comme une alternative appropriée à la préservation des couloirs sombres (Zeale et al., 2018). Avec le développement de l'éclairage et par souci d'efficacité énergétique, les lampes LPS (Lampe à Vapeur de Sodium) sont de plus en plus remplacées par des lampes LED (Lampe à Diode Electroluminescente), dont les longueurs d'ondes principales sont bleues avec des spectres d'émission larges. Le passage des lampes LPS aux lampes LED (en termes de spectre) a un effet significatif sur l'activité des chauves-souris, bien que cet effet dépende fortement du niveau d'intensité lumineuse (Kerbiriou et al., 2020). En définitive, les conséquences de l'ALAN sur le comportement des chiroptères sont nombreuses. La lumière artificielle peut avoir un effet de retard sur le début d'activité de ces mammifères ou provoquer l'utilisation de voies de déplacement plus sombres mais plus longues, soit plus contraignantes en dépenses d'énergie. Par ailleurs, elle peut être source de déséquilibre dans les ressources alimentaires, via l'agglomération des insectes autour des lampadaires profitant aux espèces tolérantes, au détriment des espèces sensibles (Villarroya-Villalba et al., 2021). Effectivement, l'activité des chiroptères est dépendante de la disponibilité en proies, une plus grande biomasse en insectes entraîne une activité plus élevée des chauves-souris. Dans une autre étude, une gradation de l'éclairage a été appliquée, permettant de réduire les niveaux d'éclairement de 35 %.

La gradation de l'éclairage fait partie des principaux moteurs de l'abondance des insectes et de l'activité des chauves-souris, après les conditions chaudes et sèches (Bolliger et al., 2022). Par conséquent, les conditions météorologiques sont des facteurs importants à prendre en compte. La vitesse du vent et le taux de précipitation ont un effet négatif sur l'activité, contre un effet positif pour la température (Labouré et al., 2018). Ces variables météorologiques interagissent souvent avec des caractéristiques paysagères. Par exemple, les températures plus élevées observées en milieu urbain peuvent modifier localement les conditions climatiques. Ainsi, le long d'un gradient urbain, une diminution de la diversité et de la richesse en espèces a été observée du centre urbain vers les zones rurales (Starik et al., 2024). De plus, les chauves-souris évitent les zones agricoles et urbaines nues, bien que leur répartition varie selon les espèces (Tena et Telleria, 2022). De ce fait, la présence de végétation est primordiale pour former des couloirs de déplacement et apporter des zones avec une biomasse d'insectes importante.

En Europe, une approche assez classique classe les espèces en 3 grands groupes, en fonction de la portée de leur écholocation (petite, moyenne et longue). Ces groupes relient donc la structure du signal acoustique spécifique de chaque espèce à leurs exigences écologiques. Les espèces dont la portée d'écholocation est courte émettent des sons courts et de faible intensité, dont l'écho renverra des informations très détaillées, mais à seulement quelques mètres. Ces espèces se retrouvent majoritairement dans les zones encombrées et fermées comme des sous-bois, leur vol est caractérisé de lent. À l'opposé, le groupe des espèces avec une portée d'écholocation longue émet des cris longs et puissants, dont l'écho renverra des informations peu descriptives mais à de très longues distances. Ces espèces, dont le vol est rapide, chassent principalement en milieu ouvert. Enfin, les espèces n'appartenant à aucune des deux précédentes guildes sont caractérisées par une portée d'écholocation moyenne, dont les signaux sont intermédiaires et les espèces généralistes (Badouin et al., 2024).

L'objectif de notre étude est d'approfondir les connaissances des impacts de l'éclairage urbain sur l'activité des chiroptères pour mieux comprendre et appréhender leurs conséquences, selon le contexte écologique et les caractéristiques du paysage. Ainsi que de trouver des stratégies qui limitent son effet via des mesures de gestion au sein de l'Eurométropole de Strasbourg. De ce fait, nous faisons l'hypothèse que la pollution lumineuse ainsi que les variables paysagères en lien avec la végétation impactent l'activité des Chiroptères. Deuxièmement, nous émettons l'hypothèse que l'indice de végétation atténue les effets de la lumière. Nous prédisons que la lumière a un effet globalement négatif sur les chiroptères, qui varie en fonction du groupe écologique, plus fort sur les espèces sensibles (SRE), versus les espèces plus tolérantes (MRE, LRE). Par ailleurs, nous prétendons que l'indice de végétation a un effet positif sur les groupes LRE et SRE, présents principalement en milieu naturel. Tandis que nous envisageons un effet négatif de l'indice de végétation sur les MRE, groupe composé d'espèces plus anthropophiles.

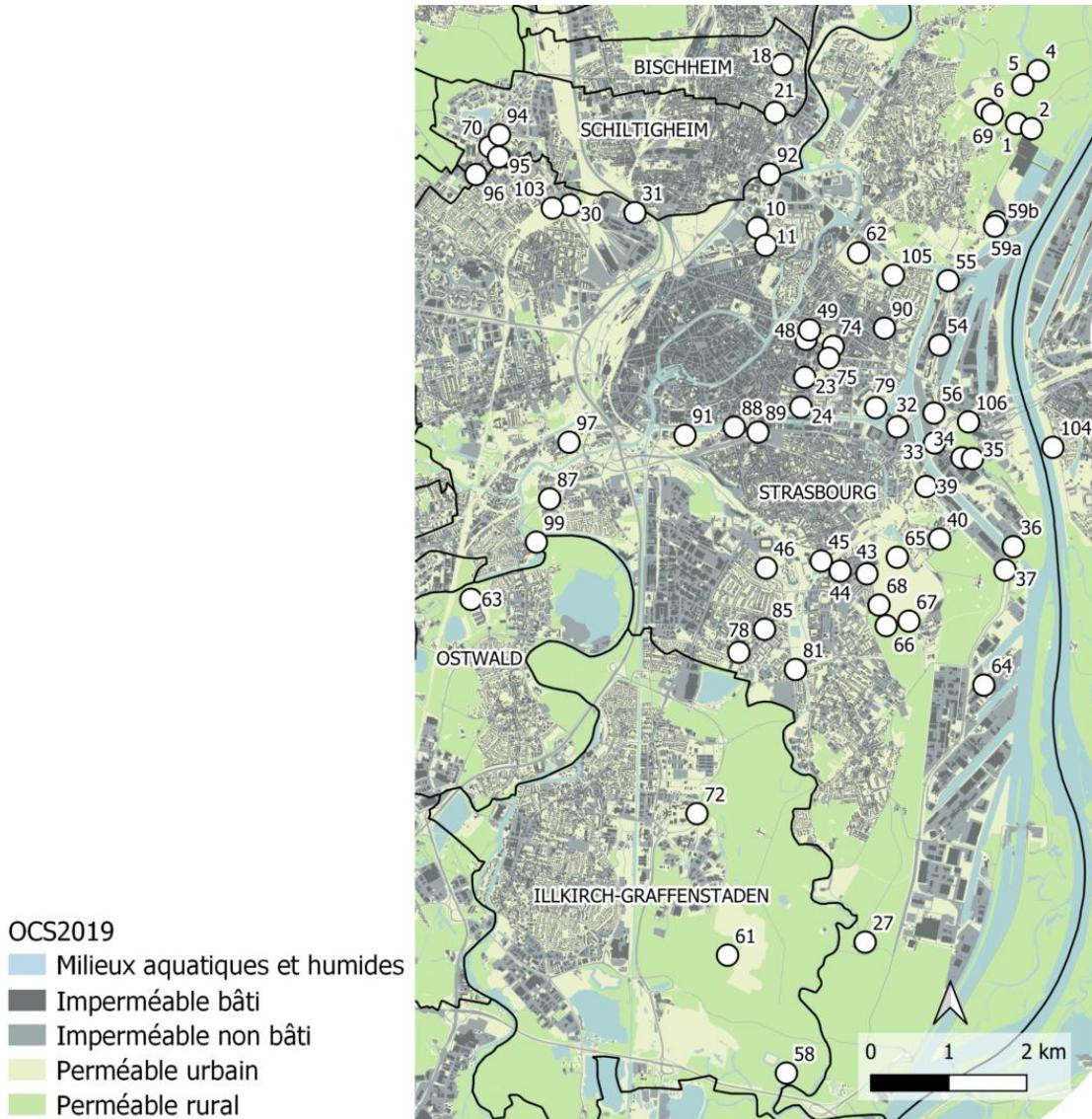


Figure 1: Localisation et numéro des sites « Evolville » dans l’Eurométropole de Strasbourg (Source : Zones Ateliers Environnementale Urbaine).

Numéro de passage	Nombre de sites	Date
P1	41	05/04 au 06/04
		12/04 au 14/04
P2	46	03/06 au 04/06
		07/06 au 08/06
P3	52	12/06 au 13/06
		23/07 au 26/07
		30/07 au 31/07
P4	53	19/09 au 20/09
		23/09 au 24/09
		02/10 au 03/10

Tableau 1: Détails des suivis chiroptères des sites « Evolville » pour l’année 2024.

Nous pensons également les retrouver principalement dans les sites de type parc urbain. En opposition aux LRE qui chassent dans des milieux ouverts, nous nous attendons à une activité plus importante de ces derniers dans les prairies. De plus, comme les SRE sont des espèces chassant dans des milieux encombrés, nous supposons observer un effet positif de la complexité verticale sur ce groupe. Concernant la hauteur des arbres, nous nous attendons à un effet positif pour les trois groupes car toutes les espèces utilisent les lisières et les haies comme voie de déplacement lors du transit entre le gîte et le site de chasse (Frey-Ehrenbold et al., 2013 ; Lacoeuilhe et al., 2014 ; Heim et al., 2018). Dans le cas d'un effet de la distance à l'eau, nous supposons qu'il est négatif étant donné la ressource essentielle qu'elle constitue (Heim et al., 2018). Pour finir, nous prédisons un effet positif de la température contre un effet négatif des précipitations et de la vitesse du vent.

2. MATÉRIELS ET MÉTHODES

2.1.Zone d'étude

Cette étude s'inscrit dans le projet « *Écouter la ville* ». Depuis l'année 2020, ce projet suit 60 sites différents (Figure 1), répartis dans l'Eurométropole de Strasbourg (ou EMS, 33 communes, 514 651 hab., 338 km²). Les sites ont été choisis de manière à capturer plusieurs gradients environnementaux non colinéaires tels que la forme des bâtiments, la quantité de végétation et sa gestion, la composition et la structure des sols ou encore les niveaux de pollution lumineuse et sonore. Les zones agricoles ont été volontairement évitées. Le suivi des chiroptères a débuté en 2022 et est toujours en cours.

2.2.Collecte des données

Bien qu'adapté aux objectifs de notre étude, le protocole de suivi des chiroptères se base plus largement sur celui du programme national des sciences participatives VigieChiro. Dans notre étude, il se décompose en 2 passages pour les années 2022 et 2023, contre 4 passages en 2024 et 3 passages en 2025. Ce nombre varie en fonction des conditions météorologiques de l'année et des contraintes logistiques. Lors d'un passage, l'ensemble des 60 sites sont suivis durant 2 nuits consécutives. Comme l'année 2024 présente le plus de passages, les données utilisées dans l'analyse seront celles saisies cette année-là. Le tableau 1 détaille les dates des différents passages de l'année 2024 avec le nombre de sites suivis. Nous avons appliqué le protocole Point Fixe (Cf. VigieChiro) en utilisant des enregistreurs passifs de type AudioMoth. Ces appareils permettent l'enregistrement des sons audibles et des ultrasons, sur plusieurs nuits. Avant de les poser sur site, ils sont programmés via l'Application AudioMoth Configuration ; en suivant le protocole établi dans le programme VigieChiro. Ils sont également placés dans une boite métallique recouverte d'un film étirable pour assurer l'étanchéité.

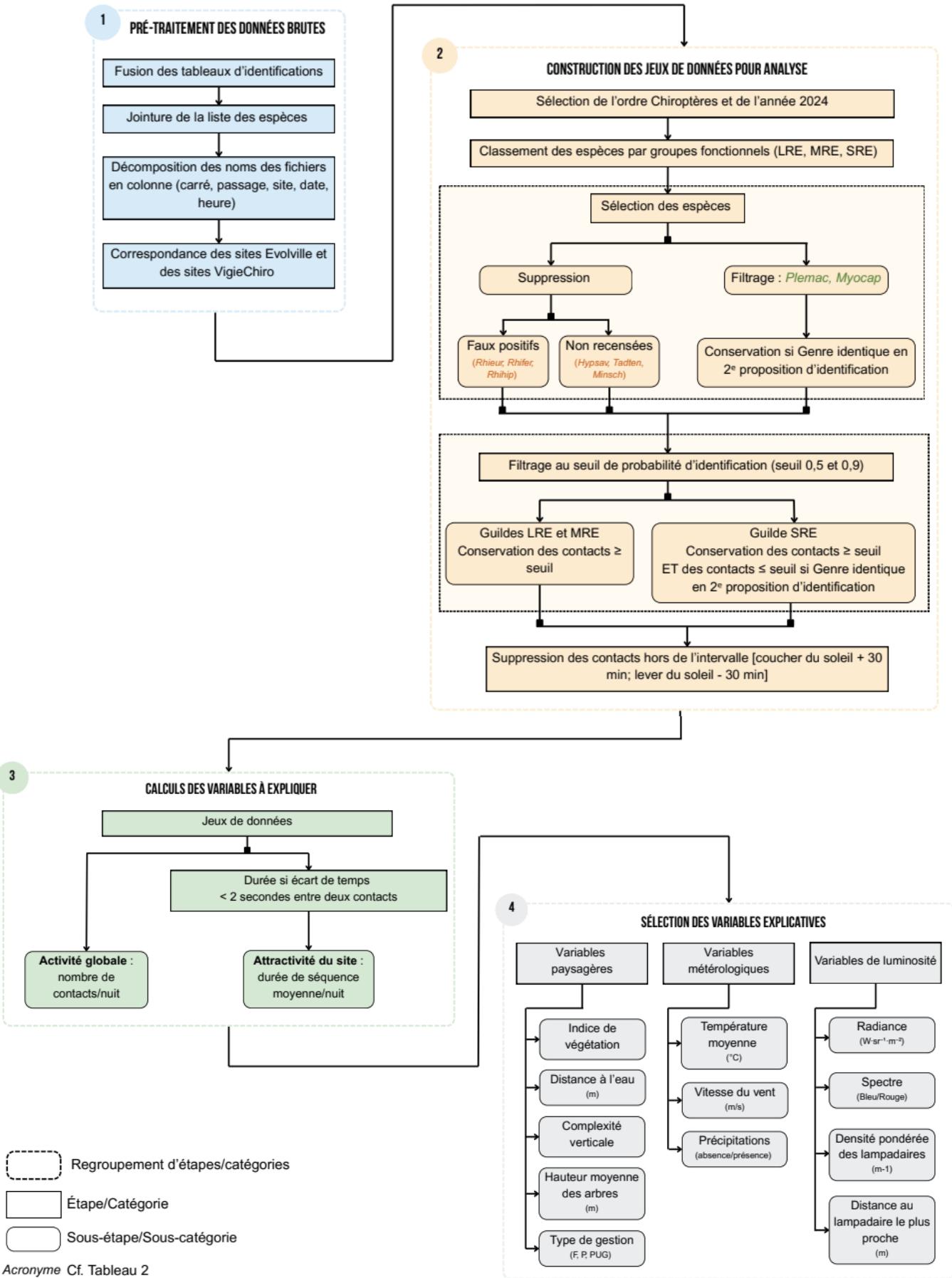


Figure 2 : Arborescence des étapes et sous-étapes du pré-traitement des données, de la construction des jeux de données, du calcul des variables réponses et du choix des variables explicatives.

Sur le terrain, les appareils sont placés sur un support (ex : poteau, arbre, clôture...) à environ 2 mètres du sol avec le microphone orienté vers un espace ouvert du site d'étude. L'enregistrement commence 30 min avant le coucher du soleil et se termine 30 minutes après le lever du soleil.

Pour garantir des conditions météorologiques favorables à l'activité de chasse des chiroptères, la pose des appareils s'effectue en l'absence de pluie, sans prévisions de rafales de vent supérieures à 30 km/h et avec une température de 12°C minimum.

Après la collecte des appareils, les fichiers sons de chaque site sont sauvegardés sur un disque dur externe et font l'objet d'un prétraitement (renommage, découpage, expansion de temps x10, envoi sur le portail web du programme VigieChiro). Une fois traitées, les données sont renvoyées, interprétées et identifiées par le logiciel Tadarida, développé par l'équipe VigieChiro du MNHN. Elles sont ensuite obtenues sous forme de tableau d'identification, dont une ligne représente une tranche de 5 secondes, considérées comme un contact d'au moins un individu d'une espèce de chiroptères ou de trois autres groupes taxonomiques (oiseaux, orthoptères, petits mammifères). Pour chaque identification, un indice de probabilité d'identification allant de 0 à 1 pour forte fiabilité, est associé ainsi que des taxons alternatifs avec une fiabilité plus faible.

Pour faciliter les analyses, les espèces sont classées en 3 guildes (Tableau 2) selon la portée de leur écholocation. Les espèces avec une longue portée d'écholocation, nommées « LRE », sont les Noctules (*Nyctalus spp.*), les Sérotines (*Eptesicus spp.*) et le Molosse de Cestoni (*Tadarida teniotis*). Le groupe dit « MRE », soit de moyenne portée d'écholocation, considère le genre des Pipistrelles (*Pipistrellus spp.*), le Vespère de Savi (*Hypsugo savii*) et le Minioptère de Schreibers (*Miniopterus schreibersii*). Les Murins (*Myotis spp.*) et Oreillards (*Plecotus spp.*) ainsi que la Barbastelle d'Europe (*Barbastella barbastellus*) sont classés parmi les espèces à courte portée d'écholocation, appelées « SRE ».

Le jeu de données a été filtré selon l'aire de répartition connue pour chacune des espèces, via l'Inventaire National du Patrimoine Naturel. Les espèces non détectées dans le département du Bas-Rhin ont été supprimées du jeu de données. Le genre *Rhinolophus* étant présent avec un grand nombre de contacts, il fait l'objet d'une analyse plus détaillée (Cf. 2.3. Faux positifs : cas des Rhinolophes). Nous avons également filtré le jeu de données par l'indice de probabilité d'identification indiqué par le logiciel, créant un jeu de données avec une probabilité d'identification supérieure à 0,5 et un deuxième jeu de données avec une probabilité supérieure à 0,9 pour conserver un maximum de vrais positifs tout en évitant les faux positifs. Une exception a été faite pour le groupe des « SRE », composé principalement d'espèces dont l'identification est très souvent difficile, provoquant des probabilités d'identification faibles. Ainsi, pour ce groupe, les contacts avec une probabilité d'identification inférieure à 0,5 mais dont les autres propositions de taxon étaient du même genre *Myotis* ont été conservés.

Espèce	Nom scientifique	Acronyme	Groupe	Seuil < 0.5	Seuil ≥ 0.5	Seuil ≥ 0.9	Total
Pipistrelle commune	<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	Pippip	MRE	900305	156568	47401	1104274
Pipistrelle de Kuhl	<i>Pipistrellus kuhlii</i>	Pipkuh	MRE	143290	226836	118284	488410
Grand Rhinolophe	<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>	Rhifer	SRE	135584	2994	214	138792
Pipistrelle pygmée	<i>Pipistrellus pygmaeus</i>	Pippyg	MRE	66260	16514	373	83147
Serotine commune	<i>Eptesicus serotinus</i>	Eptser	LRE	77156	3985	490	81631
Minioptère de Schreibers	<i>Miniopterus schreibersii</i>	Minsch	SRE	49426	809	46	50281
Noctule de Leisler	<i>Nyctalus leisleri</i>	Nyclei	LRE	19625	9980	2802	32407
Petit Rhinolophe	<i>Rhinolophus hipposideros</i>	Rhihip	SRE	19267	646	4	19917
Murin de Capaccini	<i>Myotis capaccinii</i>	Myocap	SRE	14681	63	0	14744
Vespere de Savi	<i>Hypsugo savii</i>	Hypsav	MRE	12904	321	19	13244
Rhinolophe euryale	<i>Rhinolophus euryale</i>	Rhieur	SRE	12949	5	0	12954
Murin de Daubenton	<i>Myotis daubentonii</i>	Myodau	SRE	6402	828	246	7476
Pipistrelle de Nathusius	<i>Pipistrellus nathusii</i>	Pipnat	MRE	6190	407	0	6597
Molosse de Cestoni	<i>Tadarida teniotis</i>	Tadten	LRE	6423	18	0	6441
Noctule commune	<i>Nyctalus noctula</i>	Nycnoc	LRE	4145	1700	489	6334
Murin de Natterer	<i>Myotis nattereri</i>	Myonat	SRE	3068	710	286	4064
Murin à moustaches	<i>Myotis mystacinus</i>	Myomys	SRE	3240	33	0	3273
Murin à oreilles échancrées	<i>Myotis emarginatus</i>	Myoema	SRE	2658	52	1	2711
Oreillard gris	<i>Plecotus austriacus</i>	Pleaus	SRE	1230	14	0	1244
Oreillard roux	<i>Plecotus auritus</i>	Pleurau	SRE	1098	27	1	1126
Barbastelle d'Europe	<i>Barbastella barbastellus</i>	Barbar	SRE	742	0	0	742
Sérotine bicolore	<i>Vespertilio murinus</i>	Vesmur	LRE	669	0	0	669
Murin de grande taille	<i>Myotis cf. myotis</i>	Myogt	SRE	54	31	11	96
Oreillard montagnard	<i>Plecotus macrobullaris</i>	Plemac	SRE	44	6	0	50
Murin d'Alcathoe	<i>Myotis alcathoe</i>	Myoalc	SRE	29	0	0	29
Sérotine boréale	<i>Eptesicus nilssonii</i>	Eptnil	LRE	4	0	0	4
Murin de Bechstein	<i>Myotis bechsteinii</i>	Myobec	SRE	2	0	0	2
Grande Noctule	<i>Nyctalus lasiopterus</i>	Nyclas	LRE	2	0	0	2
Total				1487447	422547	170667	2080661

Tableau 2 : Nombre de contacts par espèce et par seuil de probabilité d'identification recensés durant l'année 2024. En orange : espèces supprimées de l'analyse. En vert : espèces conservées si Genre identique en 2ème proposition d'identification (Cf. Figure 2)

Groupe	Seuil < 0.5	Seuil ≥ 0.5	Seuil ≥ 0.9	Total
SRE	250 474	6218	809	257 501
MRE	1128949	400646	166077	1695672
LRE	108 024	15 683	3781	127 488
Total				2 080 661

Tableau 3 : Nombre de contacts par groupe écologique et par seuil de probabilité d'identification, recensés durant l'année 2024.

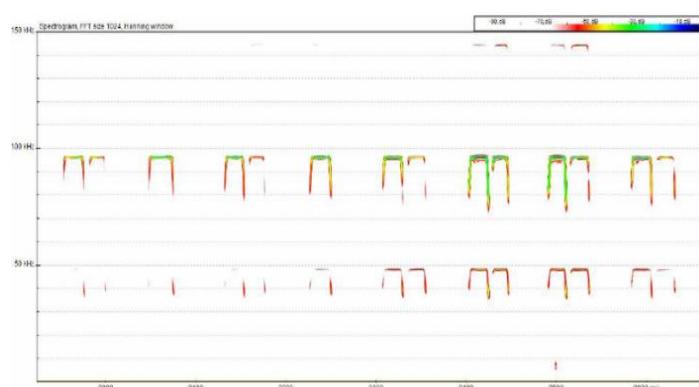


Figure 3 : Spectrogramme d'une séquence du Grand Rhinolophe (*Rhinolophus ferrumequinum*) enregistrée (Disca et al., 2014).

Enfin, les contacts dont l'horaire suivait 30 min après le coucher du soleil ou précédait de 30 min le lever du soleil n'ont pas été pris en compte dans l'analyse, pour éviter des biais causés par la présence d'un ou plusieurs gîtes à proximité des sites d'enregistrement (Figure 2).

À partir des données chiroptères, nous avons calculé deux variables réponses. La première variable réponse est le nombre de contacts total par guilde, site et nuit.

Ce nombre est la somme des séquences de 5 secondes comprenant au moins une détection d'individus. C'est un indicateur d'activité globale des chiroptères, représentatif d'une diversité de comportements (transit, chasse, interactions sociales...). La deuxième variable est la durée de séquence moyenne. La durée de séquence (secondes) est le temps qu'une espèce a passé sur un site. Si la durée entre 2 cris consécutifs est inférieure à 2 secondes, alors on considère que l'espèce est restée en continu sur site. La durée d'une séquence est donc l'addition des durées de détection continue d'une espèce sur un site, calculée entre le premier et le dernier cri enregistré. La durée de séquence moyenne est la moyenne des durées en secondes pour une nuit pour chaque guilde et site. Cette variable est considérée comme un proxy de l'attractivité d'un site pour les chauves-souris (Kerbiriou et al., 2019). Cette mesure est corrélée au nombre de « buzzs », c'est-à-dire au nombre de tentatives de prédatation par une ou plusieurs chauves-souris (Charygues, 2021). Néanmoins, elle est plus simple à calculer que ce dernier et prend en compte l'activité de chasse d'espèces ne faisant pas toujours de buzz (ex. *Myotis*).

2.3.Faux positifs : cas des Rhinolophes

Le genre *Rhinolophus* regroupe 4 espèces en France dont la particularité est d'émettre les ultrasons via leur système nasal. L'architecture de la feuille nasale permet, par des contractions musculaires, d'orienter, d'amplifier ou de focaliser les émissions. Le son émis par les narines est réfléchi sur la selle, appendice au-dessus des narines, vers le fer à cheval entourant les narines, qui agit alors comme une parabole à géométrie variable (Cosson et al., 2003). Avec leur feillet nasal distinctif, les Rhinolophes accentuent l'effet Doppler de leurs écholocations, provoquant ainsi une signature acoustique bien particulière, les excluant des trois grandes guildes, mais les rapprochant du groupe des short-range echolocators, « SRE », d'un point de vue fonctionnel (distance de perceptions...) (Baudouin et al., 2024). Cette signature acoustique est composée d'une fréquence modulée ascendante, suivie d'une fréquence constante formant un plateau qui se termine par une fréquence modulée descendante (Figure 3).

En milieu urbain, cette structure acoustique peut être facilement confondue avec des sons anthropiques tels que des freins de voiture, le passage d'un tram ou encore d'un train.

Ayant connaissance de cette confusion, nous nous sommes interrogés sur les espèces et l'effectif de ces derniers dans le groupe « SRE ». Pour le jeu de données avec l'indice de probabilité supérieur à 0,5, nous retrouvons 6 218 contacts de chauves-souris dites « SRE ». Plus précisément, pour le genre *Rhinolophus*, le jeu de données est composé de 2 994 contacts du Grand Rhinolophe, de 646 contacts du Petit Rhinolophe et de 5 contacts du Rhinolophe Euryale (Tableau 2). Ces espèces représentent 58,6 % des contacts du groupe « SRE ». À partir de ce constat, plusieurs remarques et observations ont remis en question la justesse des identifications pour ce genre. Tout d'abord, nous avons vérifié dans quels sites les contacts de Rhinolophes étaient majoritaires. Nous avons donc représenté le nombre de contacts des Rhinolophes en fonction des sites, pour les identifications supérieures à un seuil de 0,9, afin de limiter au maximum le taux d'erreur. Nous avons observé que la majeure partie des contacts étaient présents en milieu urbain. Ainsi, une analyse plus approfondie des ultrasons a été nécessaire. Nous avons sélectionné les 6 premiers sites ayant le plus de contacts (sites 65, 44, 106, 91, 59) et deux sites dont le milieu était plus favorable à ces espèces (sites 27, 4). Au total, 70 contacts ont été vérifiés manuellement. Aucun contact du genre *Rhinolophus* n'a été observé sur les 70 enregistrements analysés. Cependant, deux types de signaux revenaient constamment. Le premier type possède une structure similaire aux cris des Rhinolophes. Néanmoins, elle reste d'origine inconnue mais anthropique. La piste des appareils a été considérée, mais les enregistrements ont été réalisés avec plusieurs AudioMoth différents. Le deuxième signal est la présence d'espèces de sauterelles à chaque contact de Rhinolophes.

Par conséquent, nous pouvons conclure que virtuellement tous les contacts de *Rhinolophus spp.* correspondent à des faux négatifs. Plus précisément, le logiciel Tadarida possède des confusions en milieu urbain et en présence de sauterelles pour ce genre. En raison de ces conclusions, nous avons exclu les contacts du genre *Rhinolophus* dans notre étude.

2.4. Variables paysagères

Plusieurs sources ont été mobilisées pour l'ensemble des variables paysagères. Le NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) a été calculé à partir d'une image satellite de Copernicus Sentinel-2 acquise le 23 juillet 2020, issue de la base de données CDSE (Copernicus Data Space Ecosystème). Les pixels dont la valeur était supérieure à 0,7 étaient considérés comme de la végétation et ont été utilisés pour définir le NDVI, soit l'indice de végétation. La distance la plus proche à un cours d'eau a été calculée à l'aide d'OpenStreetMaps. La hauteur moyenne et la complexité verticale sont des données de télédétection de type LiDAR (light detection and ranging). La hauteur moyenne de la canopée est calculée à partir de la hauteur moyenne des premiers retours de points situés au-dessus de 1 m.

La complexité verticale est représentée par l'écart-type du profil de densité foliaire qui est utilisé pour avoir une mesure de l'hétérogénéité verticale de la végétation et une indication sur la stratification de cette dernière.

2.5. Variables météorologiques

La température, la vitesse du vent et les précipitations sont les variables météorologiques renseignées pour chaque nuit et chaque site de l'année 2024. Les températures ont été mesurées à l'aide d'iButton®. Ces appareils sont des mini-loggers qui enregistrent la température et l'humidité. Chaque site est équipé d'un iButton. Douze sites n'étaient plus équipés du mini-logger, souvent causé par la perte de ce dispositif très petit ; les données du site le plus proche ont été utilisées pour compléter les valeurs manquantes. La température moyenne par date et par site a été utilisée dans les analyses. La vitesse du vent moyenne (m/s) et les précipitations totales (mm/jour) ont été acquises via la base de données climatique européenne E-OBS (version 31.0e), mise à jour en mars 2025 avec une résolution spatiale de 0,1 degré.

2.6. Indicateurs de la pollution lumineuse

Quatre indicateurs de pollution lumineuse ont été calculés : la radianc, le spectre lumineux, la densité pondérée aux lampadaires et la distance au lampadaire le plus proche.

Les deux premiers indicateurs ont été calculés à partir de l'image satellite Jilin 1-07B prise le 25 mars 2020 à environ 22 heures de l'Eurométropole de Strasbourg. L'image est en RVB et traitée en raster, collection de pixels, chacun enregistré en 8 bits par couleur, (3x8bits) avec une résolution de 0,74 m. Le calcul des différents indicateurs a été effectué par Solane MERCIER, étudiante de Master 1 « Observation de la Terre et Géomatique » au cours de son travail d'étude et de recherche (TER) dans l'objectif de caractériser les gradients de pollution lumineuse dans l'Eurométropole de Strasbourg. Parmi ces indicateurs, nous avons choisi la radianc car c'est une mesure très utilisée dans la littérature, qui n'est pas basée sur la perception visuelle humaine et elle est corrélée à de nombreux autres indicateurs. Le spectre lumineux a aussi été choisi dans l'objectif d'avoir des informations sur les longueurs d'ondes émises par l'éclairage.

La radianc optique R, exprimée en $\text{W}\cdot\text{sr}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$, mesure la quantité de lumière émise par une source lumineuse dans une direction donnée, par unité de surface, par unité d'angle solide.

$$R = \frac{\phi}{A \times \cos(\theta) \times \omega} \text{ avec } A = 2.0, \phi \text{ le flux radiant (Watt)}, \cos(\theta) \text{ le facteur de projection et } \omega \text{ l'angle solide (stéradian)}.$$

Elle est estimée en convertissant les valeurs de pixels (DN) à l'aide de coefficients de calibration fournis dans les métadonnées du capteur.

L'indicateur du spectre lumineux a aussi été choisi, illustrant la distribution de l'énergie lumineuse selon les longueurs d'onde.

$$\text{Indice de teinte} = \frac{R-B}{R+B} \text{ avec } R \text{ les valeurs des canaux rouges et } B \text{ des canaux bleus}$$

Une valeur proche de 1 sera dite élevée, ce qui indiquera une lumière à dominante rouge, tandis qu'une valeur proche de 0 ou négative, dite faible, indiquera une dominante de lumière blanche ou bleutée.

Pour finir, deux autres indicateurs ont été calculés à partir de la combinaison des données de positions de points d'éclairage nocturne fournies par le service éclairage de la ville de Strasbourg et de l'OSM. À partir de ces sources, nous avons calculé la densité pondérée des lampadaires autour de chaque site avec des zones tampons de 50 à 500 m avec un pas de 50m, ainsi que la distance au lampadaire le plus proche. La densité pondérée des lampadaires résulte de la somme de l'inverse multiplicatif de la distance aux lampadaires dans un rayon donné (en m^{-1}).

2.7. Analyses statistiques

Les variables explicatives d'intérêt sont les indicateurs de pollution lumineuse et l'indice de végétation. Les covariables sont la hauteur moyenne de la canopée (m), la complexité verticale, la distance à l'eau (m), le classement des sites (friche, parc urbain/gazon, prairie), la température moyenne ($^{\circ}\text{C}$), la vitesse du vent (m/s) et la présence de précipitations.

Pour les variables LiDAR et l'indice de végétation, les données étaient disponibles à plusieurs zones tampons, de 100 à 500 m, avec un pas de 50 m pour l'indice de végétation et un pas de 100m pour les variables LiDAR. Les zones tampons des indicateurs de pollution lumineuse allaient de 50 à 500, avec un pas de 50m, et 1000m.

Pour sélectionner la zone tampon pour chaque variable et chaque groupe (LRE, MRE et SRE), nous avons effectué au préalable une régression linéaire avec le nombre de contacts en variable réponse. Nous avons ensuite choisi, pour chaque variable, la zone tampon dont le modèle avait l'AIC le plus faible. Dans le cas d'une différence inférieure à 2 entre les AIC, la zone tampon la plus petite a été sélectionnée. Nous avons vérifié l'absence de corrélation forte entre nos variables (coefficients de corrélation $|r| < 0,7$) ainsi que l'absence de multicolinéarité (VIF max $\leq 3,21$). Aucune corrélation forte ni multicolinéarité n'ont été détectées. Toutes les variables explicatives et les covariables ont été centrées et réduites.

Nous avons effectué 4 modèles linéaires généralisés mixtes différents, avec la fonction glmmTMB, dont un modèle avec une interaction entre la densité pondérée de lampadaires et l'indice de végétation. Dans tous les modèles, nous avons ajouté un effet aléatoire pour le passage et un pour la date. L'effet aléatoire de la date a été imbriqué dans celui du passage de la manière suivante : (1|passage/date). L'ajustement des modèles a été vérifié à l'aide des graphiques de diagnostic.

Le test de Kolmogorov-Smirnov, le test de dispersion et le test des outliers ont été effectués pour chaque modèle. L'ajustement de chaque modèle a été spécifié dans les tableaux de résultats (Tableaux 4-7 ;8-11). Les termes « Tendance légère » et « Tendance résiduelle » désignent respectivement une courbe de tendance légèrement déviée de l'alignement attendu et une courbe de tendance plus marquée ou manifestement non alignée, observable dans le graphique de diagnostic des résidus en fonction des prédictions. L'ajustement incorrect est spécifié pour des modèles dont le test de Kolmogorov-Smirnov et le test de dispersion sont significatifs. La mise en évidence des valeurs extrêmes s'est réalisée par la combinaison de deux méthodes, la méthode IQR (interquartile range) et la méthode des percentiles. La méthode IQR permet une mesure robuste de la dispersion même en condition de non-normalité. Néanmoins, elle est moins performante lors de distributions asymétriques, c'est pour cette raison que nous l'avons complétée avec la méthode des percentiles, qui ne fait aucune hypothèse sur la distribution des données. Seules les valeurs extrêmes communes à ces méthodes ont été supprimées lorsque le test des outliers était significatif et que leur suppression permettait un meilleur ajustement du modèle.

Nous avons utilisé la loi binomiale négative pour le nombre de contacts car nous sommes dans le cas d'un comptage qui présente une surdispersion. Pour la durée de séquence moyenne, nous avons appliqué la loi gamma avec la fonction « log » étant donné que ces variables sont strictement positives, continues et asymétriques. Toutefois, pour le groupe des SRE, nous avons centré et réduit la variable réponse (durée de séquence uniquement) et utilisé la loi normale avec la fonction « gaussian », car cette méthode permettait d'ajuster plus efficacement le modèle. Pour ce cas-là, la méthode du z-score a été utilisée pour identifier les valeurs extrêmes.

Toutes les analyses statistiques ont été effectuées sur RStudio (v.4.3.1). Les packages « car » et « GGally » ont été utilisés pour vérifier l'absence de corrélation et de multicolinéarité. Les graphiques de diagnostics ont été réalisés avec le package « DHARMa ».

3. RÉSULTATS

3.1.Seuil de probabilité d'identification supérieur à 0,5

Nous allons détailler les résultats groupe par groupe dans l'ordre suivant : LRE, MRE et SRE ; en commençant à chaque fois par le nombre de contacts puis la durée de séquence moyenne pour chaque groupe.

Le groupe des chiroptères à longue portée d'écholocation (LRE) dénombre un total de 15 683 contacts pour le seuil de probabilité d'identification supérieure à 0,5 ; avec une moyenne de 37 contacts par nuit et par site, ainsi qu'une durée de séquence moyenne de 5 secondes.

D'après les résultats des modèles avec le nombre de contacts comme variable réponse, nous observons des effets positifs de la hauteur moyenne de la canopée et des sites classés en prairie (Tableaux 4 - 7).

ZONE TAMPON (m)			(a)	NOMBRE DE CONTACTS TOTAL											
LRE	MRE	SRE		LRE			MRE			SRE					
			Estimate/response	Std. Error/SE	p-value		Estimate/response	Std. Error/SE	p-value	Estimate/response	Std. Error/SE	p-value			
200	100	150	Radiance moyenne	-0.17673	0.06758	0.00892 **	n.s			-0.44864	0.07543	<0.001 ***			
100	200	200	Indice de végétation	0.34694	0.07403	<0.001 ***	-0.28441	0.06762	<0.001 ***	-0.28177	0.07914	<0.001 ***			
100	200	100	Complexité verticale	n.s			n.s			n.s					
400	100	100	Hauteur moyenne arbre	0.42449	0.07256	<0.001 ***	0.42448	0.0656	<0.001 ***	0.45906	0.0699	<0.001 ***			
			Distance à l'eau	n.s			n.s			n.s					
			Friche	16.2	4.45		767	137		6.7	1.3				
			Parc urbain/gazon	19.6	5.26		1056	169		5.87	0.966				
			Prairie	27.5	7.41	0.00295 **	485	81.8	0.0132 *	11.87	2.01	0.00372 **			
			Température	n.s			n.s			n.s					
			Vitesse du vent	n.s			n.s			n.s					
			Présence de précipitation	n.s			n.s			0.40008	0.17558	0.02269 *			
			Ajustement										Ajustement incorrect		
			AIC				2474.5			5303.5				1248.9	

ZONE TAMPON (m)			(b)	DUREE DE SEQUENCE MOYENNE (SECONDES)											
LRE	MRE	SRE		LRE			MRE			SRE					
			Estimate/response	Std. Error/SE	p-value		Estimate/response	Std. Error/SE	p-value	Estimate/response	Std. Error/SE	p-value			
200	100	150	Radiance moyenne	n.s			n.s			n.s					
100	200	200	Indice de végétation	0.079596	0.031395	0.01124 *	n.s			n.s					
100	200	100	Complexité verticale	n.s			n.s			n.s					
400	100	100	Hauteur moyenne arbre	n.s			0.062497	0.026159	0.016889 *	n.s					
			Distance à l'eau	n.s			0.096823	0.025028	<0.001 ***	n.s					
			Friche	5.23	0.518		12.9	1.59		n.s					
			Parc urbain/gazon	4.34	0.406	0.00356 **	16.2	1.95	<0.001 ***	n.s					
			Prairie	5.05	0.483		12	1.46		n.s					
			Température	n.s			n.s			n.s					
			Vitesse du vent	n.s			n.s			n.s					
			Présence de précipitation	n.s			n.s			n.s					
			Ajustement										Surdispersion détectée		
			AIC				1212.8			5304.9				594.9	

Tableau 4 : Coefficients estimés et valeurs moyennes prédictes des modèles linéaires mixtes généralisés, avec la radiance moyenne, pour chaque groupe (LRE, MRE et SRE) et chaque variable réponse (a) nombre de contacts (b) durée de séquence moyenne. Seuil de probabilité d'identification supérieur à 0,5. Significativité p-valeur : ‘***’ ≤ 0,001, ‘**’ ≤ 0,01, ‘*’ ≤ 0,05.

ZONE TAMPON (m)			(a)	NOMBRE DE CONTACTS TOTAL											
LRE	MRE	SRE		LRE			MRE			SRE					
			Estimate/response	Std. Error/SE	p-value		Estimate/response	Std. Error/SE	p-value		Estimate/response	Std. Error/SE	p-value		
100	100	150	Spectre (rouge)	-0.25156	0.12771	0.04886 *	n.s			0.386322	0.136144	0.00455 **			
100	200	200	Indice de végétation	0.38726	0.0694	<0.001 ***	-0.28154	0.06604	<0.001 ***	n.s					
100	200	100	Complexité verticale	n.s			n.s			n.s					
400	100	100	Hauteur moyenne arbre	0.40498	0.07197	<0.001 ***	0.4459	0.06624	<0.001 ***	0.430779	0.076005	<0.001 ***			
			Distance à l'eau	n.s			n.s			n.s					
			Friche	15.9	4.35		781	136		n.s					
			Parc urbain/gazon	20.3	5.43		1051	164		n.s					
			Prairie	26.1	7.03	0.00537 **	487	79.8	0.00826 **	n.s					
			Température	n.s			n.s			-0.310403	0.099761	0.00186 **			
			Vitesse du vent	n.s			n.s			n.s					
			Présence de précipitation	n.s			n.s			n.s					
			Ajustement										Surdispersion détectée		
			AIC				2477.2			5302.7				1273.2	

ZONE TAMPON (m)			(b)	DUREE DE SEQUENCE MOYENNE (SECONDES)											
LRE	MRE	SRE		LRE			MRE			SRE					
			Estimate/response	Std. Error/SE	p-value		Estimate/response	Std. Error/SE	p-value		Estimate/response	Std. Error/SE	p-value		
100	100	150	Spectre (rouge)	n.s			-0.14968	0.04644	0.001267 **	n.s					
100	200	200	Indice de végétation	0.07113	0.02916	0.01473 *	n.s			n.s					
100	200	100	Complexité verticale	n.s			n.s			n.s					
400	100	100	Hauteur moyenne arbre	n.s			0.05528	0.02586	0.032558 *	n.s					
			Distance à l'eau	n.s			0.08725	0.02471	<0.001 ***	n.s					
			Friche	5.29	0.524		12.7	1.55		n.s					
			Parc urbain/gazon	4.32	0.402	0.00128 **	16	1.89	<0.001 ***	n.s					
			Prairie	5.14	0.488		11.8	1.41		n.s					
			Température	n.s			n.s			n.s					
			Vitesse du vent	n.s			n.s			-0.164973	0.08369	0.0487 *			
			Présence de précipitation	n.s			n.s			n.s					
			Ajustement											598	
			AIC				1212.5			2235.9					

Tableau 5 : Coefficients estimés et valeurs moyennes prédictes des modèles linéaires mixtes généralisés, avec le spectre, pour chaque groupe (LRE, MRE et SRE) et chaque variable réponse (a) nombre de contacts (b) durée de séquence moyenne. Seuil de probabilité d'identification supérieur à 0,5. Significativité p-valeur : ‘***’ ≤ 0,001, ‘**’ ≤ 0,01, ‘*’ ≤ 0,05.

Les coefficients, les valeurs moyennes prédictes ainsi que la significativité de ces variables restent stables entre les modèles malgré des indicateurs lumineux différents, avec une augmentation de 50% en moyenne de contacts pour les LRE entre la prairie et les autres milieux (friche ou gazon). Nous remarquons également que le nombre de contacts augmente avec l'indice de végétation pour les LRE. Ensuite, la radiance optique possède un effet négatif sur le nombre de contacts (Tableau 4.a), contrairement à la distance au lampadaire le plus proche qui n'a révélé aucun effet significatif (Tableau 7.a). Nous retrouvons aussi un effet négatif du spectre lumineux, soulignant qu'en présence de lumière rouge, le nombre de contacts semble plus faible qu'en présence de lumière bleue (Tableau 5.a). Enfin, l'interaction entre la densité pondérée de lampadaires autour des sites et l'indice de végétation ressort positivement, indiquant une atténuation de l'effet négatif du nombre de lampadaires dans les environnements les plus végétalisés (Tableau 6.a).

Nous observons aucun effet significatif de la pollution lumineuse sur la durée de séquence moyenne. Néanmoins, nous mettons en évidence que les sites présents en parc urbain possèdent des durées de séquence moyennes inférieures aux sites présents dans des friches ou des prairies (Tableaux 4.b-7.b). Nous retrouvons également un effet positif de l'indice de végétation, comme évoqué précédemment sur le nombre de contacts (Tableaux 4.b et 5.b).

Le groupe des chiroptères à moyenne portée d'écholocation (MRE) dénombre un total de 400 646 contacts pour un seuil de probabilité d'identification supérieur à 0,5 ; avec une moyenne de 1059 contacts par nuit et par site, ainsi qu'une durée de séquence moyenne de 16 secondes.

Comme pour le groupe des LRE, la hauteur moyenne de la canopée montre un effet positif qui se conserve entre les modèles (Tableaux 4 - 7). Si pour les LRE, l'indice de végétation présente une relation positive avec le nombre de contacts, pour les MRE cette relation est l'inverse (Tableaux 4.a, 5.a et 7.a). Le nombre de contacts est significativement plus faible dans les milieux prairiaux avec une valeur prédictive moyenne d'environ 480 contacts, contre 770 et 1050 contacts dans les friches et les parcs urbains respectivement (Tableaux 4.a, 5.a et 7.a). Concernant la pollution lumineuse, la radiance, le spectre et la distance au lampadaire le plus proche n'ont aucun effet significatif sur le nombre de contacts. Cependant, l'interaction entre la densité pondérée de lampadaires et l'indice de végétation présente un effet positif sur le nombre de contacts (Tableau 6.a).

Concernant la durée de séquence, certains ne varient pas dans leur significativité, bien que différentes variables représentatives de la pollution lumineuse soient utilisées dans les modèles. Tout d'abord, la hauteur moyenne de la canopée a aussi un effet positif sur la durée de séquence des MRE (Tableaux 4.b-7.b). Ensuite, plus les sites sont éloignés d'un point d'eau, plus la durée de séquence moyenne des chiroptères du groupe MRE est élevée. Puis, la durée de séquence est plus élevée dans les parcs urbains avec 16,5 secondes en valeur moyenne prédictive, contre 13 secondes dans les friches et 12 secondes dans les prairies (Tableaux 4.b - 7.b).

ZONE TAMPON (m)			(a)	NOMBRE DE CONTACTS TOTAL								
LRE	MRE	SRE		LRE			MRE			SRE		
			Estimate/response	Std. Error/SE	p-value	Estimate/response	Std. Error/SE	p-value	Estimate/response	Std. Error/SE	p-value	
100*100	100*200	100*200	Densité p. lampadaires*	0.17591	0.07542	0.01967 *	0.34385	0.07798	<0.001 ***	n.s		
100	100	100	Indice de végétation	-0.03615	0.07492	0.62941	0.17862	0.0754	0.01784 *	-0.35197	0.08212	<0.001 ***
100	200	200	Densité p. lampadaires	0.40393	0.07229	<0.001 ***	-0.21258	0.06801	0.00177 **	-0.2196	0.07821	0.00499 **
100	200	100	Indice de végétation	n.s.			n.s.			n.s.		
400	100	100	Complexité verticale	0.42256	0.07184	<0.001 ***	0.40136	0.06557	<0.001 ***	0.43488	0.07204	<0.001 ***
			Hauteur moyenne arbre	n.s.			n.s.			n.s.		
			Distance à l'eau	16.5	4.57		n.s.			6.11	1.23	
			Friche	21.7	5.77		n.s.			6.56	1.07	
			Parc urbain/gazon	29.1	7.85	0.00187 **	n.s.			11.74	2.13	0.00302 **
			Prairie	n.s.			n.s.			n.s.		
			Température	n.s.			n.s.			n.s.		
			Vitesse du vent	n.s.			n.s.			n.s.		
			Présence de précipitation	n.s.			n.s.			0.38302	0.18084	0.03417 *
			Ajustement				Tendance résiduelle			Ajustement incorrect		
			AIC				2475.9		5286		1265.7	

ZONE TAMPON (m)			(b)	DUREE DE SEQUENCE MOYENNE (SECONDES)								
LRE	MRE	SRE		LRE			MRE			SRE		
			Estimate/response	Std. Error/SE	p-value	Estimate/response	Std. Error/SE	p-value	Estimate/response	Std. Error/SE	p-value	
100*100	100*200	100*200	Densité p. lampadaires*	n.s.		n.s.			n.s.			
100	100	100	Indice de végétation	n.s.		n.s.			-0.21545	0.0786	0.0061 **	
100	200	200	Densité p. lampadaires	0.06794	0.02934	0.0206 *	n.s.					
100	200	100	Indice de végétation	n.s.		n.s.			n.s.			
400	100	100	Complexité verticale	n.s.		n.s.			n.s.			
			Hauteur moyenne arbre	n.s.		0.055704	0.026295	0.034137 *	n.s.			
			Distance à l'eau	n.s.		0.091646	0.02493	<0.001 ***	n.s.			
			Friche	5.22	0.517		12.9	1.63	n.s.			
			Parc urbain/gazon	4.28	0.394	0.00244 **	16.3	2	<0.001 ***	n.s.		
			Prairie	4.94	0.476		12.5	1.58	n.s.			
			Température	n.s.			n.s.		n.s.			
			Vitesse du vent	n.s.			n.s.		n.s.			
			Présence de précipitation	n.s.			n.s.		n.s.			
			Ajustement				2243.9			592.6		
			AIC				1214.1					

Tableau 6 : Coefficients estimés et valeurs moyennes prédictes des modèles linéaires mixtes généralisés, avec l'interaction entre la densité pondérée des lampadaires et l'indice de végétation, pour chaque groupe (LRE, MRE et SRE) et chaque variable réponse (a) nombre de contacts (b) durée de séquence moyenne. Seuil de probabilité d'identification supérieur à 0,5. Significativité p-valeur : ‘***’ ≤ 0,001, ‘**’ ≤ 0,01, ‘*’ ≤ 0,05.

ZONE TAMPON (m)			(a)	NOMBRE DE CONTACTS TOTAL								
LRE	MRE	SRE		LRE			MRE			SRE		
			Estimate/response	Std. Error/SE	p-value	Estimate/response	Std. Error/SE	p-value	Estimate/response	Std. Error/SE	p-value	
100	200	200	Distance 1er lampadaire	n.s.		n.s.			0.26428	0.08037	0.00101 **	
100	200	100	Indice de végétation	0.41897	0.068497	<0.001 ***	-0.28731	0.06788	<0.001 ***	-0.19556	0.07921	0.01355 *
400	100	100	Complexité verticale	n.s.		n.s.			n.s.			
			Hauteur moyenne arbre	0.40195	0.072659	<0.001 ***	0.42732	0.06512	<0.001 ***	0.48989	0.07588	<0.001 ***
			Distance à l'eau	n.s.		n.s.			0.13842	0.06638	0.03706 *	
			Friche	15.9	4.42		762	137	6.59	1.21		
			Parc urbain/gazon	20.7	5.49		1073	173	6.89	0.995		
			Prairie	26.8	7.12	0.00587 **	477	79.5	0.00982 **	10.91	1.59	0.01493 *
			Température	n.s.			n.s.			-0.28028	0.11882	0.01833 *
			Vitesse du vent	n.s.			n.s.			n.s.		
			Présence de précipitation	n.s.			n.s.			0.37214	0.18387	0.04297 *
			Ajustement				5303.3			1269.9		
			AIC				2481					

ZONE TAMPON (m)			(b)	DUREE DE SEQUENCE MOYENNE (SECONDES)								
LRE	MRE	SRE		LRE			MRE			SRE		
			Estimate/response	Std. Error/SE	p-value	Estimate/response	Std. Error/SE	p-value	Estimate/response	Std. Error/SE	p-value	
100	200	200	Distance 1er lampadaire	n.s.		0.06949	0.02715	0.0105 *	n.s.			
100	200	100	Indice de végétation	n.s.		-0.06349	0.02954	0.0316 *	n.s.			
400	100	100	Complexité verticale	n.s.		0.05277	0.02667	0.0479 *	n.s.			
			Hauteur moyenne arbre	n.s.		0.06592	0.02616	0.0117 *	n.s.			
			Distance à l'eau	n.s.		0.11074	0.02502	<0.001 ***	n.s.			
			Friche	5.18	0.523		12.4	1.5	n.s.			
			Parc urbain/gazon	4.35	0.412	0.0105 *	16.5	1.93	<0.001 ***	n.s.		
			Prairie	5.1	0.489		11.9	1.4	n.s.			
			Température	n.s.			n.s.		n.s.			
			Vitesse du vent	n.s.			n.s.		-0.16645	0.0815	0.0411 *	
			Présence de précipitation	n.s.			n.s.		n.s.			
			Ajustement				2239.5			597.7		
			AIC				1214.1					

Tableau 7 : Coefficients estimés et valeurs moyennes prédictes des modèles linéaires mixtes généralisés, avec la distance au lampadaire le plus proche, pour chaque groupe (LRE, MRE et SRE) et chaque variable réponse (a) nombre de contacts (b) durée de séquence moyenne. Seuil de probabilité d'identification supérieur à 0,5. Significativité p-valeur : ‘***’ ≤ 0,001, ‘**’ ≤ 0,01, ‘*’ ≤ 0,05.

Seulement deux indicateurs de pollution lumineuse ressortent significativement : le spectre et la distance au lampadaire le plus proche. La durée de séquence moyenne présente une durée plus élevée en présence de lumière bleue, comme évoqué pour les LRE et le nombre de contacts (Tableau 5.b). Enfin, plus le lampadaire le plus proche est éloigné, plus la durée de séquence moyenne des MRE est longue (Tableau 7.b). Dans ce modèle, nous retrouvons également un effet négatif de l'indice de végétation et un effet positif de la complexité verticale.

Le groupe des chiroptères à courte portée d'écholocation (SRE) dénombre un total de 6 218 contacts pour un seuil de probabilité d'identification supérieur à 0,5 ; avec une moyenne de 9 contacts par nuit et par site, ainsi qu'une durée de séquence moyenne de 4 secondes.

Ces espèces constituent le groupe avec le nombre de contacts le plus faible, ainsi les modèles modélisant cette variable réponse comportent très souvent des problèmes d'ajustement. Cette problématique n'est pas retrouvée dans le cas de la durée de séquence moyenne comme variable réponse. Par conséquent, le nombre de contacts, nous allons présenter les modèles de manière distincte et successive. Tout d'abord, pour le premier modèle (Tableau 4.a), nous observons un effet négatif de la radiance et de l'indice de végétation, tandis que la hauteur moyenne de la canopée et la présence de précipitations ont un effet positif sur le nombre de contacts. De plus, les milieux prairiaux dénombrent plus de contacts que les friches et les parcs urbains. Pour le deuxième modèle (Tableau 5.a), nous remarquons un nombre de contacts plus élevé en présence de lumière rouge. La hauteur de la canopée possède comme précédemment un effet positif, contrairement à la température qui démontre un effet négatif sur le nombre de contacts. Ensuite, dans le modèle avec l'interaction entre la densité pondérée de lampadaires et l'indice de végétation (Tableau 6.a), nous retrouvons les effets positifs de la hauteur des arbres et des milieux prairiaux, ainsi que de la présence de précipitations, ainsi qu'un effet négatif de la densité pondérée de lampadaires. Enfin, le quatrième modèle (Tableau 7.a) regroupe un grand nombre d'effets avec des p-valeurs inférieures à 0,05. Parmi eux, il y a l'indice de végétation et la température qui ont des effets négatifs sur le nombre de contacts alors que le nombre de contacts augmente avec la présence de précipitations, en milieux prairiaux et avec la distance à l'eau. Nous retrouvons comme précédemment un effet positif de la hauteur des arbres. De même, la distance au lampadaire le plus proche possède un effet positif. Pour finir, la densité de lampadaires et la vitesse du vent possèdent un effet négatif sur la durée de séquence des SRE (Tableaux 5.b, 6.b et 7.b).

3.2.Seuil de probabilité d'identification supérieur à 0,9

Nous détaillerons les principaux résultats de ces modèles par comparaison avec les résultats obtenus pour le seuil de probabilité d'identification supérieur à 0,5. La présentation suivante suit la même structure que la précédente.

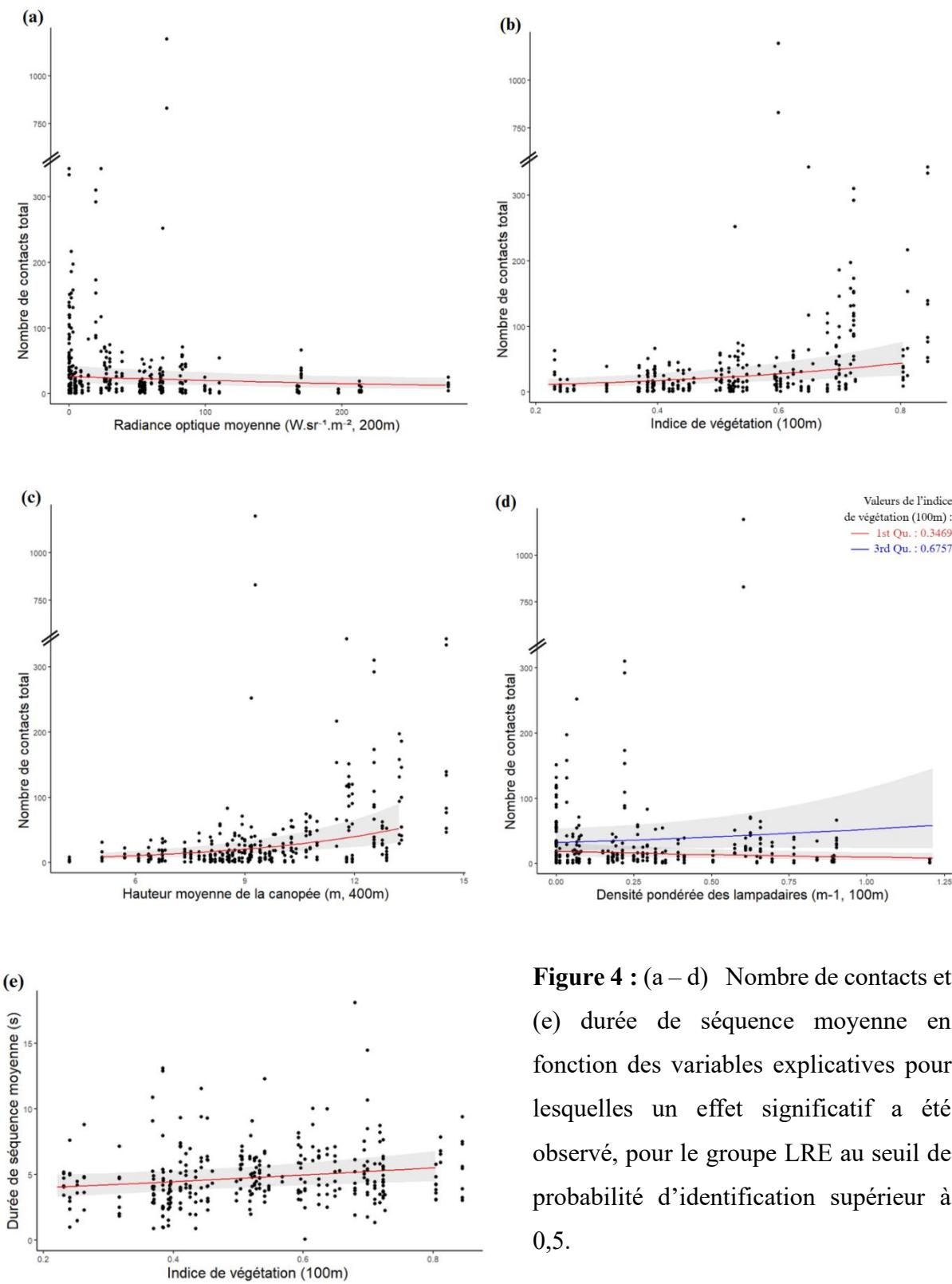


Figure 4 : (a – d) Nombre de contacts et (e) durée de séquence moyenne en fonction des variables explicatives pour lesquelles un effet significatif a été observé, pour le groupe LRE au seuil de probabilité d'identification supérieur à 0,5.

Le groupe des chiroptères à longue portée d'écholocation (LRE) dénombre un total de 3 781 contacts pour un seuil de probabilité d'identification supérieur à 0,9 ; avec une moyenne de 14 contacts par nuit et par site, ainsi qu'une durée de séquence moyenne de 3,7 secondes.

Tout d'abord, la radiance et l'interaction entre la densité pondérée des lampadaires et l'indice de végétation ne possèdent plus d'effets significatifs sur le nombre de contacts pour le groupe LRE. Nous observons également que le spectre possède un effet positif sur le nombre de contacts (Tableau 9.a), ce qui est contraire aux résultats mis en évidence avec le jeu de données dont le seuil est supérieur à 0,5. Puis, pour certains modèles, d'autres effets disparaissent tels que l'effet positif des milieux prairiaux sur le nombre de contacts ou encore l'effet négatif des parcs urbains sur la durée de séquence moyenne. Nous observons également l'apparition d'un effet négatif de la densité de lampadaires sur la durée de séquence moyenne (Tableau 10.b).

Le groupe des chiroptères à moyenne portée d'écholocation (MRE) dénombre un total de 166 077 contacts pour un seuil de probabilité d'identification supérieur à 0,9 ; avec une moyenne de 484 contacts par nuit et par site, ainsi qu'une durée de séquence moyenne de 9,5 secondes.

Nous devons souligner l'apparition d'un effet positif de la complexité verticale pour les quatre modèles sur le nombre de contacts des MRE (Tableaux 8.a-11.a). De plus, nous observons la disparition de l'effet positif de la distance à l'eau sur la durée de séquence moyenne. Nous remarquons également le passage de l'effet du spectre à un effet non significatif pour la durée de séquence. Enfin, pour le quatrième modèle, d'autres effets deviennent non significatifs tels que l'indice de végétation et la complexité verticale.

Le groupe des chiroptères à courte portée d'écholocation (SRE) dénombre un total de 809 contacts pour un seuil de probabilité d'identification supérieur à 0,9 ; avec une moyenne de 9 contacts par nuit et par site, ainsi qu'une durée de séquence moyenne de 3,3 secondes.

Pour ce groupe, nous observons de nombreux changements. Pour le premier modèle (Tableau 8.a), nous observons la disparition des effets significatifs de l'indice de végétation, des milieux prairiaux et de la précipitation sur le nombre de contacts. Cependant, l'effet de la distance à l'eau devient significativement positif sur le nombre de contacts. Pour ce même modèle, il y a l'apparition d'effets significativement négatifs de la température, des parcs urbains et milieux prairiaux sur la durée de séquence moyenne des SRE (Tableau 8.b). Ensuite, pour le modèle composé du spectre, nous observons que l'effet de ce dernier devient non significatif avec le nombre de contacts (Tableau 9.a). Nous retrouvons à nouveau un effet positif de la distance à l'eau sur l'activité et les mêmes effets évoqués ci-dessus pour la durée de séquence moyenne. Dans le troisième modèle (Tableau 10), l'effet positif de la distance à l'eau est également présent pour le nombre de contacts des SRE, avec cette fois la température et les milieux prairiaux qui perdent leurs significativités.

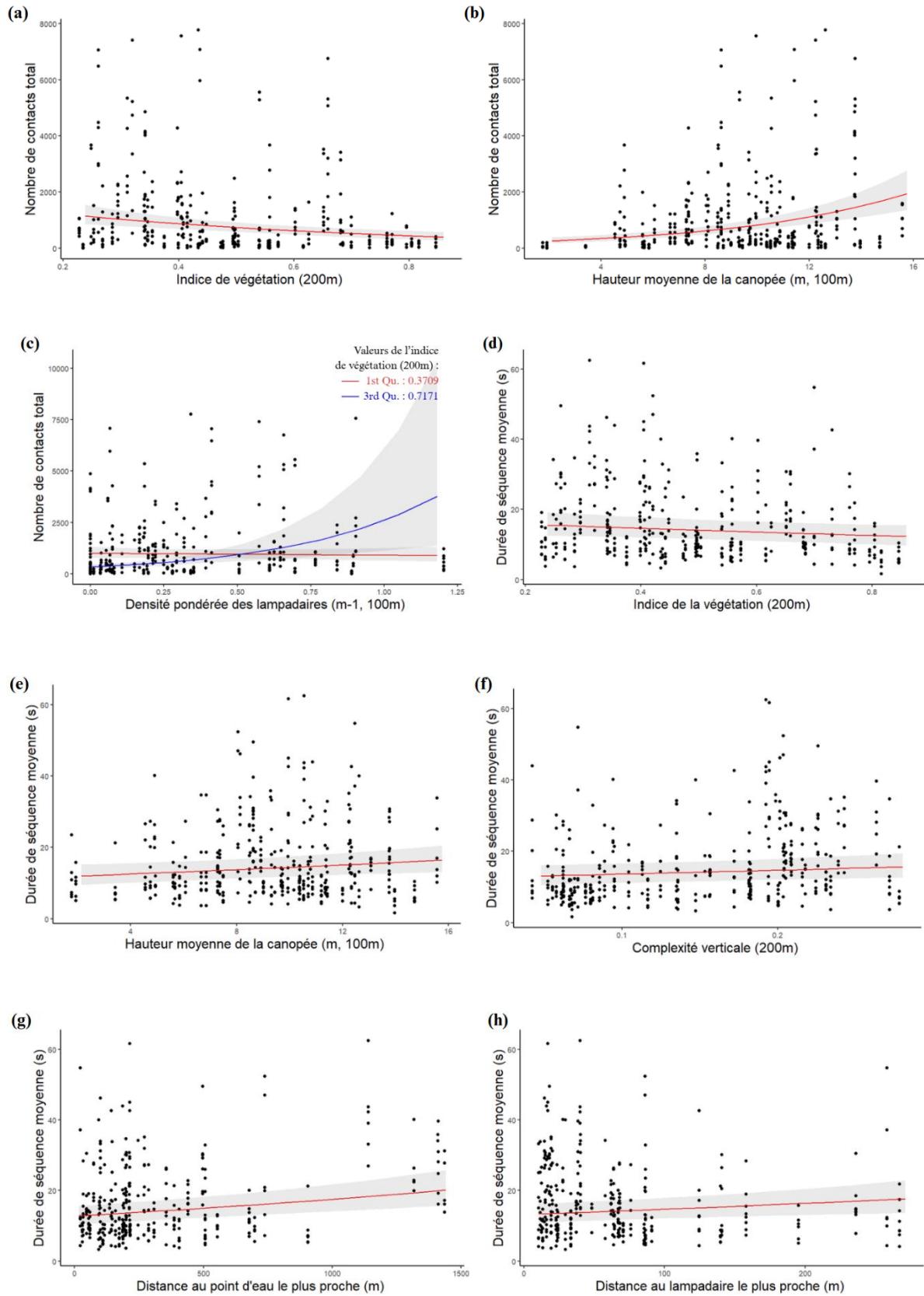


Figure 5 : (a – c) Nombre de contacts et (d – h) durée de séquence moyenne en fonction des variables explicatives pour lesquelles un effet significatif a été observé, pour le groupe MRE au seuil de probabilité d'identification supérieur à 0,5.

Nous retrouvons à nouveau un effet négatif de la densité pondérée de lampadaires. Pour la durée de séquence, seule la température a un effet significativement négatif. Enfin, pour le quatrième modèle (Tableau 11), nous observons la perte de significativité des effets pour 5 variables, la distance au lampadaire le plus proche, l'indice de végétation, les milieux prairiaux, la température et la présence de précipitations. Les changements pour la durée de séquence moyenne sont équivalents à ceux évoqués pour le deuxième modèle.

4. DISCUSSION

Notre étude a permis de relier des paramètres d'activité des chiroptères à des indicateurs de pollution lumineuse à haute résolution spatiale, le long de gradients environnementaux urbains au sein de l'Eurométropole de Strasbourg. Nous avons mis en évidence un effet négatif de l'éclairage urbain sur l'activité des chiroptères de courte et de longue portée d'écholocation. Nous avons également démontré les enjeux des variables paysagères telles que la proportion de végétation et la hauteur des arbres. En outre, nous avons confirmé les milieux (friche, prairie ou gazon) les plus favorables aux activités de chasse des chiroptères selon leur appartenance à leur groupe écologique.

Plusieurs variables paysagères se distinguent dans nos résultats. Tout d'abord, l'indice de végétation a montré un effet positif sur le nombre de contacts des LRE pour les deux seuils de probabilité d'identification étudiés, ainsi que sur la durée de séquence dans deux modèles au seuil 0,5. Cet effet est cohérent par rapport à nos prédictions et à l'écologie de ce groupe. Les LRE sont des espèces qui chassent dans des milieux ouverts et dégagés (Denzinger et Schnitzler, 2013 ; Baudouin et al., 2024), soit dans des milieux très souvent végétalisés. Ce résultat se complète par un taux élevé de contacts dans les prairies et des faibles durées de séquence dans les parcs urbains et les gazons. Les prairies constituent des milieux ouverts, dégagés et plus abondants en insectes nocturnes volants que les gazons, comme démontré dans une étude récente menée sur les mêmes sites d'étude (Lallement, 2025). Cette réponse est appuyée par les résultats sur la Noctule commune (*Nyctalus noctula*) qui ont montré un plus grand évitement de l'encombrement végétal par cette espèce (Suarez-Rubio et al., 2018). A contrario, les parcs urbains représentent des sites moins attractifs pour ce groupe, sûrement provoqués par un espace plus encombré et une abondance d'insectes plus faible (Lallement, 2025). En opposition, les MRE et les SRE possèdent un plus faible nombre de contacts en présence d'un indice de végétation élevé. Les chauves-souris du genre *Pipistrellus* (*P. kuhlii*, *P. pipistrellus* et *H. savii*), appartenant au groupe MRE, sont des espèces chasseurs-cueilleurs urbains fréquents car leurs cris d'écholocation FM-QCF et leur profil d'aile fonctionnent bien dans les habitats de bordure (Russo et Ancillitto, 2015). On parle également d'espèces généralistes pour désigner la Pipistrelle commune (*Pipistrellus pipistrellus*) par exemple, que l'on retrouve très souvent en milieu urbain (Baudouin et al., 2024).

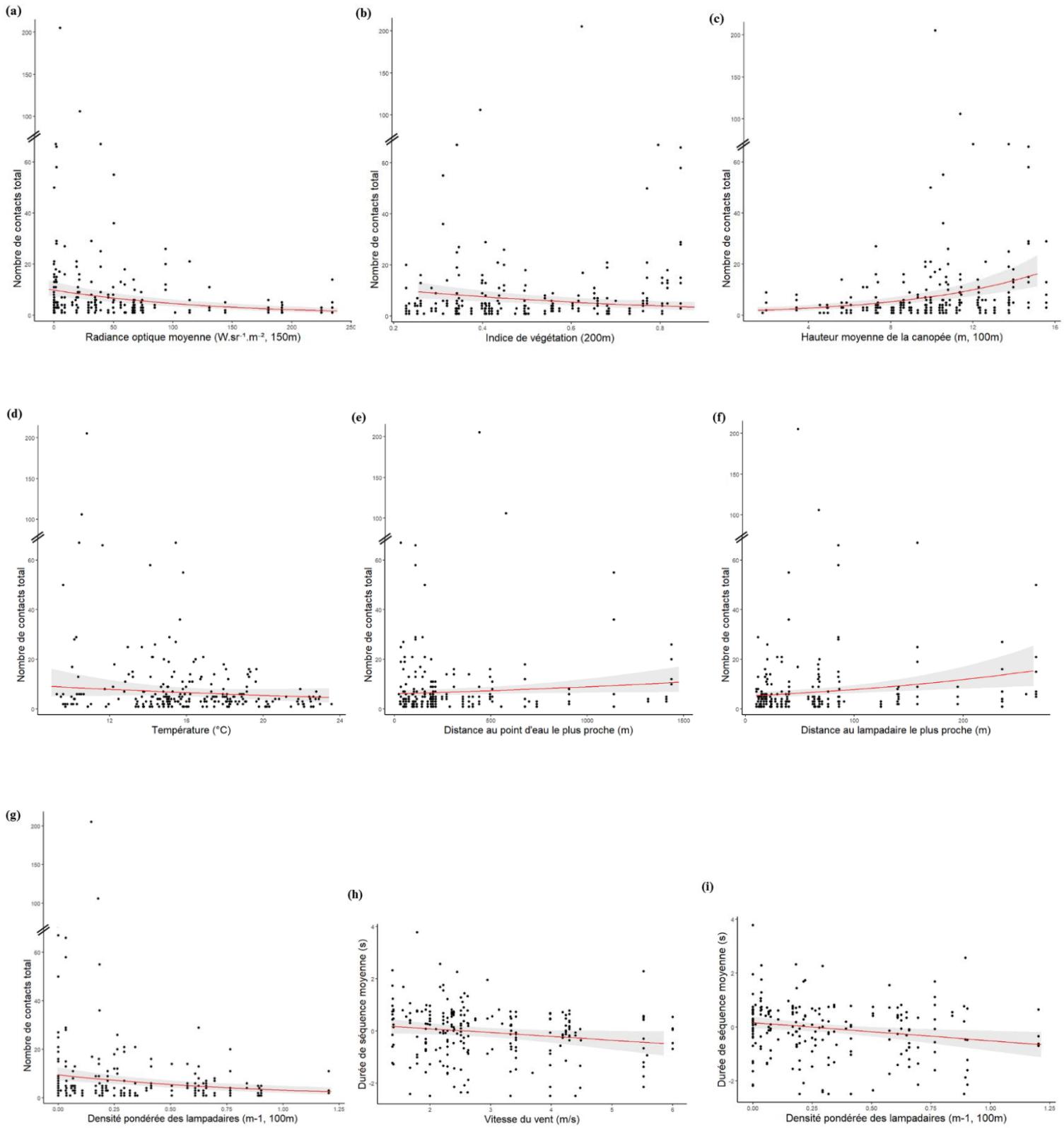


Figure 6 : (a – g) Nombre de contacts et (h – i) durée de séquence moyenne en fonction des variables explicatives pour lesquelles un effet significatif a été observé, pour le groupe SRE au seuil de probabilité d'identification supérieur à 0,5.

Ainsi, l'effet négatif de l'indice de végétation pour les MRE démontre qu'on les observe davantage dans les villes, par rapport aux milieux boisés. Or, cet effet reste surprenant pour le groupe des SRE qui exploitent principalement des milieux naturels encombrés tels que des sous-bois (Pauwels et al., 2021 ; Baudouin et al., 2024). Nous nous attendions donc à un effet positif de l'indice de végétation sur ce groupe, contredisant ainsi notre prédiction initiale. Nous pouvons formuler deux hypothèses distinctes pour expliquer ce résultat. La première hypothèse est que ce groupe possède un très grand nombre de faux positifs provoqués par des ultrasons anthropiques dans des milieux très artificialisés, altérant la qualité des estimations. D'un autre côté, le groupe des SRE émet des ultrasons détectables à de faibles distances. Nous pouvons supposer qu'une meilleure détection des SRE s'effectue dans les plus petits sites (parcs urbains entourés de bâtiments), si ceux-ci se cantonnent aux fourrés et bois de ces parcs. Notons que cette étude présente les premières analyses des données chiroptères collectées. Le suivi se poursuivra sur plusieurs années, ce qui augmentera la taille du jeu de données. L'évolution des résultats au cours des années permettra soit de confirmer ces résultats, soit de réévaluer certaines conclusions. Nous souhaitons également souligner que l'ensemble des résultats pour le modèle des SRE sont à interpréter et à considérer avec précaution du fait de leur faible nombre dans l'échantillon et des problématiques d'ajustement des modèles.

Toutefois, pour compléter les effets de l'indice de végétation sur le groupe des MRE, nous remarquons que le nombre de contacts est particulièrement faible dans les prairies. De plus, la durée de séquence moyenne est significativement plus longue dans les parcs urbains et les gazons. Sachant que *Pipistrellus pipistrellus*, l'espèce majoritaire de ce groupe, est associée aux sites du centre urbain (Starik et al., 2024) et que la durée de séquence reflète l'attractivité des sites à partir de comportements de chasse (Chayrigues, 2021) ; nous pouvons alors supposer que les MRE, principalement présentes en milieu urbain, exploitent les parcs urbains comme site de chasse. En effet, les parcs constituent une réserve de proies, étant donné le degré élevé d'imperméabilité des villes, la végétation au sol dans les espaces verts peut fournir une densité d'insectes plus élevée (Suarez-Rubio et al., 2018).

Ensuite, nos résultats montrent un effet significativement positif de la hauteur moyenne de la canopée sur le nombre de contacts des trois groupes de chiroptères, ainsi que sur la durée de séquence moyenne des MRE pour les deux seuils de probabilités étudiés. Une autre étude a démontré que le nombre de grands arbres favorise l'activité globale des chauves-souris (Suarez-Rubio et al., 2018). D'autres chercheurs ont mis en évidence que la présence d'arbres dans les haies favorise l'activité des chauves-souris (Lacoeilhe et al., 2014). De plus, les MRE et les SRE préfèrent les éléments du paysage tels que les lisières aux habitats ouverts, ce qui corrobore les conclusions précédentes selon lesquelles les habitats ouverts semblent être les moins attrayants pour la recherche de nourriture (Frey-Ehrenbold et al., 2013).

ZONE TAMON (m)			(a)	NOMBRE DE CONTACTS TOTAL											
LRE	MRE	SRE		LRE			MRE			SRE					
			Estimate/response	Std. Error/SE	p-value		Estimate/response	Std. Error/SE	p-value	Estimate/response	Std. Error/SE	p-value			
100	100	250	Radiance moyenne	n.s		n.s				-0.351582	0.119408	0.00324	**		
150	150	100	Indice de végétation	0.30944	0.11572	<0.001	**	-0.340009	0.085824	<0.001	***	n.s			
100	200	100	Complexité verticale	n.s		0.227367	0.100221	0.0233	*	n.s					
400	100	100	Hauteur moyenne arbre	0.47103	0.09646	<0.001	***	0.48057	0.086295	<0.001	***	0.467209	0.111798	<0.001	***
			Distance à l'eau	n.s		n.s				0.247419	0.09481	0.00906	**		
			Friche	6.77	2.04		320	89.7		n.s					
			Parc urbain/gazon	5.78	1.63		491	117		n.s					
			Prairie	10.71	2.92	0.0419	*	171	43	0.0174	*	n.s			
			Température	n.s			n.s			n.s					
			Vitesse du vent	n.s			n.s			n.s					
			Présence de précipitation	n.s			n.s			n.s					
			Ajustement	Tendance légère			Tendance résiduelle			Tendance résiduelle					
			AIC	1300.8			3898.9			533.7					
ZONE TAMON (m)			(b)	DUREE DE SEQUENCE MOYENNE (SECONDES)											
LRE	MRE	SRE		LRE			MRE			SRE					
			Estimate/response	Std. Error/SE	p-value		Estimate/response	Std. Error/SE	p-value	Estimate/response	Std. Error/SE	p-value			
100	100	250	Radiance moyenne	n.s		n.s				n.s					
150	150	100	Indice de végétation	n.s		n.s				n.s					
100	200	100	Complexité verticale	n.s		n.s				n.s					
400	100	100	Hauteur moyenne arbre	n.s		0.0515346	0.0250026	0.0393	*	n.s					
			Distance à l'eau	n.s		n.s				n.s					
			Friche	n.s		8.3	0.915			0.479	0.237				
			Parc urbain/gazon	n.s		10.73	1.12	<0.001	***	-0.223	0.152	0.00883	**		
			Prairie	n.s		8.48	0.904			-0.184	0.18	0.02882	*		
			Température	n.s		n.s				-0.23358	0.10127	0.02108	*		
			Vitesse du vent	n.s		n.s				n.s					
			Présence de précipitation	n.s		n.s				n.s					
			Ajustement	Tendance légère			Tendance légère			Tendance légè					
			AIC	698.9			1543.8			261.1					

Tableau 8 : Coefficients estimés et valeurs moyennes prédictes des modèles linéaires mixtes généralisés, avec la radiance moyenne, pour chaque groupe (LRE, MRE et SRE) et chaque variable réponse (a) nombre de contacts (b) durée de séquence moyenne. Seuil de probabilité d'identification supérieur à 0,9. Significativité p-valeur : ‘***’ ≤ 0,001, ‘**’ ≤ 0,01, ‘*’ ≤ 0,05.

ZONE TAMON (m)			(a)	NOMBRE DE CONTACTS TOTAL											
LRE	MRE	SRE		LRE			MRE			SRE					
			Estimate/response	Std. Error/SE	p-value		Estimate/response	Std. Error/SE	p-value	Estimate/response	Std. Error/SE	p-value			
250	100	150	Spectre (rouge)	0.534283	0.144879	<0.001	***	n.s		n.s			n.s		
150	150	100	Indice de végétation	0.398372	0.095137	<0.001	***	-0.35308	0.08405	<0.001	***	n.s			
100	200	100	Complexité verticale	n.s		0.23005	0.09928	0.0205	*	n.s			n.s		
400	100	100	Hauteur moyenne arbre	0.380196	0.094815	<0.001	***	0.50615	0.08856	<0.001	***	0.44528	0.11112	<0.001	***
			Distance à l'eau	n.s		n.s				n.s			0.24535	0.09856	0.0128
			Friche	n.s		327	87			n.s					
			Parc urbain/gazon	n.s		494	112			n.s					
			Prairie	n.s		176	42.3	0.0135	*	n.s					
			Température	n.s		n.s				-0.43786	0.18816	0.02	*		
			Vitesse du vent	n.s		n.s				n.s					
			Présence de précipitation	n.s		n.s				n.s					
			Ajustement	Tendance légère			Tendance résiduelle			Tendance légè					
			AIC	1288.2			3897.4			539.5					
ZONE TAMON (m)			(b)	DUREE DE SEQUENCE MOYENNE (SECONDES)											
LRE	MRE	SRE		LRE			MRE			SRE					
			Estimate/response	Std. Error/SE	p-value		Estimate/response	Std. Error/SE	p-value	Estimate/response	Std. Error/SE	p-value			
250	100	150	Spectre (rouge)	n.s		n.s				n.s			n.s		
150	150	100	Indice de végétation	n.s		n.s				n.s			n.s		
100	200	100	Complexité verticale	n.s		n.s				n.s			n.s		
400	100	100	Hauteur moyenne arbre	n.s		0.050939	0.025122	0.042594	*	n.s			n.s		
			Distance à l'eau	n.s		n.s				n.s			n.s		
			Friche	3.9	0.391		8.37	0.914		0.49	0.239		0.00948	**	
			Parc urbain/gazon	3.32	0.296	0.0411	*	10.66	1.11	<0.001	***	-0.212	0.154	0.01652	*
			Prairie	3.76	0.335		8.38	0.886		-0.236	0.179	0.01652	*		
			Température	n.s		n.s				-0.27192	0.1001	0.0066	**		
			Vitesse du vent	n.s		n.s				n.s					
			Présence de précipitation	n.s		n.s				n.s					
			Ajustement	Exclusion de 2 outliers			Tendance légère			Tendance légè					
			AIC	693.1			1544.2			262.8					

Tableau 9 : Coefficients estimés et valeurs moyennes prédictes des modèles linéaires mixtes généralisés, avec le spectre lumineux, pour chaque groupe (LRE, MRE et SRE) et chaque variable réponse (a) nombre de contacts (b) durée de séquence moyenne. Seuil de probabilité d'identification supérieur à 0,9. Significativité p-valeur : ‘***’ ≤ 0,001, ‘**’ ≤ 0,01, ‘*’ ≤ 0,05.

Les MRE et les SRE deviennent plus actifs à mesure que la surface couverte par les éléments du paysage tels que les arbres, les haies, les forêts, est grande (Frey-Ehrenbold et al., 2013). Plusieurs explications peuvent être formulées : la présence plus abondante de proies, les éléments fournissent une barrière contre le vent et la protection contre les prédateurs, surtout pour le groupe des SRE dont le vol est caractérisé de lent (Frey-Ehrenbold et al., 2013). Pour l'ensemble des trois groupes, les éléments tels que les arbres permettent de connecter les paysages en formant des couloirs de déplacement. Cela corrobore nos hypothèses en démontrant l'importance fonctionnelle de la connectivité structurelle du couvert arboré pour les espèces de chauves-souris dans les paysages urbains (D. Hale et al., 2012). De plus, les sites avec de plus grands arbres peuvent être corrélés à des arbres plus âgés, dans lesquels les cavités et fissures sont nombreuses. Même si nous avons exclu l'activité de sortie et rentrée aux gîtes, différentes espèces sortent et rentrent à des heures différentes, et puis, il y a généralement un effet de halo autour du gîte, selon lequel les habitats de chasse les plus proches sont aussi les plus exploités.

Pour le groupe des MRE, nous retrouvons également un effet positif de la distance à l'eau sur la durée de séquence moyenne. Ce résultat est surprenant étant donné que les chiroptères, en plus de chasser, vont aussi s'abreuver la nuit. Les sites les plus éloignés de points d'eau sont ceux présents dans le quartier Cronenbourg (sites 30, 94, 95, 96 et 103). Compte tenu de leur regroupement spatial, ces sites présentent certainement des conditions similaires. Nous pouvons émettre l'hypothèse qu'un autre facteur, non exprimé dans nos analyses, offre des conditions plus favorables à l'activité de chasse des MRE sur ces sites. D'autres hypothèses peuvent être formulées comme celle d'une mauvaise qualité des espaces humides pour la chasse ou par le filtrage des données supprimant les contacts de transit. Pour finir, nous constatons que le nombre de contacts des MRE augmente avec la complexité verticale dans le dernier modèle pour chaque seuil, ce qui est cohérent étant donné que ce sont des espèces généralistes qui exploitent toutes les strates, offrant plus de ressources et de zones refuges.

De nombreuses études ont mis en évidence l'influence des conditions météorologiques sur l'activité des chiroptères, instaurant des modalités à suivre pour maximiser la fiabilité des résultats. Pour le groupe des SRE, nous remarquons des effets assez contre-intuitifs comme un effet positif de la présence de précipitations ou encore un effet négatif de la température sur le nombre de contacts. Toutefois, une légère tendance est observable avec une « préférence » des chauves-souris pour des températures plutôt élevées (10 à 22°C) (Labouré et al., 2018). Malgré la présence de l'effet de la température dans les résultats avec un seuil de 0,9, les autres effets sont présents principalement dans les modèles avec un biais dans l'ajustement. Par conséquent, nous n'irons pas plus loin dans l'interprétation de ces résultats. Du moins, l'effet négatif de la vitesse du vent sur la durée de séquence des SRE est plus cohérent et appuie les modalités mises en place. Pour rappel, le protocole VigieChiro déconseille le suivi lors de prévisions de rafales de vent supérieures à 8 km/h.

ZONE TAMPON (m)			(a)	NOMBRE DE CONTACTS TOTAL											
LRE	MRE	SRE		LRE			MRE			SRE					
			Estimate/response	Std. Error/SE	p-value		Estimate/response	Std. Error/SE	p-value	Estimate/response	Std. Error/SE	p-value			
100*150 100*150 100*100	Densité p. lampadaires*	n.s				0.41393	0.11007	<0.001	***	n.s					
	Indice de végétation					0.19345	0.1028	0.059868		-0.25402	0.12784	0.0469	*		
	Densité p. lampadaires		0.2781	0.10316	0.00702	**	-0.27576	-0.27576	0.001419	**					
	Indice de végétation	n.s				0.25588	0.09558	0.007427	**	n.s					
	Complexité verticale					0.40614	0.08941	<0.001	***	0.447304	0.117053	<0.001	***		
	Hauteur moyenne arbre	0.48417	0.09639	<0.001	***					0.224947	0.09862	0.02252	*		
	Distance à l'eau	n.s				n.s									
	Friche	6.56	2.06			n.s				n.s					
	Parc urbain/gazon	6.2	1.76			n.s				n.s					
	Prairie	11.53	3.23	0.01561	*	n.s				n.s					
	Température	n.s				n.s				n.s					
	Vitesse du vent	n.s				n.s				n.s					
	Présence de précipitation	n.s				n.s				n.s					
	Ajustement					Tendance résiduelle									
	AIC					1298.9				3886.5				539.9	

ZONE TAMPON (m)			(b)	DUREE DE SEQUENCE MOYENNE (SECONDES)											
LRE	MRE	SRE		LRE			MRE			SRE					
			Estimate/response	Std. Error/SE	p-value		Estimate/response	Std. Error/SE	p-value	Estimate/response	Std. Error/SE	p-value			
100*150 100*150 100*100	Densité p. lampadaires*	n.s				n.s				n.s					
	Indice de végétation	-0.08431	0.03057	0.0058	**	n.s				n.s					
	Densité p. lampadaires					n.s				n.s					
	Indice de végétation					n.s				n.s					
	Complexité verticale	n.s				n.s				n.s					
	Hauteur moyenne arbre	n.s				0.061455	0.025635	0.016516	*	n.s					
	Distance à l'eau	n.s				n.s				n.s					
	Friche	n.s				8.25	0.908			n.s					
	Parc urbain/gazon	n.s				10.64	1.11	<0.001	***	n.s					
	Prairie	n.s				8.18	0.888			n.s					
	Température	n.s				n.s				-0.226234	0.102179	0.0268	*		
	Vitesse du vent	n.s				n.s				n.s					
	Présence de précipitation	n.s				n.s				n.s					
	Ajustement					Tendance légère									
	AIC					695.5				1544.6				261.7	

Tableau 10 : Coefficients estimés et valeurs moyennes prédites des modèles linéaires mixtes généralisés, avec l’interaction entre la densité pondérée des lampadaires et l’indice de végétation, pour chaque groupe (LRE, MRE et SRE) et chaque variable réponse (a) nombre de contacts (b) durée de séquence moyenne. Seuil de probabilité d’identification supérieur à 0,9. Significativité p-valeur : ‘***’ ≤ 0,001, ‘**’ ≤ 0,01, ‘*’ ≤ 0,05.

ZONE TAMPON (m)			(a)	NOMBRE DE CONTACTS TOTAL											
LRE	MRE	SRE		LRE			MRE			SRE					
			Estimate/response	Std. Error/SE	p-value		Estimate/response	Std. Error/SE	p-value	Estimate/response	Std. Error/SE	p-value			
150 100 100	Distance 1er lampadaire	n.s				n.s				n.s					
	Indice de végétation	0.327835	0.101159	0.00119	**	-0.3339824	0.0845889	<0.001	***	n.s					
	Complexité verticale	n.s				0.2203934	0.1022436	0.0311	*	n.s					
	Hauteur moyenne arbre	0.470148	0.096363	<0.001	***	0.4846803	0.086286	<0.001	***	0.46841	0.11587	<0.001	***		
	Distance à l'eau	n.s				n.s				0.26847	0.10048	0.00754	**		
	Friche	n.s				327	91.6			n.s					
	Parc urbain/gazon	n.s				486	116			n.s					
	Prairie	n.s				172	42.8	0.0122	*	n.s					
	Température	n.s				n.s				n.s					
	Vitesse du vent	n.s				n.s				n.s					
	Présence de précipitation	n.s				n.s				n.s					
	Ajustement					Tendance légère								Surdispersion détectée	
	AIC					1300.9				3898.8					541.9

ZONE TAMPON (m)			(b)	DUREE DE SEQUENCE MOYENNE (SECONDES)											
LRE	MRE	SRE		LRE			MRE			SRE					
			Estimate/response	Std. Error/SE	p-value		Estimate/response	Std. Error/SE	p-value		Estimate/response	Std. Error/SE	p-value		
150 200 100	Distance 1er lampadaire	n.s				0.055772	0.026088	0.0325	*	n.s					
	Indice de végétation	n.s				n.s				n.s					
	Complexité verticale	n.s				n.s				n.s					
	Hauteur moyenne arbre	n.s				0.052648	0.024915	0.0346	*	n.s					
	Distance à l'eau	n.s				n.s				n.s					
	Friche	n.s				8.15	0.888			0.553	0.251				
	Parc urbain/gazon	n.s				10.89	1.12	<0.001	***	-0.246	0.162	0.00768	**		
	Prairie	n.s				8.38	0.878			-0.225	0.179	0.01183	*		
	Température	n.s				n.s				-0.28537	0.10226	0.00526	**		
	Vitesse du vent	n.s				n.s				n.s					
	Présence de précipitation	n.s				n.s				n.s					
	Ajustement					Tendance légère									
	AIC					700.7				1541				262.5	

Tableau 11 : Coefficients estimés et valeurs moyennes prédites des modèles linéaires mixtes généralisés, avec la distance au lampadaire le plus proche, pour chaque groupe (LRE, MRE et SRE) et chaque variable réponse (a) nombre de contacts (b) durée de séquence moyenne. Seuil de probabilité d’identification supérieur à 0,9. Significativité p-valeur : ‘***’ ≤ 0,001, ‘**’ ≤ 0,01, ‘*’ ≤ 0,05.

Effectivement, une légère « sélection » des vents plus faibles entre 0 et 3,5 m/s se dessine avec les maximums de contacts de chiroptères répertoriés dans cette tranche (Labouré et al., 2018).

Dans notre étude, nous avons pu analyser les effets de quatre indicateurs de pollution lumineuse dont les caractéristiques se complémentent. Tout d'abord, nos résultats démontrent un effet négatif de la radiance sur les LRE et les SRE pour le seuil 0,5, et uniquement pour les SRE pour le seuil 0,9. Par conséquent, la quantité de lumière semble impacter le comportement des espèces de ces groupes. Cette hypothèse est soutenue par une étude qui a démontré qu'avec une radiance moyenne $7,8 \text{ nW} \cdot \text{sr}^{-1} \cdot \text{cm}^{-2}$, à l'échelle du paysage, il y a eu 18 % de passages *d'E. serotinus* en moins que dans un endroit avec une radiance nulle (Mariton et al., 2023). De façon plus générale, il a été prouvé que l'ALAN réduit l'activité relative du groupe LRE (Villarroya-Villalba, 2021). De plus, de nombreuses études ont mis en évidence les effets négatifs de la pollution lumineuse sur les espèces du groupe SRE (Azam et al., 2016 ; Azam et al., 2018 ; Hooker J. et al., 2022 ; Hermans, 2024).

Concernant le spectre d'éclairage nocturne, nous observons pour le groupe des SRE un effet positif des longueurs d'ondes rouges sur le nombre de contacts. Cet effet confirme que les espèces *Plecotus* et *Myotis* à vol lent réduisent significativement leur activité en lumière blanche et verte, mais la conservent en lumière rouge (Spoelstra et al., 2017). Cette même étude a observé que les espèces agiles du genre *Pipistrellus* sont significativement plus actives en lumière blanche et verte, ce qui est l'opposé de la réponse des espèces *Myotis* et *Plecotus* (Spoelstra et al., 2017). En effet, nous observons que les MRE, sont présents plus longtemps sur les sites avec des lumières blanches/bleues. Ce phénomène est assez connu pour les espèces de ce groupe, on parle d'effet d'attraction. La littérature démontre que les longueurs d'onde plus courtes de la lumière blanche sont plus attractives pour les insectes aériens que la lumière rouge (Donners et al., 2018). Par conséquent, la lumière blanche attire plus d'insectes et offre ainsi des opportunités de recherche de nourriture prévisibles pour les chauves-souris (Prat et Yovel, 2020). Cet effet d'attraction est d'autant plus important pour les MRE qu'elles sont moins susceptibles à la prédation (profil des ailes, vol rapide) que le groupe des SRE ; et présentes dans des milieux avec de nombreuses sources lumineuses (Rydell et al., 1996 ; Pauwels et al., 2021).
Puis, nous remarquons des effets contradictoires pour le groupe des LRE entre les résultats du seuil 0,5 et 0,9. Pour le seuil 0,5, nous avons un effet négatif en opposition à un effet positif au seuil 0,9. Nous pouvons supposer que ce changement est provoqué par la proportion des espèces selon le jeu de données. Effectivement, pour le seuil 0,5, nous retrouvons environ 25% de contacts de la Sérotine commune (*Eptesicus serotinus*) et 64% de la Noctule de Leisler (*Nyctalus leisleri*), contre 13% et 74% de contacts pour ces deux espèces respectivement pour le seuil 0,9. La proportion de Noctule commune (*Nyctalus noctula*) reste inchangée entre les deux seuils.

Nous retrouvons donc une proportion de contacts plus importante de Sérotine commune (*Eptesicus serotinus*) au seuil 0,5, soit une espèce qui se nourrit autour des lampadaires dans les Pays-Bas (Spoelstra et al., 2017), voit son activité augmenter avec l'intensité lumineuse (Lacoeuilhe et al., 2014). Tandis qu'au seuil 0,9, son nombre de contacts diminue fortement, provoquant une proportion plus importante de contacts de Noctule de Leisler (*Nyctalus leisleri*) ; espèce dont l'activité diminue avec une intensité lumineuse élevée (Lacoeuilhe et al., 2014). En conséquence, la variation de l'effet du spectre est probablement liée à la variation des espèces présentes pour chaque seuil.

Dans un troisième temps, nous avons mis en évidence un effet positif de l'interaction entre l'indice de végétation et la densité pondérée des lampadaires pour les groupes LRE et MRE. Des valeurs élevées de densité pondérée de lampadaires combinées à de fortes valeurs d'indice de végétation présentent un nombre de contacts plus élevé qu'avec des valeurs de densité plus faibles. À l'inverse, nous observons des faibles valeurs d'indice de végétation, la densité pondérée de lampadaires réduit le nombre de contacts. Ces deux conditions sont plus notoires pour le groupe des MRE, dont l'indice de végétation combiné à une forte densité de lampadaires possède un effet positif important, contrairement à un indice de végétation élevé combiné à une faible densité de lampadaires qui démontre un effet négatif sur le nombre de contacts de ce groupe. Ainsi, la présence de végétation seule augmente l'activité des LRE, mais diminue celle des MRE. En revanche, un site avec une forte végétation et de nombreux lampadaires semble augmenter l'activité des chiroptères de ces deux groupes. Nous pouvons relier cette observation aux résultats sur les longueurs d'onde, en émettant l'hypothèse du phénomène d'attraction. Autrement dit, les milieux avec beaucoup de végétation possèdent une forte abondance en insectes, qui se retrouvent attirés et agglutinés au niveau des lampadaires si ces derniers sont nombreux dans ces milieux. De plus, la position spatiale des lampadaires possède un effet significativement positif sur l'activité de certaines espèces du groupe MRE et LRE (*Pipistrellus pipistrellus* et *Nyctalus noctula*) entre 0 et 10m (Azam et al., 2018). En outre, la distance au lampadaire le plus proche montre un effet positif sur le nombre de contacts des SRE, mais aussi sur la durée de séquence des MRE. Ce résultat est attendu pour le groupe SRE car les espèces qui composent ce groupe sont toutes des espèces sensibles à la lumière. Il est également renforcé par l'effet négatif de la densité pondérée des lampadaires sur le groupe des SRE. En comparaison, il a été prouvé que la position spatiale des lampadaires possède un effet négatif sur ces derniers pouvant aller jusqu'à 50 m (Azam et al., 2018). Cependant, ce résultat inattendu pour la durée de séquence des MRE qui illustre l'attractivité des sites. L'hypothèse d'un artefact n'est pas exclue, cependant nous n'avons pas d'interprétation biologique à proposer.

Nos résultats ont renforcé les connaissances acquises sur les chiroptères en milieu urbain en Europe et leurs réponses comportementales face à l'éclairage. Nous avons également souligné l'intérêt de la présence de végétation pour ces espèces, autant pour des enjeux d'habitats, de corridors écologiques ou

encore de ressources alimentaires. La présence des réserves naturelles de la forêt de Neuhof Illkirch-Graffenstaden et de la forêt de la Robertsau-Wantzenau au sein de l'Eurométropole de Strasbourg offre des zones favorables au développement des colonies de chiroptères dont les espèces sont plus sensibles aux milieux urbains telles que le groupe des SRE et quelques espèces LRE. Malgré la croissance et l'artificialisation des sols, la préservation des milieux naturels et la présence de parcs urbains permettent de concilier la faune sauvage proche, voire au sein de milieux urbains.

D'autres perspectives sur le long terme pourraient également améliorer la cohabitation. Afin de compléter notre étude et de mettre en place des mesures de gestion plus précises, plusieurs axes pourront être développés dans le futur. Tout d'abord, notre étude a considéré une image satellite acquise par l'Eurométropole de Strasbourg datant de 2020 pour extraire des indicateurs de pollution lumineuse tels que la radiance et les longueurs d'ondes émises. Cependant, les enregistrements des chiroptères utilisés datent de l'année 2024, soit une différence de 4 ans entre les deux sources de données. Nous pourrions donc reconduire cette étude avec des données de pollution lumineuse plus récentes et plus précises. Pour ce faire, depuis le début de l'année 2025, des stations environnementales sont installées sur l'ensemble des sites Evolville. Ces appareils permettent de mesurer, à l'échelle locale, différents paramètres dont la température, l'humidité, l'intensité sonore (décibels) et la qualité du ciel nocturne. Ces paramètres ont été choisis pour étudier les effets des îlots de chaleur urbains, la pollution sonore et lumineuse. Les informations sont recueillies toutes les 15 min, 24 h/24 h, transmises à un serveur via le réseau LoraWan.

Ensuite, pour compléter nos connaissances et débattre de l'intérêt des mesures actuelles, nous pourrions nous intéresser aux mesures d'extinction de l'éclairage, mises en place entre 1 h 00 et 5 h 00 du matin dans certains quartiers de l'EMS depuis 2023. Effectivement, nous pourrions analyser l'activité des chiroptères au sein de la nuit afin de détecter des pics d'activité et les comparer aux heures durant lesquelles l'éclairage est éteint. Cette analyse devrait utiliser un sous-échantillon de sites avec des gestions différencierées et probablement se concentrer dans un premier temps sur les espèces généralistes, soit celles du groupe MRE en raison de leur abondance. Nous pourrions ainsi débattre des enjeux de cette mesure et du choix des horaires les plus propices.

Enfin, le suivi des chiroptères en 2025 s'est accompagné d'un suivi des insectes nocturnes volants. Ce suivi s'est effectué à l'aide de pièges lumineux, posés à distance des AudioMoths sur les mêmes sites aux mêmes dates. La collecte de ces données va permettre de lier les sites favorables à l'activité des chiroptères à la richesse en proies récoltées ainsi qu'à la composition en termes de taille ou de groupe taxonomique dominant. Cette variable permettra de compléter les variables qui peuvent influencer les réponses comportementales de ces mammifères.

Pour finir, nous encourageons vivement les gestionnaires à mettre à disposition les informations relatives à l'éclairage pour consolider les bases de données et par conséquent les études qui en découlent.

BIBLIOGRAPHIE

- Azam, C., Le Viol, I., Bas, Y., Zissis, G., Vernet, A., Julien, J.-F., & Kerbiriou, C. (2018). Evidence for distance and illuminance thresholds in the effects of artificial lighting on bat activity. *Landscape and Urban Planning*, 175, 123-135. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.02.011>
- Baudouin, A., Kerbiriou, C., Chartendrault, V., Hette-Tronquart, N., Celine, B., & Nicolas, G. (2024). *Guide pour une meilleure intégration des enjeux chiroptères sur les centrales solaires photovoltaïques au sol.* <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.15917.91364>
- Bolliger, J., Haller, J., Wermelinger, B., Blum, S., & Obrist, M. K. (2022). Contrasting effects of street light shapes and LED color temperatures on nocturnal insects and bats. *Basic and Applied Ecology*, 64, 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2022.07.002>
- Browning, E., Barlow, K.E., Burns, F., Hawkins, C. et Boughey, K. (2021), Facteurs de changement des populations de chauves-souris européennes : une revue révèle des lacunes dans les données probantes. *Mam Rev*, 51 : 353-368. <https://doi.org/10.1111/mam.12239>
- Chayrigues, S. (2021). Statistiques en écologie acoustique. Mémoire de stage. Master statistique pour les sciences de la vie. Université de Montpellier. 70pp.
- Cosson, E., Albalat, F., Stoeckle, T., & Coiffard, P. (s. d.). *Role of the cabins as shelters for the lesser horseshoe bat.* Consulté 9 août 2025, à l'adresse https://core.ac.uk/outputs/33524298/?utm_source=pdf&utm_medium=banner&utm_campaign=pdf-decoration-v1
- Denzinger, A., & Schnitzler, H.-U. (2013). Bat guilds, a concept to classify the highly diverse foraging and echolocation behaviors of microchiropteran bats. *Frontiers in Physiology*, 4. <https://doi.org/10.3389/fphys.2013.00164>
- Disca, T., Allegrini, B., & Prié, V. (2014). Caractéristiques acoustiques des cris d'écholocation de 16 espèces de chiroptères (Mammalia, Chiroptera) du Maroc. *Disca&al._2014_Chiro-Maroc_Vesper3. Le Vespère.*
- Donners, M., van Grunsven, R. H. A., Groenendijk, D., van Langevelde, F., Bikker, J. W., Longcore, T., & Veenendaal, E. (2018). Colors of attraction : Modeling insect flight to light behavior. *Journal of Experimental Zoology Part A: Ecological and Integrative Physiology*, 329(8-9), 434-440. <https://doi.org/10.1002/jez.2188>

- Fourreau, V. (2024, octobre 7). *Infographie : L'explosion urbaine dans le monde*. Statista Daily Data. <https://fr.statista.com/infographie/26877/urbanisation-monde-evolution-part-de-la-population-urbaine-par-continent>
- Frey-Ehrenbold, A., Bontadina, F., Arlettaz, R., & Obrist, M. K. (2013). Landscape connectivity, habitat structure and activity of bat guilds in farmland-dominated matrices. *Journal of Applied Ecology*, 50(1), 252-261. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.12034>
- Haddock, J. K., Threlfall, C. G., Law, B., & Hochuli, D. F. (2019). Light pollution at the urban forest edge negatively impacts insectivorous bats. *Biological Conservation*, 236, 17-28. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.05.016>
- Hale, J. D., Fairbrass, A. J., Matthews, T. J., & Sadler, J. P. (2012). Habitat Composition and Connectivity Predicts Bat Presence and Activity at Foraging Sites in a Large UK Conurbation. *PLOS ONE*, 7(3), e33300. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0033300>
- Heim, O., Johannes Lenski, J., Jelena Schulze, J., Kirsten Jung, K., Stephanie Kramer-Schadt, S., Jana A. Eccard, J.A., Christian C. Voigt, C.C. (2018). The relevance of vegetation structures and small water bodies for bats foraging above farmland. *Basic and Applied Ecology*. 27, 9-19, <https://doi.org/10.1016/j.baae.2017.12.001>.
- Hermans, C. (2024). *Bats in the spotlight : Spatiotemporal response of foraging and commuting bats to anthropogenic light at night* [Wageningen University]. <https://doi.org/10.18174/652312>
- Hooker, J., Lintott, P., & Stone, E. (2022). Lighting up our waterways : Impacts of a current mitigation strategy on riparian bats. *Environmental Pollution*, 307, 119552. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119552>
- Kerbiriou, C., Barré, K., Mariton, L., Pauwels, J., Zissis, G., Robert, A., & Le Viol, I. (2020). Switching LPS to LED Streetlight May Dramatically Reduce Activity and Foraging of Bats. *Diversity*, 12(4), 165. <https://doi.org/10.3390/d12040165>
- Kerbiriou, C., Bas, Y., Le Viol, I., Lorrilliere, R., Mougnot, J., & Julien, J. F. (2018). Potential of bat pass duration measures for studies of bat activity. *Bioacoustics*, 28(2), 177–192. <https://doi.org/10.1080/09524622.2017.1423517>
- Labouré, M., Papon, P., Girard, T., Leroy, M., Martinez, K. (2018). Analyse de l'activité des chiroptères en fonctions des conditions météorologiques et de sa répartition au cours de la nuit. *Encis Environnement*.
- Lacoeuilhe, A., Machon, N., Julien, J.-F., Bocq, A. L., & Kerbiriou, C. (2014). The Influence of Low Intensities of Light Pollution on Bat Communities in a Semi-Natural Context. *PLOS ONE*, 9(10), e103042. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0103042>

- Lallement, F. (2025). La relation entre la diversité en insectes nocturnes volants et l'éclairage urbain à l'échelle de l'Eurométropole de Strasbourg. Mémoire de stage. Master 1 Faculté de Géographie et d'Aménagement. Université de Strasbourg. 46 pp.
- Lewis, S. M., Wong, C. H., Owens, A. C. S., Fallon, C., Jepsen, S., Thancharoen, A., Wu, C., De Cock, R., Novák, M., López-Palafox, T., Khoo, V., & Reed, J. M. (2020). A Global Perspective on Firefly Extinction Threats. *BioScience*, 70(2), 157-167. <https://doi.org/10.1093/biosci/biz157>
- Mariton, L. (2023). Taking light pollution effects on biodiversity into account in conservation measures : challenges and prospects. Case study of European bat species. *Biodiversity and Ecology*. Sorbonne Université, 2023. <https://theses.hal.science/tel-04042599v1>
- Pauwels, J., Le Viol, I., Azam, C., Valet, N., Julien, J.-F., Bas, Y., Lemarchand, C., Sanchez de Miguel, A., & Kerbiriou, C. (2019). Accounting for artificial light impact on bat activity for a biodiversity-friendly urban planning. *Landscape and Urban Planning*, 183, 12-25. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.08.030>
- Pauwels, J., Le Viol, I., Bas, Y., Valet, N., & Kerbiriou, C. (2021). Adapting street lighting to limit light pollution's impacts on bats. *Global Ecology and Conservation*, 28, e01648. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01648>
- Prat, Y., & Yovel, Y. (2020). Decision making in foraging bats. *Current Opinion in Neurobiology*, 60, 169-175. <https://doi.org/10.1016/j.conb.2019.12.006>
- Russo, D., & Ancillotto, L. (2015). Sensitivity of bats to urbanization : A review. *Mammalian Biology*, 80(3), 205-212. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2014.10.003>
- Rydell, J., Entwistle, A., & Racey, P. A. (1996). Timing of Foraging Flights of Three Species of Bats in Relation to Insect Activity and Predation Risk. *Oikos*, 76(2), 243-252. <https://doi.org/10.2307/3546196>
- Spoelstra, K., van Grunsven, R. H. A., Ramakers, J. J. C., Ferguson, K. B., Raap, T., Donners, M., Veenendaal, E. M., & Visser, M. E. (2017). Response of bats to light with different spectra : Light-shy and agile bat presence is affected by white and green, but not red light. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 284(1855), 20170075. <https://doi.org/10.1098/rspb.2017.0075>
- Starik, N., Gygax, L., & Göttert, T. (2024). Unexpected bat community changes along an urban–rural gradient in the Berlin–Brandenburg metropolitan area. *Scientific Reports*, 14(1), 10552. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-61317-7>

- Straka, T. M., Lentini, P. E., Lumsden, L. F., Wintle, B. A., & van der Ree, R. (2016). Urban bat communities are affected by wetland size, quality, and pollution levels. *Ecology and Evolution*, 6(14), 4761-4774. <https://doi.org/10.1002/ece3.2224>
- Suarez-Rubio, M., Ille, C., & Bruckner, A. (2018). Insectivorous bats respond to vegetation complexity in urban green spaces. *Ecology and Evolution*, 8(6), 3240-3253. <https://doi.org/10.1002/ece3.3897>
- Tena, E., & Tellería, J. L. (2022). Modelling the distribution of bat activity areas for conservation in a Mediterranean mountain range. *Animal Conservation*, 25(1), 65-76. <https://doi.org/10.1111/acv.12719>
- Villarroya-Villalba, L., Casanelles-Abella, J., Moretti, M., Pinho, P., Samson, R., Van Mensel, A., Chiron, F., Zellweger, F., & Obrist, M. K. (2021). Response of bats and nocturnal insects to urban green areas in Europe. *Basic and Applied Ecology*, 51, 59-70. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2021.01.006>
- Zeale, M. R. K., Stone, E. L., Zeale, E., Browne, W. J., Harris, S., & Jones, G. (2018). Experimentally manipulating light spectra reveals the importance of dark corridors for commuting bats. *Global Change Biology*, 24(12), 5909-5918. <https://doi.org/10.1111/gcb.14462>

CONTRIBUTION DE L'ÉTUDIANT

1. Collecte des données :

0% en 2024

75% en 2025

2. Traitement des données :

80%

3. Analyses statistiques des données :

100%

4. Rédaction du mémoire :

100%

REMERCIEMENTS

Je souhaite tout d'abord exprimer ma profonde reconnaissance à mes encadrants, François CHIRON et Alejandro SOTILLO, pour leur confiance, leur accompagnement et leurs précieux conseils tout au long de ce stage. Ils m'ont offert l'opportunité de travailler sur un projet en lien avec la chiroptérologie et l'écologie, ainsi que de contribuer concrètement à une étude menée avec différents partenaires.

Je remercie également l'ensemble des membres du Laboratoire Image, Ville Environnement de l'Institut Botanique pour leur accueil chaleureux et leur disponibilité. Leur soutien m'a permis d'évoluer dans un environnement stimulant, bienveillant et convivial.

J'adresse aussi mes remerciements à toutes les personnes du laboratoire, dont les stagiaires Fanny, Eloi et Solane que j'ai eu l'occasion de rencontrer au cours de ces mois, et qui, de près ou de loin, ont contribué à la concrétisation de ce travail.

Enfin, je tiens à remercier ma famille pour son soutien tout au long de mon parcours académique. Leur écoute face à mes doutes ainsi que leurs conseils avisés m'ont toujours aidé à avancer et à garder confiance en moi.