

Suivi Environnemental ICPE

PARC ÉOLIEN DE BOURBRIAC NORD

COMMUNE DE BOURBRIAC (22)

SUIVI DE L'ANNÉE 3 D'EXPLOITATION (2024)

Dans le cadre de l'article 9 de l'arrêté ICPE du 22 juin 2020 modifiant les prescriptions de l'article 12 de l'arrêté du 26 août 2011, relatif aux installations de production d'électricité utilisant l'énergie mécanique du vent, les exploitants des parcs éoliens doivent tenir à disposition de l'inspection des ICPE un suivi environnemental.

Pour chaque parc éolien, le rapport de suivi environnemental remis à l'inspection des installations classées sera composé de tout ou partie des quatre suivis suivants en fonction des spécificités du site :

- Suivi de l'évolution des habitats naturels
- Suivi de l'activité de l'avifaune (oiseaux nicheurs, migrateurs et hivernants)
- Suivi de l'activité des chiroptères
- Suivi de mortalité de l'avifaune et des chiroptères

Le bureau d'études ENCIS Environnement a été missionné par la société EnergieQuelle GmbH pour réaliser ce suivi environnemental ICPE depuis 2022.

Après avoir précisé la méthodologie utilisée et ses limites, ce dossier présente les résultats des différents suivis.

SOMMAIRE

1 Cadre général de l'étude	4
1.1 Maître d'ouvrage - exploitant.....	5
1.2 Auteurs de l'étude	5
1.3 Présentation du parc éolien étudié.....	5
1.4 Cadre réglementaire de l'étude de suivi environnemental pour les projets éoliens	7
1.5 Les impacts potentiels d'un parc éolien en fonctionnement sur le milieu naturel..	7
1.5.1 Avifaune	7
1.5.2 Chiroptères.....	11
2 Méthodes utilisées	19
2.1 Méthodologie et démarche générale	20
2.2 Suivi d'activité des chiroptères	21
2.2.1 Objectif et paramètres à prendre en compte.....	21
2.2.2 Méthodologie et pression d'inventaire.....	21
2.3 Suivi de la mortalité sur l'avifaune et les chiroptères	23
2.3.1 Principes et objectif	23
2.3.2 Protocole utilisé	23
2.3.3 Déclaration d'incident faune volante	24
2.3.4 Détermination du statut biologique	25
2.3.5 Méthodes d'estimation de la mortalité	25
2.4 Calendrier des inventaires	28
2.5 Limites des méthodes utilisées et difficultés rencontrées	28
2.5.1 Limites des méthodes employées.....	28
2.5.2 Difficultés rencontrées	29
3 Résultats et analyse du suivi d'activité des chiroptères	30
3.1 Bilan des connaissances de l'étude d'impact	31
3.2 Suivi de l'activité des chiroptères en 2024.....	32
3.2.1 Suivi ultrasonique automatique permanent en nacelle	32
3.2.2 Synthèse des résultats du suivi comportemental des chiroptères en nacelle	37
3.3 Bilan et comparaison avec l'étude d'impact et les suivis environnementaux précédents.....	38
3.3.1 Diversité spécifique	38
3.3.2 Cumul des trois années de suivis environnementaux	38
3.4 Principaux éléments à retenir du suivi environnemental	42
4 Résultats du suivi de la mortalité de l'avifaune et des chiroptères	43
4.1 Résultats des tests et paramétrage des méthodes d'estimation.....	44
4.1.1 Durée moyenne de l'intervalle.....	44
4.1.2 Efficacité du chercheur	44
4.1.3 Persistance des cadavres	44
4.1.4 Surfaces prospectées et correction surfacique	44
4.2 Mortalité de l'avifaune.....	45
4.2.1 Bilans national et européen de la mortalité de l'avifaune	45
4.2.2 Bilan des connaissances de l'étude d'impact.....	46
4.2.3 Résultats globaux du suivi de l'avifaune en 2024	46
4.2.4 Comparaisons des données de 2024 avec celles des suivis précédents	47

4.2.5 Synthèse	48
4.3 Mortalité des chiroptères	49
4.3.1 Bilan national et européen de la mortalité des chiroptères	49
4.3.2 Bilan des connaissances de l'étude d'impact	49
4.3.3 Mortalité brute des chiroptères en 2024	50
4.3.4 Comparaisons des données de 2024 avec celles des suivis précédents.....	50
4.3.5 Synthèse	51
5 Mesures correctrices	52
5.1 Mesures correctrices préconisées pour réduire l'incidence sur les chiroptères	53
Programmation préventive	53
5.2 Mesures correctrices préconisées pour réduire l'incidence sur avifaune	55
5.3 Modalités de suivi préconisées	56
Tables des illustrations.....	57
Bibliographie	59
Annexes.....	65

1 Cadre général de l'étude

1.1 Maître d'ouvrage – exploitant

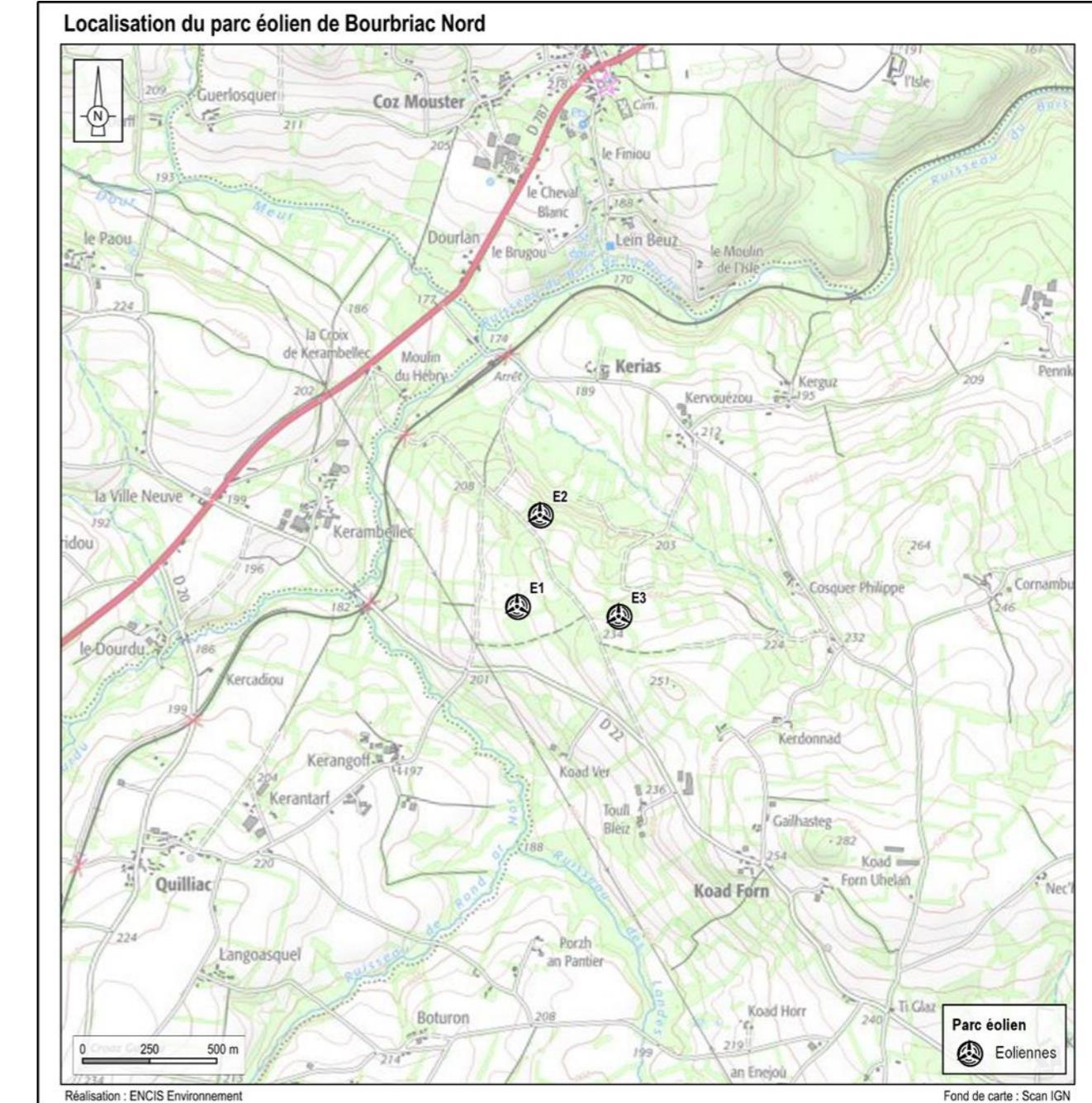
Destinataire	Parc éolien Bourbriac SAS
Adresse	Val d'Orson – Rue du Pré Long 35770 VERN-SUR-SEICHE
Interlocuteur	Julien LEON
Téléphone	+33 2 99 36 77 40

1.2 Auteurs de l'étude

Structure	 encis écologie
Adresse	90 rue Buck Clayton 87 100 LIMOGES Cedex
Téléphone	05 55 36 28 39
Coordination de l'étude	Laëtitia VIBERT, chargée d'étude – ornithologue
Suivi de l'activité des chiroptères	Clément MADEC, responsable d'études – chiroptérologue
Suivi de la mortalité de l'avifaune et des chiroptères	Hugo PONTY, technicien d'études – écologue
Correction	Nicolas LAGARDE, responsable d'étude et de développement – ornithologue Marie LABOURÉ, responsable d'étude et de développement – chiroptérologue
Validation	Pierre PAPON, directeur du pôle écologie
Version / date	V1 : février 2025

1.3 Présentation du parc éolien étudié

Le parc éolien se situe sur la commune de Bourbriac, à environ 8 km au sud-ouest de la ville de Guingamp et à environ 4 km au nord-ouest du bourg de Bourbriac, dans le département des Côtes d'Armor (22). Le parc éolien est composé de trois éoliennes de type NORDEX N117 d'une hauteur de 178,5 mètres en bout de pale et d'une puissance nominale de 3 MW (carte suivante).



Carte 1 : Localisation du parc éolien de Bourbriac Nord

Implantées en zone rurale sur une butte dans un paysage de bocage dense, deux des trois éoliennes et leurs plateformes se situent dans de petites parcelles de cultures céréalières (E1 et E2), la dernière étant située dans une prairie pâturée (E3). Des milieux de landes et de boisements sont également présents, ainsi qu'une petite zone tourbeuse (carte suivante).



Carte 2 : Localisation du parc éolien de Bourbriac Nord sur photographie aérienne



Photographie 1 : Éolienne E1 (en haut), E2 (milieu) et E3 (en bas)

1.4 Cadre réglementaire de l'étude de suivi environnemental pour les projets éoliens

Création ou extension d'un parc éolien

L'arrêté du 26 août 2011, dans son article 12, précise pour une installation classée ICPE :

« L'exploitant met en place un suivi environnemental permettant notamment d'estimer la mortalité de l'avifaune et des chiroptères due à la présence des aérogénérateurs. Sauf cas particulier justifié et faisant l'objet d'un accord du préfet, ce suivi doit débuter dans les 12 mois qui suivent la mise en service industrielle de l'installation afin d'assurer un suivi sur un cycle biologique complet et continu adapté aux enjeux avifaune et chiroptères susceptibles d'être présents. Dans le cas d'une dérogation accordée par le préfet, le suivi doit débuter au plus tard dans les 24 mois qui suivent la mise en service industrielle de l'installation. Ce suivi est renouvelé dans les 12 mois si le précédent suivi a mis en évidence un impact significatif et qu'il est nécessaire de vérifier l'efficacité des mesures correctives. A minima, le suivi est renouvelé tous les 10 ans d'exploitation de l'installation. Le suivi mis en place par l'exploitant est conforme au protocole de suivi environnemental reconnu par le ministre chargé des installations classées. Les données brutes collectées dans le cadre du suivi environnemental sont versées, par l'exploitant ou toute personne qu'il aura mandatée à cette fin, dans l'outil de téléservice de " dépôt légal de données de biodiversité " créé en application de l'arrêté du 17 mai 2018. ».

Ce suivi doit également être conforme aux dispositions applicables aux ICPE relatives à l'étude d'impact. Ainsi, l'article R122-14 du code de l'environnement prévoit que : « - La décision d'autorisation, d'approbation ou d'exécution du projet mentionne :

1° Les mesures à la charge du pétitionnaire ou du maître d'ouvrage, destinées à éviter les effets négatifs notables du projet sur l'environnement ou la santé humaine, réduire les effets n'ayant pu être évités et, lorsque cela est possible, compenser les effets négatifs notables du projet sur l'environnement ou la santé humaine qui n'ont pu être ni évités ni suffisamment réduits ;

2° Les modalités du suivi des effets du projet sur l'environnement ou la santé humaine ;

3° Les modalités du suivi de la réalisation des mesures prévues au 1° ainsi que du suivi de leurs effets sur l'environnement, qui font l'objet d'un ou plusieurs bilans réalisés selon un calendrier que l'autorité compétente pour autoriser ou approuver détermine. Ce ou ces bilans sont transmis pour information par l'autorité compétente pour prendre la décision d'autorisation, d'approbation ou d'exécution à l'autorité administrative de l'État compétente en matière d'environnement. »

En novembre 2015, l'État a publié un protocole standardisé permettant de réaliser les suivis environnementaux. Il guide également la définition des modalités du suivi des effets du projet sur l'avifaune et les chiroptères prévu par l'article R.122-14 du code de l'environnement. Ce protocole a été abrogé et remplacé en 2018.

1.5 Les impacts potentiels d'un parc éolien en fonctionnement sur le milieu naturel

1.5.1 Avifaune

Trois effets des parcs éoliens en fonctionnement sont généralement constatés sur l'avifaune, dans des proportions variables selon l'écologie des espèces, le territoire concerné et les caractéristiques du projet : **la mortalité** (collision avec les pales ou les mâts d'éolienne, projection au sol par les turbulences, barotraumatisme), **la perte d'habitat** (par effarouchement), et **l'effet barrière**.

1.5.1.1 Perte d'habitat liée à l'effarouchement par les éoliennes

La perte d'habitat par effarouchement résulte d'un comportement d'éloignement des oiseaux autour des éoliennes en mouvement. Selon les espèces, cet éloignement s'explique par une méfiance instinctive du mouvement des pales et de leur ombre portée. Ce dérangement répété peut conduire à une perte durable d'habitat. La perturbation peut avoir des conséquences faibles si le milieu concerné est commun et qu'il existe d'autres habitats similaires aux alentours. La perturbation peut cependant être importante lorsque les espèces sont inféodées à un habitat particulier et que cet habitat est rare dans le secteur du site d'implantation. L'habitat affecté peut aussi bien concerner une zone de reproduction qu'une zone d'alimentation, et ce pendant toutes les phases du cycle biologique des oiseaux (reproduction, migration, hivernage). À noter que pour certaines espèces d'oiseaux, aucune mesure efficace de revalorisation d'habitat n'est connue, l'évitement doit donc être la priorité (Werner *et al.*, 2018).



Certaines espèces s'adaptent facilement en s'habituant progressivement aux éoliennes dans leur environnement, d'autres sont très farouches. Le degré de sensibilité varie selon les espèces et le stade phénologique concerné (reproduction, migration, hivernage). Farfán *et al.*, (2009), ont par exemple constaté une diminution de la fréquentation des rapaces après la construction d'un parc éolien, mais ce phénomène n'a pas été observé pour les passereaux.

L'analyse des résultats de 127 études portant sur les impacts des éoliennes sur la biodiversité (Hötker *et al.*, 2006) illustre également ces différences inter-spécifiques, intra-spécifiques et phénologiques. L'étude indique notamment que les distances d'évitement sont moins importantes en période de reproduction qu'en dehors de cette dernière. Par exemple, il est mentionné une distance d'évitement de 113 mètres pour le Canard colvert en période de reproduction, contre 200 mètres hors période de reproduction (valeurs médianes). Cette distance d'évitement est de 300 mètres pour la Barge à queue noire en période de reproduction, ainsi que pour le Canard siffleur et la Bécassine des marais hors période de reproduction (valeurs médianes). D'autres espèces apparaissent moins sensibles à l'effarouchement, comme le Pipit farlouse et la Bergeronnette printanière (respectivement 0 et 50 mètres en période de reproduction, valeurs médianes) ou encore le Faucon crécerelle et le Héron cendré (respectivement 0 et 30 mètres hors période de reproduction, valeurs médianes). Le site internet du programme national « éolien-biodiversité » créé à l'initiative de l'ADEME, du MEEDDM, du SER-FEE et de la LPO, évoque une distance d'éloignement variant de quelques dizaines de mètres jusqu'à 400-500 mètres du mât de

l'éolienne en fonctionnement. Selon la même source, certains auteurs témoignent de distances maximales avoisinant 800 à 1 000 mètres.

L'accoutumance des oiseaux aux éoliennes est toujours discutée, les données étant parfois contradictoires pour une même espèce.

Hivernants et migrateurs

La bibliographie est parfois contradictoire concernant les réponses comportementales des groupes de passereaux hivernants ou en halte migratoire face à la présence d'éoliennes. En Vendée, malgré les difficultés à appréhender le rôle des aérogénérateurs, après l'implantation du parc de Bouin (Dulac, 2008), certaines espèces semblent toujours fréquenter le secteur sans évolution significative de la taille des groupes (Étourneau sansonnet, Alouette des champs, Pigeon ramier, etc.) ; alors que pour d'autres espèces, une diminution du nombre d'oiseaux par groupe a été constatée (Hirondelle rustique).

Pour les espèces de petites et moyennes envergures, Hötker *et al.*, 2006, semblent confirmer un effet faible lié à la perte d'habitat, et indiquent une distance d'évitement nulle pour l'Alouette des champs, l'Étourneau sansonnet et la Corneille noire, et de 100 mètres pour le Pigeon ramier (valeurs médianes, hors période de reproduction). Devereux *et al.* (2008) n'ont pas trouvé d'effets liés à la proximité des éoliennes sur la distribution de plusieurs groupes d'oiseaux hivernants dans des paysages agricoles (granivores, corvidés, phasianidés, et Alouette des champs), à l'exception du Faisan de Colchide.

En revanche, en hiver, pour certaines espèces de moyenne envergure, Pratz (2010) indique que les groupes semblent rester à l'écart par rapport aux éoliennes et ne traversent que très rarement les parcs denses ou en éventail (Pigeon ramier, Pluvier doré, Vanneau huppé ; parcs de Beauce).

Nicheurs

La bibliographie s'intéressant à la méfiance des oiseaux vis-à-vis des éoliennes semble montrer que les nicheurs de petites et moyennes envergures sont moins gênés par la présence des éoliennes que les oiseaux migrateurs ou hivernants. Plusieurs auteurs témoignent d'une accoutumance des individus locaux à la présence de ces nouvelles structures (Dulac, 2008 ; Albouy, 2005). Faggio *et al.*, (2003) indiquent une indifférence totale vis-à-vis des éoliennes pour les espèces locales ou nicheuses qui restent en permanence près du sol comme la Fauvette sarde et la Perdrix rouge.

La densité des oiseaux peut également être affectée. Les travaux de Pearce-Higgins *et al.*, (2009), concernant neufs parcs éoliens au Royaume-Uni, suggèrent que les densités d'oiseaux nicheurs peuvent être réduites de 15 à 53 % dans un rayon de 500 mètres autour des éoliennes (espèces les plus touchées : Buse variable, Busard Saint-Martin, Pluvier doré, Bécassine des marais, Courlis cendré et Traquet motteux). Fernández-Bellon *et al.*, (2019), ont également mis en évidence des densités d'oiseaux plus faibles au sein de parcs éoliens, en comparaison de sites témoins.

Espèces des milieux aquatiques

Les oiseaux d'eau peuvent s'avérer farouches vis-à-vis de la présence des éoliennes. Hors période de reproduction, selon Hötker *et al.*, (2006), les anatidés (canards, oies, cygnes) se maintiennent parfois à distance des mâts. Cet éloignement a été estimé entre 125 et 300 mètres vis-à-vis du mât (valeurs médianes). Il est à noter que l'importance des écarts types révèle la disparité des comportements intra-spécifiques. Ces différences

peuvent être liées à la configuration du site (nombre et hauteur des éoliennes, agencement, paysage), et à la capacité d'adaptation des oiseaux à la présence des éoliennes. À titre d'exemple, des études ont mis en évidence des signes d'accoutumance (diminution des distances d'évitement) pour le Canard colvert et la Foulque macroule, des signes de non-accoutumance (augmentation des distances d'évitement) pour le Courlis cendré, voire les deux types de comportement pour le Vanneau huppé (Hötker *et al.*, 2006).

Également, une capacité d'accoutumance des oiseaux d'eau nicheurs à la présence des éoliennes dans leur environnement a été documentée (Dulac, 2008), notamment chez le Canard colvert (Roux *et al.*, 2013). Toutefois, les échassiers et les oiseaux aquatiques seraient plus sensibles à ces perturbations indirectes par perte ou modifications d'habitats que d'autres (Gaultier *et al.* 2019). Roux *et al.*, (2013), ont ainsi constaté l'abandon total d'une heronnière située à proximité d'une éolienne et une forte diminution du nombre de couples installés dans une autre située à 250 mètres d'un parc éolien.

Enfin, certaines espèces semblent particulièrement sensibles, comme le Courlis cendré, dont la distance d'évitement en période de reproduction est évaluée à 800 mètres (Pearce-Higgins *et al.*, 2009).

Compte-tenu des résultats décrits précédemment, et notamment des variations intra-spécifiques importantes, **il est difficile de généraliser le phénomène d'accoutumance**. Par ailleurs, il faut souligner que **cette habitation se fait au prix d'un risque accru de collision avec les éoliennes** (Gaultier *et al.*, 2019).

1.5.1.2 Effet barrière et contournement

L'effet barrière correspond à des réactions de contournement des éoliennes lors des vols des oiseaux. Les parcs éoliens peuvent représenter une barrière aussi bien pour les oiseaux en migration active que pour les oiseaux en transits quotidiens entre les zones de repos et les zones de gagnage. L'effet barrière dépend de la sensibilité des espèces, de la configuration du parc éolien, de celle du site, et des conditions climatiques.

La réaction d'évitement a l'avantage de réduire les risques de collision pour les espèces sensibles lorsque les conditions de visibilité sont favorables. En revanche, elle pourrait générer une dépense énergétique supplémentaire notable pour les migrateurs lorsque le contournement prend des proportions importantes (effet cumulatif de plusieurs obstacles successifs) ou quand, pour diverses raisons (mauvaises conditions météorologiques, relief, etc.), la réaction est tardive à l'approche des éoliennes (mouvements de panique, demi-tours, éclatement des groupes, etc.). Lors d'une étude par suivi GPS de 143 Courlis cendrés, il a été constaté qu'environ 70 % des individus ont présenté des comportements d'évitement (modifications des trajectoires et hauteurs de vol). Ces comportements d'évitement participent à réduire le risque de collision, mais augmentent la dépense énergétique (Schwemmer *et al.*, 2023).

Pour les oiseaux nicheurs ou hivernants, un parc formant une barrière entre une zone de reproduction/de repos et une zone d'alimentation peut conduire, selon la sensibilité des espèces, à une augmentation du risque de collision voire une perte d'habitat (abandon de la zone de reproduction ou de la zone de gagnage).

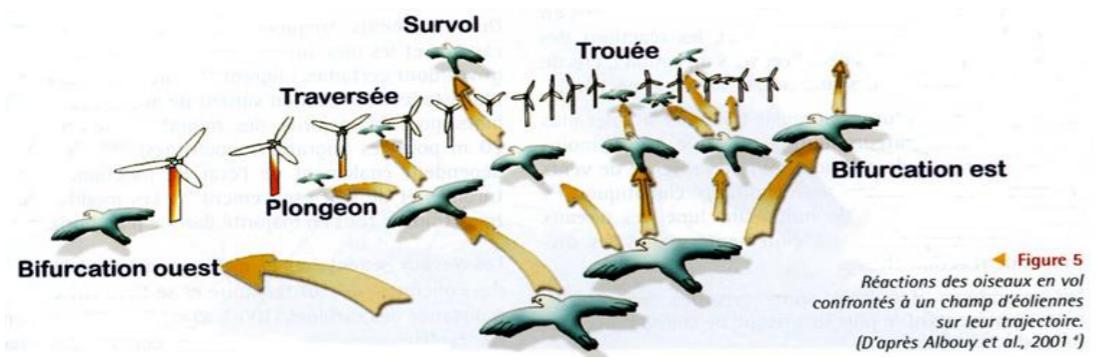


Figure 1 : Réactions des oiseaux en vol confrontés à un champs d'éoliennes sur leur trajectoire (d'après Albouy et al., 2001)

Les espèces qui sont le plus susceptibles d'être affectées par l'effet barrière sont les espèces de grande envergure, qui se déplacent à des altitudes relativement élevées (notamment à hauteur de pales) et dont le rayon d'action est vaste. Les effets semblent être plus importants pour les rapaces, les échassiers (Héron cendré), les canards et les colombidés (Pigeon ramier). Toutefois, Hötker *et al.*, (2006), indiquent un effet barrière chez les oies, les rapaces et les passereaux (hors Etourneau sansonnet et Corvidés). Par exemple, un effet barrière a ainsi été noté chez la Grue cendrée (cinq études), le Milan noir (quatre études), le Milan royal (trois études), le Busard des roseaux (quatre études), le Busard Saint-Martin (une étude), l'Oie cendrée (deux études), le Pinson des arbres (trois études) ou encore l'Hirondelle rustique (quatre études).

D'après le programme national « éolien-biodiversité » (LPO-ADEME-MEDDE-SER/FEE), les anatidés (canards, oies, etc.) et les pigeons semblent assez sensibles à l'effet barrière, alors que les larinés (mouettes, sternes, goélands) et les passereaux le sont beaucoup moins. Faggio *et al.* (2003) ont ainsi observé que seulement 22,5 % des oiseaux de petite envergure et 16,3 % des oiseaux de moyenne envergure avaient un comportement d'évitement face aux éoliennes (évitement par-dessus, par-dessous, ou sur le côté).

Les réactions des espèces sont difficilement généralisables, car il existe des espèces pour lesquelles certaines études ont montré un effet barrière, tandis que d'autres ont mis en évidence l'absence d'un tel effet (Buse variable, Héron cendré, etc., Hötker *et al.*, 2006).

Les réponses comportementales face à un parc éolien dépendent de l'espèce, des habitats présents au sein et autour du parc et surtout du nombre et de la disposition des éoliennes (espacements entre les éoliennes, hauteur, etc.). À titre d'exemple, sur le site de Bouin (Dulac, 2008), l'éloignement d'un peu plus de 200 mètres entre chaque éolienne, laissant un passage de plus de 100 mètres de libre (abstraction faite des espaces de survol des pales) semble provoquer une diminution du nombre de passages d'oiseaux au niveau des éoliennes. Cependant, cette diminution ne concerne que certaines espèces (Tadorne de Belon, Canard colvert, Bergeronnette grise, Pipit farlouse, Faucon crécerelle) et d'autres ne semblent pas affectées, comme la Mouette rieuse et l'Etourneau sansonnet. Pour autre exemple, la distance d'évitement de la Buse variable est courte : environ 25 mètres hors période de reproduction (valeur médiane, Hötker *et al.*, 2006).

Albouy *et al.*, (2001), ont montré que toutes les espèces, quelle que soit leur taille, peuvent être « dérangées » par la présence des éoliennes (88 % des individus ont réagi en adaptant leur trajectoire). Également, les auteurs indiquent que la distance d'anticipation dépend de la taille des迁徙者. Ainsi, les passereaux et les rapaces de petite envergure réagissent généralement à 100-200 mètres en amont du parc, tandis que les grands rapaces et grands échassiers s'adaptent souvent au-delà de 500 mètres. Marques *et al.*, (2020), ont montré un effet négatif des éoliennes pour les Milans noirs en migration, avec une diminution de la fréquentation des habitats dans un

rayon d'environ 674 mètres autour des masts (ce qui correspond à une surface de 143 hectares par éolienne). Le programme national « éolien-biodiversité » (LPO-ADEME-MEDDE-SER/FEE) signale que les Grues cendrées adoptent un comportement d'évitement du parc entre 300 et 1 000 mètres de distance.

L'orientation des alignements d'éoliennes a une influence sur les comportements des migrateurs qui abordent un parc éolien. Une ligne d'éoliennes parallèle à l'axe de migration principal provoque moins de modifications de comportement qu'une ligne perpendiculaire aux déplacements, réduisant ainsi les risques de collisions (Albouy *et al.*, 2001 ; Werner *et al.*, 2018). En outre, Albouy *et al.*, 2001, ont montré qu'un espace d'environ 200 mètres entre deux éoliennes semble suffisant au passage des passereaux et des rapaces de petite et moyenne envergure (faucons, éperviers, milans, Bondrée apivore) mais trop faible pour les oiseaux de plus grande envergure comme les cigognes ou le Circaète Jean-le-Blanc (aucun de ces derniers n'a été observé utilisant cet espace). Également, Roux *et al.*, (2013) ont constaté que des éoliennes implantées parallèlement au couloir de migration ne semblaient pas faire barrière aux mouvements des migrateurs. La littérature recommande de limiter l'emprise du parc sur l'axe de migration, dans l'idéal à moins de 1 000 mètres (Soufflot *et al.*, LPO, 2010 ; Marx *et al.*, LPO, 2017). Lorsque cette préconisation ne peut être respectée, il est recommandé d'aménager des trouées de taille suffisante pour laisser des échappatoires aux migrateurs. Soufflot *et al.*, (2010) évaluent la distance minimale d'une trouée à 1 000 mètres (1 250 mètres dans l'idéal, sans distinction du sens d'implantation des éoliennes). Ces mêmes auteurs recommandent également d'exclure les croisements de lignes d'éoliennes (configuration en croix, en « Y » ou en « L »).

Au-delà des couloirs de migration, il est recommandé de ne pas réaliser d'implantation perpendiculaire aux axes principaux de déplacements, et de laisser des zones de passage en cohérence avec ces axes (Drewitt & Langston, 2006, 2008). Cela peut concerner, par exemple, des trajets quotidiens entre une colonie de reproduction et des zones d'alimentation.

Selon Gaultier *et al.*, (2019), l'impact de l'effet barrière sur les oiseaux migrateurs est encore difficile à évaluer et nécessiterait des travaux de recherche spécifiques.

1.5.1.3 Mortalité

La mortalité des oiseaux peut résulter de collisions avec les pales ou avec la tour de la nacelle. Les petits passereaux pourraient également subir des barotraumatismes et être projetés au sol par les turbulences créées par la rotation des pales (Gaultier *et al.*, 2019, Werner *et al.*, 2018). Il faut également noter qu'un faible taux de mortalité peut générer des incidences écologiques notables, pour les espèces menacées et pour les espèces à maturité lente et à faible productivité annuelle (Carrete *et al.*, 2009, Drewitt & Langston, 2006, 2008 ; Gaultier *et al.*, 2019). Duriez *et al.*, (2022), ont ainsi montré l'influence de la mortalité additionnelle générée par les éoliennes sur une population de Faucon crécerelle, ce qui révèle l'importance d'évaluer l'impact à l'échelle de la population, en considérant les paramètres de dynamique de populations (fécondité, taux de survie, etc.).

Les principaux facteurs influençant le risque de collision sont l'espèce (comportement, phénologie, hauteur et type de vol), la densité d'oiseaux, les caractéristiques du parc éolien (nombre d'éolienne, gabarit, agencement, éclairage), les caractéristiques du paysage, la période de l'année, et les conditions météorologiques (Powlesland, 2009, Drewitt & Langston, 2006, 2008). L'environnement du parc (milieux, topographie) serait un paramètre particulièrement important, avec des cas de collisions souvent plus nombreux dans les parcs situés à proximité des zones humides et des zones côtières, et un risque de collision pouvant également être important dans les

secteurs montagneux (sommets et crêtes) ainsi que dans les zones présentant un changement de topographie marqué (Drewitt & Langston, 2008 ; Rydell *et al.*, 2012).

De même, les conditions météorologiques défavorables (brouillard, nuages bas, vent fort, neige), constituent des situations à risque.

Les espèces interagissent différemment face à un parc éolien. Les espèces plus sensibles à l'effarouchement (limicoles, anatidés, grues, aigles, etc.), plus méfiantes vis-à-vis des éoliennes en mouvement, seraient par conséquent moins sensibles au risque de collision. Les espèces moins farouches seraient potentiellement plus sensibles à la mortalité par collision avec les pales (milans, buse, Faucon crécerelle, busards, martinets, hirondelles, etc.). Cependant, les rapaces, les laridés, les ardéidés, les anatidés et les passereaux migrateurs nocturnes sont généralement considérés comme les plus exposés au risque de collision avec les turbines (Powlesland, 2009 ; Souflot, 2010).

Certains rapaces, en particulier les espèces à tendance charognarde tels les milans, la Buse variable ou encore les busards peuvent être attirés sur les parcelles cultivées lors des travaux agricoles (notamment la fauche des prairies au printemps et les moissons en été) et par l'ouverture des milieux liée au défrichement.

Pendant les migrations, les collisions semblent survenir plus particulièrement la nuit. Les espèces qui ne migrent que de jour (rapaces, cigognes, fringilles, etc.) sont souvent capables d'adapter leurs trajectoires à distance. En effet, Albouy *et al.*, (2001), ont observé que 88 % des oiseaux changent leur trajectoire à la vue des éoliennes. Ces comportements d'anticipation participent à la réduction des situations à risque.



Photographie 2 : Exemple de situation à risque : brouillard en hauteur masquant tout ou partie des pales - ©Encis Environnement

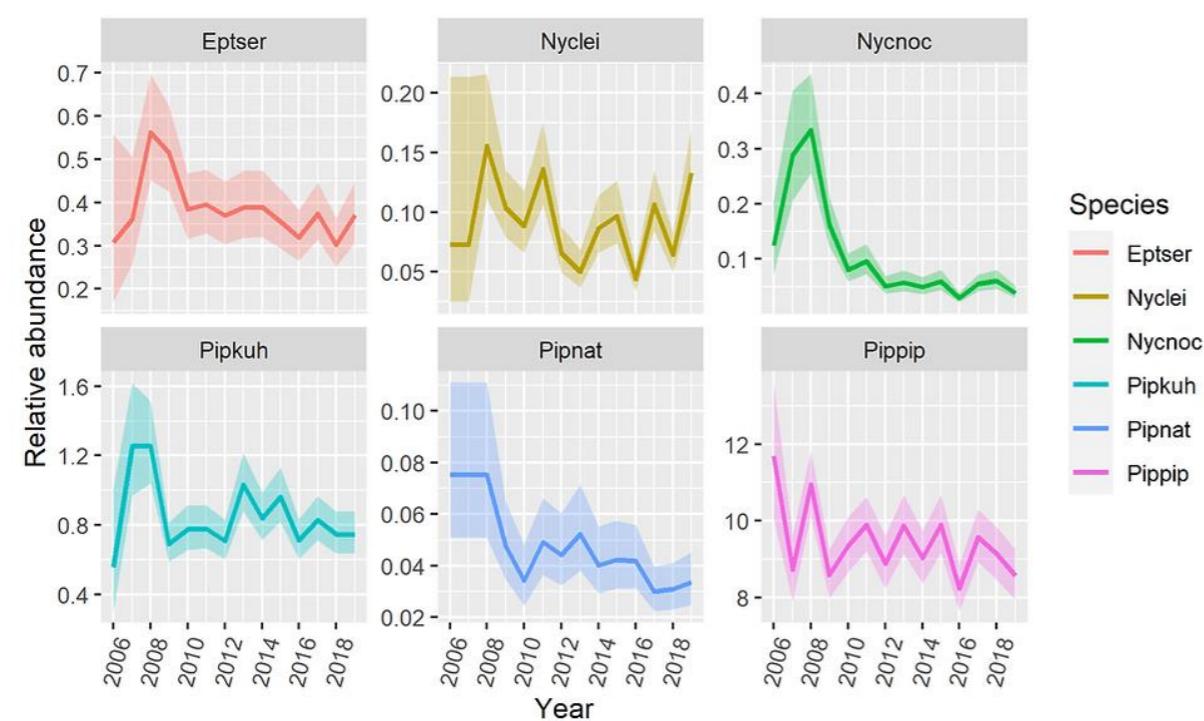
1.5.2 Chiroptères

1.5.2.1 Généralités

Notion et tendance de population chez les chiroptères

Les chiroptères sont des espèces dites longévives présentant une longévité élevée, une maturité sexuelle tardive et un taux de reproduction faible avec un petit par an expliquant un très faible taux d'accroissement des populations (Culina *et al.*, 2019 ; Kerbiriou *et al.*, 2015b ; Froidevaux *et al.*, 2017). L'état des populations de chiroptères est encore mal connu mais le maintien de ces dernières repose sur la survie des adultes (Diffendorfer *et al.*, 2015 ; Lentini *et al.*, 2015 ; Culina *et al.*, 2019). Bien que l'estimation des populations soit complexe à surveiller, et que la taille des populations est encore loin d'être connue, les paramètres démographiques et, par conséquent, le potentiel impact des décès sur la viabilité des populations de chauves-souris est un paramètre important à prendre en compte (Lenhert *et al.*, 2014, Ellison LE 2013).

Des études récentes au niveau national présentent différents patterns avec des tendances à l'augmentation pour la Barbastelle d'Europe, le Grand Murin, le Grand Rhinolophe, le Murin à oreilles échancrées, le Petit Rhinolophe, la Pipistrelle de Kuhl et le Rhinolophe euryale, et à l'inverse, des tendances à la diminution pour le Minioptère de Schreibers, la Noctule commune, la Noctule de Leisler, le Petit Murin, la Pipistrelle commune et la Sérotine commune (Tapeiro *et al.*, 2017 ; SFEPM 2016a ; Bas *et al.*, 2020). Globalement, la tendance de population au niveau national sur l'ensemble des espèces de chiroptères est en diminution entre 2006 et 2018 (Bas *et al.*, 2020).



Impacts de l'éolien sur les chiroptères

La présence d'éoliennes en fonctionnement peut avoir deux types de conséquence sur les chiroptères :

- **la perte d'habitat** (abandon de certaines zones de chasse, de transit et/ou d'habitat de gîte) ;
- **la mortalité** (collision directe, barotraumatisme, écrasement dans les mécanismes de rouage, intoxication suite à l'absorption d'huile de rouage, etc.).

1.5.2.2 Perte et/ou altération d'habitat

Perte directe ou destruction d'habitats

Le premier impact en termes de perte d'habitat, est la destruction directe d'habitats de gîte, de chasse ou de déplacement. Ainsi, une destruction directe d'habitat est principalement impactante pour les espèces locales, notamment sur des habitats favorables aux chiroptères comme les boisements de feuillus ou mixte ou les haies (Barataud *et al.*, 2019 ; Kelm *et al.*, 2014 ; Eurobats 2017).

La perte d'habitat de gîte envisagée est la destruction d'arbres pouvant héberger différentes espèces de chiroptères. Les habitats privilégiés par les chauves-souris arboricoles sont généralement les forêts de feuillus matures et les arbres creux ou sénescents qu'ils soient au sein de boisements ou de haies (Kusch & Schotte 2007 ; Averback *et al.*, 2015 et Peste *et al.*, 2015). Ainsi, la perte de gîtes surtout dans les secteurs où ils sont rares aura un impact plus grand que des modifications d'habitats de chasse ou de transits (Brinkmann *et al.*, 2011 ; Amorim *et al.*, 2012).

Les pertes directes d'habitats de chasse et de déplacement auront pour conséquences un abandon du territoire de nourrissage, et/ou un changement de voies de déplacement, entraînant des conséquences similaires aux dérangements (phénomène détaillé dans les parties suivantes).

Dérangement par altération de la qualité de l'habitat de chasse

Plusieurs études relatent une modification de l'activité des chiroptères liée aux éoliennes. Ainsi, l'activité des chauves-souris est plus faible au niveau des éoliennes qu'au niveau de sites témoins, et est également liée au fonctionnement de la machine, et à la proximité des éoliennes entre elles (Millon *et al.*, 2018 ; Minderman *et al.*, 2012 ; Minderman *et al.*, 2017 ; Cryan *et al.*, 2014a). Ce dérangement semble impacter plus fortement les chiroptères locaux, notamment avec des observations d'évitement plus marquées de mai à juillet que chez les migrateurs (Millon *et al.*, 2015 ; Lehnert *et al.*, 2014). Ce même dérangement apparaît également être effectif lors des différentes saisons du cycle biologique des chiroptères (Schaub *et al.*, 2008 ; Stone *et al.*, 2009 ; Parsons *et al.*, 2003 ; Thomas 1995).

Cette altération de l'habitat de chasse provoque un impact au niveau des ensembles végétaux ainsi qu'au niveau local et plus particulièrement en fonction de la proximité des haies (Millon *et al.*, 2015 ; Barré *et al.*, 2018).

Ce type de dérangement touche de multiples espèces de chiroptères, qu'elles soient soumises ou non aux risques de collision avec l'éolien. C'est le cas notamment pour la Barbastelle d'Europe, les murins sp., la Noctule commune, la Noctule de Leisler, la Pipistrelle commune et les oreillards sp (Roemer *et al.*, 2017 ; Roekele *et al.*, 2016 ; Barré *et al.*, 2018).

Certaines études relèvent également la possibilité d'abandon des zones de chasse des espèces les plus sensibles aux ultrasons émis par les éoliennes, à l'instar de la Sérotine commune (Bach 2001 ; 2002 et 2003 ; Bach & Rahmel 2004). L'étude la plus récente sur le sujet (Brinkmann *et al.*, 2011) indique qu'une perte d'habitat ou un évitement de la zone concernée pourrait avoir lieu à cause de ces émissions d'ultrasons.

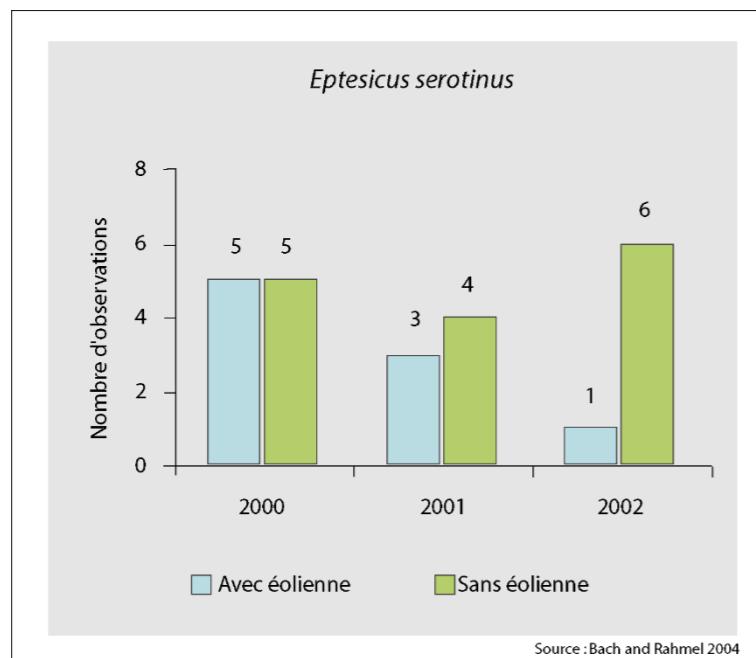


Figure 3 : Diminution de l'activité de la Sérotine commune sur le parc éolien de Midlum (Bach & Rahmel 2004)

Perte des voies de migration ou des corridors de déplacement

Les chauves-souris sont en partie des espèces migratrices parfois sur de longues distances comme la Pipistrelle de Natusius ou la Noctule commune (Hutterer *et al.*, 2005 ; Arthur et Lemaire 2015). Ces espèces migratrices après avoir reconstitué leurs réserves alimentaires à la sortie de l'hibernation, migrent dès le printemps vers des zones où elles passent l'été, pour ensuite revenir hiberner sur la zone initiale par une deuxième migration en fin d'été et début d'automne (Dechmann *et al.*, 2014 ; Dechmann *et al.*, 2017).

Bien que les voies de migration chez les chiroptères soient encore assez mal connues, certaines études relèvent des axes importants au niveau du littoral et des vallées fluviales, à la fois pour des espèces migratrices de longue distance que pour les espèces régionales (Jamin *et al.*, 2020 ; Kunz *et al.*, 2007b ; Cryan *et al.*, 2014b ; Hayes *et al.*, 2019b ; Furmarkiewicz & Kucharska 2009 ; Telleria *et al.*, 2009, Cryan *et al.*, 2011). Ainsi, le dérangement des chiroptères sur les voies de migration peut impacter les chiroptères sur de longues distances en créant des « effets barrières » (Voigt *et al.*, 2012 ; Brinkmann *et al.*, 2011). À noter cependant que les espèces migratrices semblent moins sensibles aux dérangements par les parcs éoliens que les individus locaux (Million *et al.*, 2015 ; Lehnert *et al.*, 2014).

Parallèlement, à la perte de voies de migration, il existe une perte de corridors de déplacement à l'échelle locale. Cette dernière est également susceptible de provoquer un abandon de gîtes pouvant engendrer une augmentation des dépenses énergétiques due à l'évitement des parcs et à la modification des corridors (Bach *et al.*, 2003 et Dubourg-Savage 2005). De nombreuses espèces sont ainsi susceptibles d'être impactées par la modification des corridors de déplacements locaux (Barré *et al.*, 2018 ; Roemer *et al.*, 2017 ; Roekele *et al.*, 2016).

1.5.2.3 Mortalité directe et indirecte

Il existe de multiples causes de mortalité chez les chiroptères au niveau mondial comme le « White-Nose Syndrome », les mortalités intentionnelles, les accidents, les mortalités biotiques et abiotiques, *etc.*, dans lesquelles l'éolien affiche une assez forte proportion (O'Shea *et al.*, 2016).

Dans le cadre de l'éolien, la mortalité des chauves-souris peut être liée à différents facteurs : collision directe, barotraumatisme, écrasement dans les mécanismes de rouage, intoxication suite à l'absorption d'huile de rouage, *etc.*

La mortalité par contact direct ou indirect avec les aérogénérateurs reste l'impact le plus significatif des parcs éoliens sur les chiroptères (Brinkmann *et al.*, 2011). Ces collisions ont pour conséquence des blessures létale ou sublétale (Grodsy *et al.*, 2011).

Un état des lieux des connaissances avec une analyse approfondie de nombreuses publications scientifiques a été menées sur la base de synthèses bibliographiques récentes sur le sujet (Gaultier *et al.*, 2019, Schuster *et al.*, 2015). Cet état des connaissances sert ainsi de base à l'argumentaire suivant.

Mortalité directe et indirecte

La **mortalité directe** est le type de mortalité le plus évident résultant de la collision directe des chauves-souris avec les pales des éoliennes en rotation (Arnett *et al.*, 2005 ; Horn *et al.*, 2008).

Parallèlement, d'autres cas de mortalité cette fois-ci **indirecte** sont documentés.

Lors de la rotation des pales, s'opère un phénomène de pression/décompression entre les pales et le mât. La chute brutale de la pression de l'air pourrait impliquer de sérieuses lésions internes des individus passant à proximité, ce phénomène est nommé barotraumatisme. Dans une étude réalisée au Canada (Baerwald *et al.*, 2008), 92 % des cadavres retrouvés sous les éoliennes présentaient, après autopsie, les caractéristiques d'un barotraumatisme (hémorragie interne dans la cage thoracique ou la cavité abdominale). Certains auteurs remettent en question l'existence même de ce phénomène (Houck 2012 ; Rollins *et al.*, 2012). Grodsy *et al.*, (2011) et Rollins *et al.*, (2012) soulignent que certains facteurs environnementaux (temps écoulé après le décès, température, congélation des cadavres pour leur conservation) seraient à même de reproduire les critères diagnostiques d'une hémorragie pulmonaire concluant au barotraumatisme.

Trois autres phénomènes sont à relater bien que moins mentionnés dans la littérature scientifique. La rotation des pales d'éoliennes pourrait provoquer un vortex (tourbillon d'air) susceptible de piéger les chauves-souris passant à proximité (Horn *et al.*, 2008). De même, les courants d'air créés par la rotation des pales seraient susceptibles d'entrainer des torsions du squelette des chiroptères passant à proximité des pales, ce qui pourrait aboutir à des luxations ou des fractures des os alaires (Grodsy *et al.*, 2011). Enfin, Horn *et al.*, (2008) ont observé des cas de collision sublétale où des individus percutés par des pales ont continué à voler maladroitement. Ce type de collision aboutissant certainement au décès des individus en question, ne serait ainsi pas comptabilisé dans les suivis de mortalité opérés dans un rayon proche des éoliennes, puisque les cadavres se trouveraient alors à bonne distance du site.

Facteurs influençant la mortalité

La sensibilité des chiroptères à l'éolien

Il existe une corrélation significative entre les espèces sensibles au risque de collision sur les parcs éoliens, et leurs préférences en termes de hauteur de vol (Roemer *et al.*, 2017).

Ainsi parmi les espèces de chiroptères présentent en Europe, deux principaux groupes peuvent être créés :

- Les espèces se déplaçant et chassant en plein ciel, dites de « haut-vol » (molosse, noctules) et celles de lisières susceptibles d'évoluer régulièrement en hauteur (pipistrelles, minioptères, sérotines).** Ces espèces sont considérées comme particulièrement sensibles au risque de collision (Dürr 2021).
- Les espèces spécialistes et majoritairement associées aux milieux forestiers, bocagers ou humides, qui, dans la grande majorité de leurs déplacements, restent à proximité des structures arborées et dépassent rarement la canopée (Barbastelle d'Europe, murins sp., oreillards sp., rhinolophes sp.).** Ces espèces présentent un risque de collision avec les éoliennes assez faible (Dürr 2021).

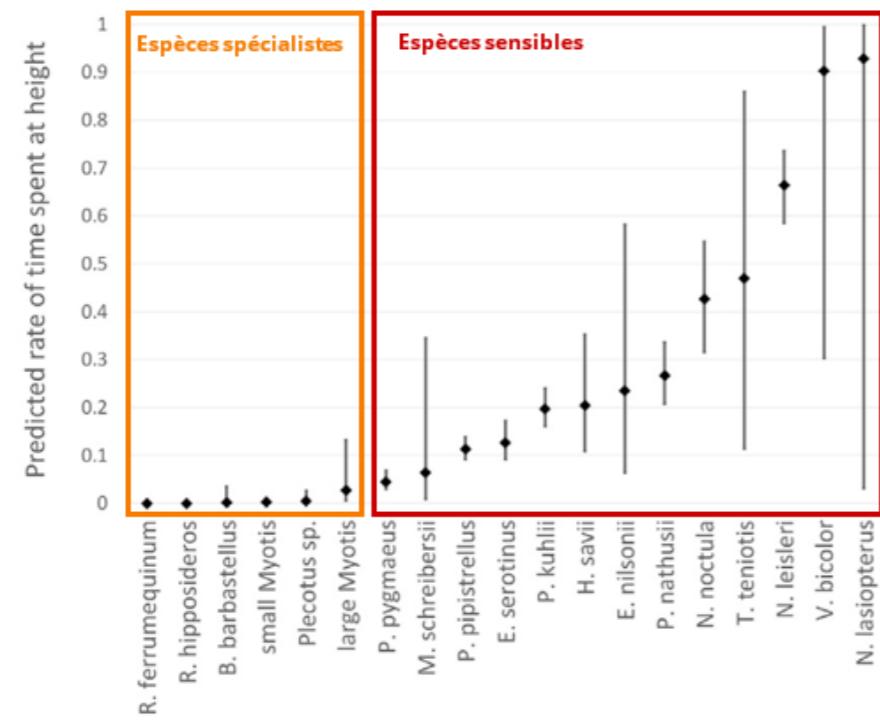


Figure 4 : Ration du temps passé en hauteur pour chaque espèce de chauves-souris (Adapté de Roemer et al., 2017).

La caractéristiques morphologiques et biologiques des chauves-souris

Certaines espèces de chauves-souris ont des caractéristiques morphologiques et des spécificités écologiques qui semblent être un facteur important dans le risque de collision. Hull et Cawthen (2013) et Rydell et al., (2010) ont ainsi démontré les similarités entre espèces sensibles à l'éolien telles que les noctules, les pipistrelles et les sérotines en Europe. Il s'agit d'espèces dites glaneuses ou de poursuites de plein air aux ailes longues et effilées, adaptées à ce type de vol et utilisant des signaux à faible largeur de bande et à forte intensité. Rydell et al., (2010) ont conclu que 98 % des espèces victimes de mortalité par collision sont des espèces présentant ces caractéristiques morphologiques et écologiques. Les espèces de haut vol, de grande taille (rythme d'émission lent impliquant un défaut d'appréciation de la rotation des pales), les espèces au vol peu manœuvrable, ainsi que les espèces chassant les insectes à proximité des sources lumineuses (balisage nocturne des éoliennes), sont donc les plus sujettes aux collisions.

La saisonnalité et le comportement des chiroptères

Les chiroptères possèdent un cycle biologique présentant une phase d'hibernation de novembre à février, une phase de migration printanière vers les gîtes estivaux de mars à mai, une phase de mise-bas au sein de ces gîtes de juin à juillet-août, une période de migration vers les secteurs de swarming (accouplements) et vers les gîtes hivernaux d'août à octobre.

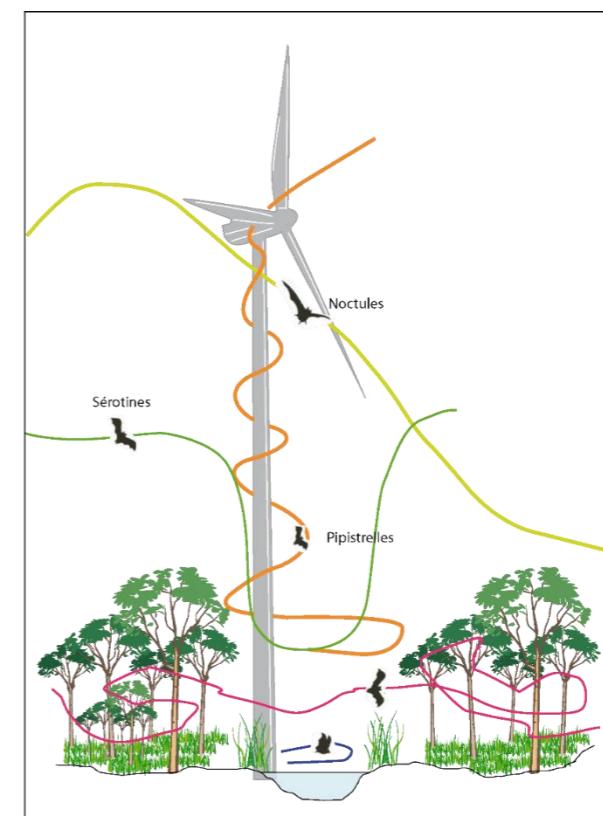


Figure 5 : Représentation schématique des comportements de vols de chauves-souris à proximité d'une éolienne

Sur l'ensemble de ces saisons, hormis l'hibernation, des cas de mortalités liés aux éoliennes sur des populations locales où migratrices sont observées (Brinkmann et al., 2011 ; Voigt et al., 2012). Cependant, la majorité des auteurs s'accordent sur le fait que la saisonnalité joue un rôle prépondérant sur la mortalité des chiroptères par collision avec des aérogénérateurs : l'activité chiroptérologique, et donc la mortalité, sont les plus élevées en fin d'été-début d'automne, ce qui correspond à une période de migration des chauves-souris (Alcalde 2003 ; Arnett et al., 2008 ; Rydell et al., 2010a ; Brinkmann et al., 2011 ; Amorim et al., 2012 ; Limpens et al., 2013). Des hécatombes de mortalité ont également été relevées au printemps et en début d'été dans le sud de l'Europe (Georgiakakis et al., 2012 ; Beucher et al., 2013). Cette observation a ainsi conduit de nombreux auteurs à considérer que la mortalité par collision est intrinsèquement liée au comportement migratoire, et plus particulièrement automnal. Si ce fait est avéré, ce n'est pas seulement le comportement migratoire des chauves-souris qui induirait cette mortalité importante (collisions lors de vols directs), mais plutôt un comportement saisonnier. Les espèces migratrices ne seraient en fait pas forcément plus touchées que les populations locales (Behr et al., 2007 ; Brinkmann et al., 2006 ; Rydell et al., 2010 ; Voigt et al., 2012). Ainsi, Lenhert a mené une étude en 2014 montrant une mortalité supérieure sur les individus locaux (72 %) que sur les individus migrateurs (28 %) durant la période de migration de la Noctule commune (espèces le plus impactée en Allemagne). Parmi les

individus impactés, la proportion de juvéniles est élevée (38 % chez les individus locaux et 32 % chez les migrants), et le sex-ratio est équilibré pour les individus locaux mais montre une majorité de femelles chez les individus migrants (62 %). Ces résultats sur la différence de comportement entre les mâles et les femelles, notamment chez la Noctule, a également été relevé par Roeleke en 2016 avec un évitement plus marqué des mâles au niveau des parcs éoliens que les femelles en période estivale. Ceci possiblement en raison des contraintes énergétiques liées à la lactation, ce qui engendre une augmentation du risque de collision sur les femelles. Selon Cryan et Brown (2007), la période migratoire automnale impliquerait en fait une activité accrue d'individus lors des pauses migratoires destinées à reconstituer les réserves, gîter ou se reproduire, augmentant ainsi le risque de collisions. Le besoin de stocker des réserves énergétiques en vue de l'hibernation serait également la cause d'une activité accrue en automne (Furmankiewicz et Kucharska 2009). De plus, lors des migrations, les chauves-souris traversent des zones moins bien connues que leurs territoires de chasse et/ou n'émettent que peu ou pas d'émissions sonar lors de ces trajets, elles seraient ainsi moins à même de repérer les pales en mouvement (Bach 2001 in Behr *et al.*, 2007 ; Johnson *et al.*, 2003).

Les conditions météorologiques et le cycle circadien

Les conditions météorologiques influent directement ou indirectement sur la disponibilité en ressource alimentaire (insectes majoritairement pour les chauves-souris européennes) et sur les conditions de vol des chiroptères, donc sur le taux de mortalité par collision (Baerwald & Barclay 2011).

Des analyses menées sur les résultats obtenus lors d'écoutes en hauteur ont montré une relation significative entre les variables de vitesse de vent, de température, d'heure de la nuit et l'activité des chiroptères (Labouré ENCIS Environnement 2021).

Concernant la **vitesse de vent**, Rydell *et al.*, (2010) ont noté des activités maximales pour une vitesse de vent entre 0 et 2 m/s puis, de 2 à 8 m/s, une activité diminuant pour devenir inexistante au-delà de 8 m/s. Selon, Martin *et al.*, (2015), la plupart des nuits lors desquelles une mortalité s'est produite (81,5 %), ont eu des vitesses de vent moyennes faibles (≤ 5 m/s mesurées au sol), et toutes les victimes ont été constatées lors de nuits présentant une vitesse moyenne du vent <10 m/s. Behr *et al.*, (2007) arrivèrent aux mêmes conclusions pour des vitesses de vent supérieures à 6,5 m/s. Si la plupart des études sur le sujet concordent sur ce phénomène, les valeurs seuils sont variables et dépendantes de la localisation des sites, de la période de l'année, des espèces concernées. Arnett *et al.*, (2008) estimèrent pour deux parcs éoliens des Etats-Unis que la mortalité aurait été réduite de 85 % si les aérogénérateurs avaient été arrêtés pour des valeurs de vent inférieures à 6 m/s en fin d'été-début d'automne. À noter cependant que toutes les chauves-souris ne répondent pas de façon similaire à la vitesse de vent. Les espèces de haut-vol apparaissent plus tolérantes aux vitesses de vent supérieures à 7 m/s (Wellig *et al.*, 2018 ; Frick *et al.*, 2017 ; Voigt *et al.*, 2015). Enfin, la rotation des pales d'éoliennes avec la vitesse de vent rend difficile la localisation des chiroptères par écholocation qui n'arrivent pas à percevoir les bouts de pales dont la vitesse est de 100 et 150 m/s (Grodsky *et al.*, 2011 ; Long *et al.*, 2009 ; Rydell *et al.*, 2010a).

La **température** joue également un rôle sur l'activité chiroptérologique. Si plusieurs auteurs concluent à une corrélation positive entre augmentation de la température et activité (Redell *et al.*, 2006 ; Arnett *et al.*, 2006 ; 2007 ; Baerwald & Barclay 2011 ; Voigt *et al.*, 2015), d'autres ne considèrent pas ce paramètre en tant que facteur influençant l'activité chiroptérologique (Horn *et al.*, 2008 ; Kerns *et al.*, 2005). Des études récentes ont cependant

permis de mettre en évidence une augmentation marquée de l'activité chiroptérologique entre 10 et 25°C (Labouré 2021 ; Behr *et al.*, 2017 ; Heim *et al.*, 2016 ; Martin *et al.*, 2015).

L'activité des chiroptères est également corrélée à **d'autres variables météorologiques telles que la pression atmosphérique, l'humidité relative, le taux de précipitation, la couverture nuageuse, le brouillard ou encore le rayonnement lunaire** (Behr *et al.*, 2017 ; Heim *et al.*, 2016 ; Voigt *et al.*, 2015 ; Cryan *et al.*, 2014, Limpens *et al.*, 2013, Amorim *et al.*, 2012, Behr *et al.*, 2011, Brinkmann *et al.*, 2011, Baerwald & Barclay 2011 ; O'Donnell *et al.*, 2010 ; Bach & Bach 2009 ; Horn *et al.*, 2008 ; Kerns *et al.*, 2005). Cependant, les opinions sur ces autres paramètres météorologiques sont d'autant plus mitigées. Il semble toutefois plus vraisemblable que ces paramètres influent de manière concomitante sur l'activité des chiroptères ou l'abondance d'insectes (Corten & Veldkamp 2001 ; Behr *et al.*, 2011).

Enfin, le cycle circadien influence également l'activité chiroptérologique et ainsi le risque de collision (ENCIS Environnement, Labouré 2022). Les pipistrelles, noctules et sérotines sont souvent considérées comme des espèces crépusculaires et sont remplacées peu à peu au cours de la nuit par des espèces plus nocturnes à l'instar des barbastelles, murins et oreillards (Barataud, 2012). D'autres études suggèrent un regain d'activité à l'aube (Swift 1980). Les noctules, et plus particulièrement la Noctule commune, affichent ce second pic d'activité en fin de nuit (Kronwitter 1988 ; Rachwald 1992, Kanuch 2007 ; Arthur et Lemaire 2015). Ainsi, Behr *et al.*, en 2017 ont démontré que l'activité des chiroptères est maximale pendant la première moitié de la nuit. Le groupe des noctules (principalement la Noctule commune) est actif avant le coucher du soleil et avant le groupe des pipistrelles. Après le premier quart de la nuit, l'activité commence à diminuer, et diminue continuellement jusqu'au lever du soleil, avec une chute plus forte peu avant le lever du soleil. Parfois, un pic d'activité plus faible a été enregistré en fin de nuit, ce phénomène est principalement dû à l'activité des espèces de noctule. La Pipistrelle de Natusius, montre un schéma légèrement différent de celui des autres espèces avec une activité culminant au milieu de la nuit. Ces résultats sont régulièrement observés sur les études de l'activité des chiroptères et peuvent varier en fonction de la saisonnalité (Arthur et Lemaire 2015 ; Newson *et al.*, 2015 ; Labouré 2021).

Ainsi, la mise en place de mesure sur la base des paramètres environnementaux apparaît comme une solution efficace pour diminuer les risques de collisions chez les chiroptères (Behr *et al.*, 2017 ; Good *et al.*, 2016 ; Martin *et al.*, 2015 ; Hein *et al.*, 2014).

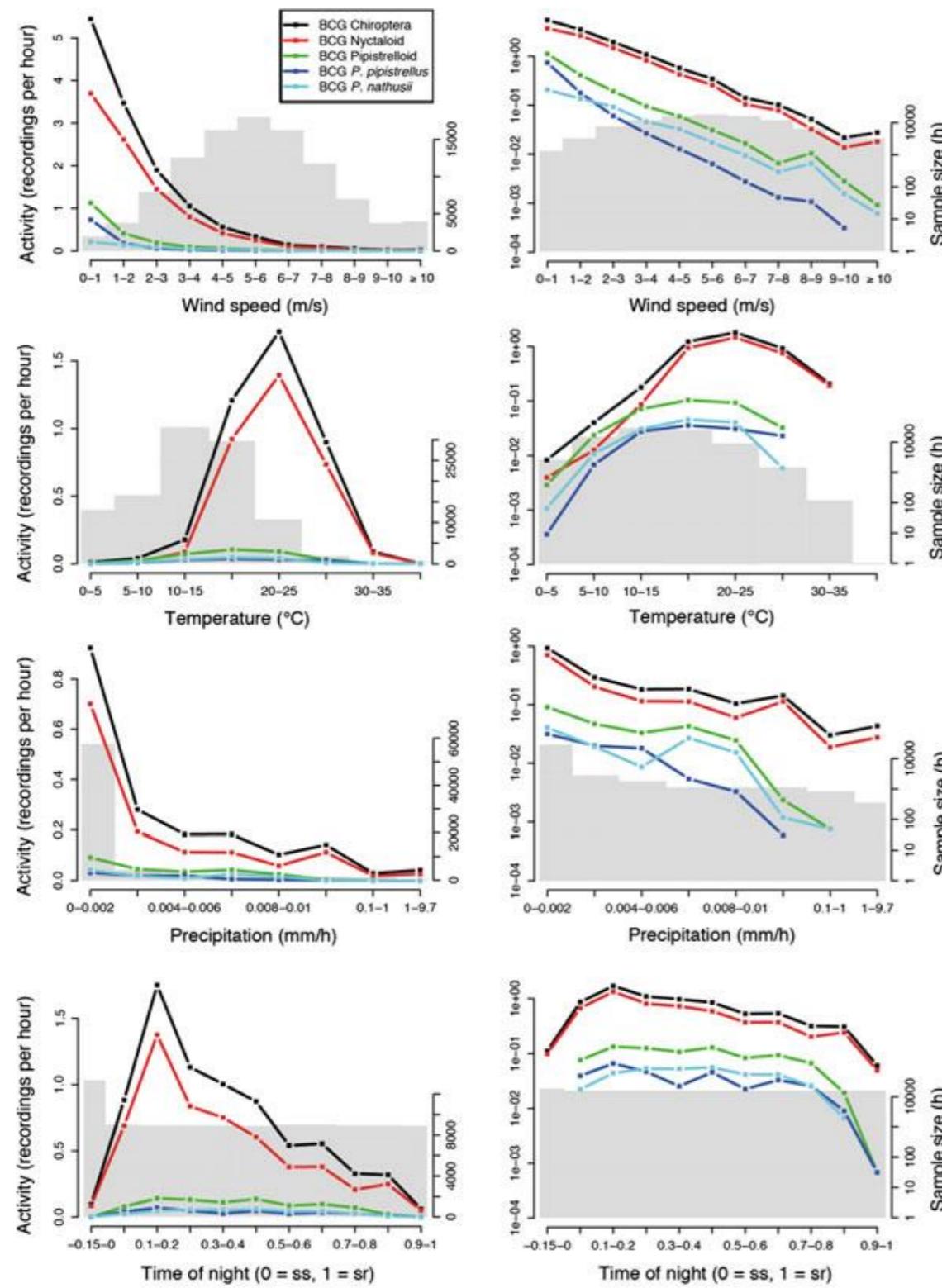


Figure 6 : Effet de différents paramètres sur l'activité des chiroptères mesurée en nacelle d'éolienne (sur 69 éoliennes dans 35 sites dans 5 différentes régions naturelles en Allemagne en 2008) (Behr et al., 2017)

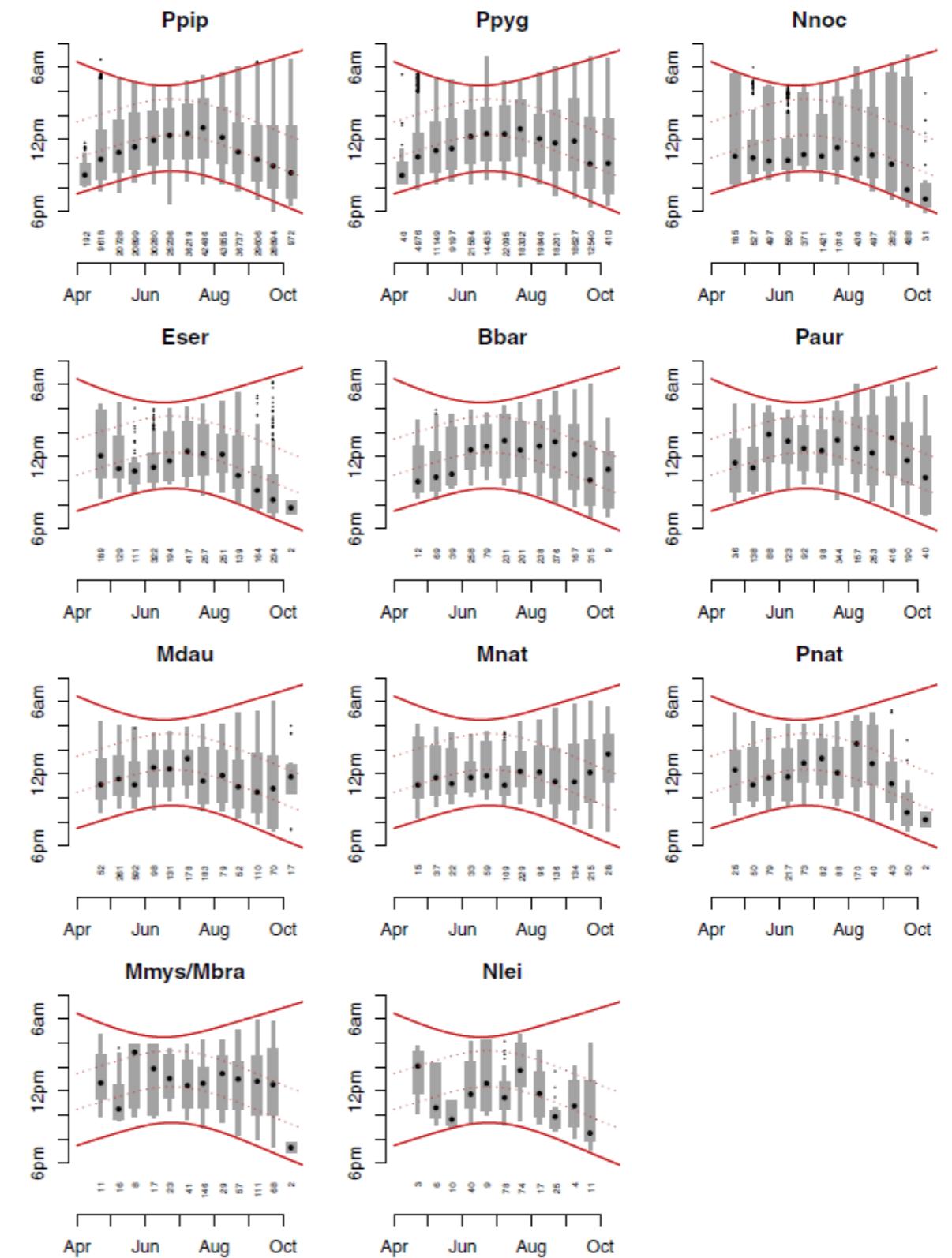


Figure 7 : Modèles d'activité nocturne de plusieurs espèces de chiroptères tout au long de la saison par rapport au coucher du soleil (Newson et al., 2015)

Le type d'habitats

Les habitats présents au niveau des aménagements des parcs éoliens et dans les secteurs environnents influencent le risque de mortalité chez les chiroptères (Brinkmann *et al.*, 2011 ; Hensen 2004 ; Grindal & Brigham 1998).

Dans un premier temps, une mortalité par destruction d'habitats, et plus particulièrement dans le cas d'abattage d'arbres à cavités pouvant héberger des gîtes de chiroptères arboricole est à relever. Ce premier risque de mortalité est à considérer durant la phase de travaux des aménagements du parc éolien et devient inexistant une fois les éoliennes misent en exploitation.

Dans un second temps, les habitats présents à proximité des éoliennes influencent les cas mortalités des chauves-souris. Rydell *et al.*, en 2010 observent une mortalité de 0 à 3 chiroptères/éolienne/an en milieu ouvert, de 2 à 5 chiroptères/éolienne/an en milieu plus hétérogène, et de 5 à 20 chiroptères/éolienne/an sur la côte et en forêt (surtout sur les promontoires et crêtes). Ces résultats sont confirmés par plusieurs études :

- **Concernant les plans d'eau et les côtes**, l'implantation d'éoliennes à proximité de ces habitats représente un fort risque de mortalité sur les chiroptères en raison de l'abondance d'insectes (Ahlen *et al.*, 2003, Eurobats 2016).

- **Concernant les secteurs boisés**, une activité chiroptérologique plus élevée est observée, avec une influence significative de la distance aux boisements sur la densité d'espèces de bas et moyen vol (Pipistrelle commune, Pipistrelle de Kuhl, Sérotine commune) mais les espèces de haut-vol ne semblent pas répondre à cette variable (Pipistrelle de Nathusius, Noctule commune, Noctule de Leisler) (Roemer *et al.*, 2019). Mathews *et al.*, en 2012 montrent également que la présence de bois dans un rayon de 1 500 m de parcs éoliens semble réduire le risque pour les pipistrelles suivant les lisières mais augmente le risque pour les noctules.

Parallèlement, **les haies** (à l'instar des lisières boisées) sont très importantes pour les chiroptères en fonction de leurs qualités et concentrent l'activité (Lacoeulhe *et al.*, 2018 ; Lacoeulhe *et al.*, 2016 ; Kelm *et al.*, 2014 ; Boughey *et al.*, 2011). Ainsi, l'étude de Kelm *et al.*, en 2014, présente une activité chiroptérologique concentrée dans les 50 premiers mètres à la haie (85 % des contacts enregistrés) qui devient anecdotique à partir de 200 m, ainsi que des espèces plus proches des haies (murins sp., Pipistrelle commune, Barbastelle d'Europe, Sérotine commune) que d'autres (Noctule commune, Pipistrelle de Nathusius).

Selon des études réalisées en Allemagne (Dürr 2003), plus la distance entre le mât de l'éolienne et les structures arborées avoisinantes (haies, lisières forestières) est faible et plus les cas de mortalité sont fréquents. Ainsi, plusieurs articles scientifiques et doctrines, à différentes échelles, recommandent une distance entre le bout de pale des éoliennes et les canopées des haies et boisements de 50 m (Dürr 2007 ; Kelm *et al.*, 2014 ; Natural England 2014) jusqu'à 200 m (Eurobats 2017 ; SFEPM 2016).

- **Concernant les milieux ouverts**, bien que moins attractifs pour la plupart des chiroptères ces habitats ne sont pas pour autant négligeables, notamment pour les espèces chassant en milieux ouverts comme les noctules et qui présentent un haut risque de collision (Bas *et al.*, 2014). Ainsi, même les espaces « défavorables » aux chiroptères comme les grandes plaines agricoles peuvent causer de fortes mortalité (Brinkmann *et al.*, 2011).

Quel que soit le milieu d'implantation des éoliennes, il apparaît nécessaire de quantifier l'activité des chiroptères dans ces secteurs et de mettre en place des mesures adaptées pour éviter tout risque de collision

(Kelm *et al.*, 2014 ; Boughey *et al.*, 2011). En effet, Lintott *et al.*, en 2016 relèvent le fait que des sites ayant été perçus comme "pauvres" en termes de qualité pour les chiroptères lors des inventaires pré-implantation, peuvent montrer des victimes après la construction des éoliennes. Cela pourrait être lié à un changement de comportement après l'implantation des éoliennes, et qui nécessiterait l'élaboration de stratégies d'atténuation, avec une compréhension du comportement des chauves-souris pouvant différer sur les sites après que les turbines ont été construites.

Le modèle d'éolienne

Parmi les multiples facteurs influençant le risque de mortalité des chiroptères au niveau des parcs éoliens, le modèle d'éolienne choisi a une importance. En effet, plusieurs études se sont intéressées à ce sujet et ont permis de démontrer plusieurs phénomènes :

- **La taille du rotor.** Plus les rotors sont grands plus la mortalité des chiroptères augmente (Arnett *et al.*, 2008). En effet, la longueur des pales est le facteur qui influence le plus le risque de collision avec les chiroptères devant la hauteur de nacelle (Mathews *et al.*, 2016, Rydell *et al.*, 2010a).
- **La garde au sol.** Plus la garde au sol est basse, plus le risque de collision est accru pour les chiroptères. Ainsi, les gardes au sol inférieures à 30 m présentent de fort risque de mortalité pour les chiroptères notamment sur des espèces jusqu'alors peu concernées par ce type d'impact, de par leur hauteur de vol entre autres facteurs (Roemer *et al.*, 2017 ; Heitz *et al.*, 2017 ; Hein *et al.*, 2016).
- **La couleur des éoliennes.** Les couleurs blanche et gris clair des éoliennes semblent également influencer la présence d'insectes, et ainsi engendrer d'éventuels comportements de chasse à risque à proximité des éoliennes (Long *et al.*, 2011 ; Kunz *et al.*, 2007).

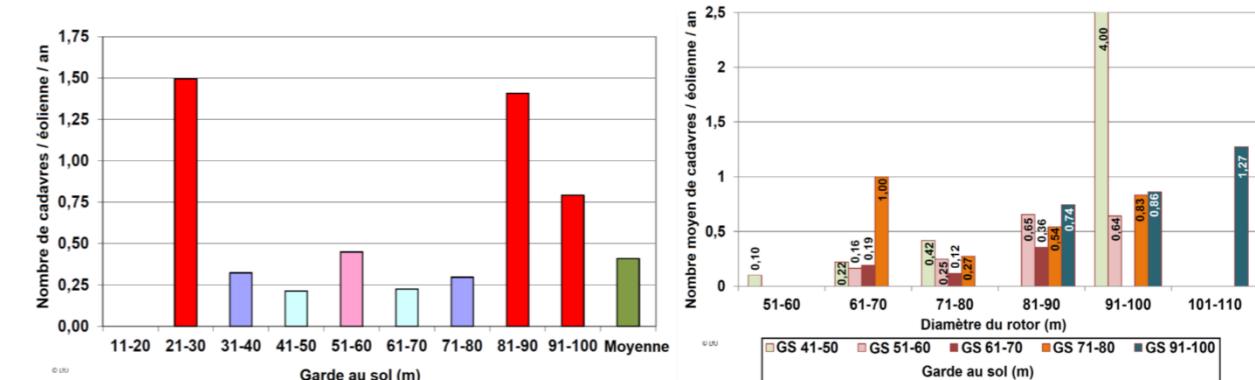


Figure 8 : Nombre de mortalités de chauves-souris par éolienne et par an en fonction de la garde au sol et du diamètre de rotor (Traduit de Dürr 2019, SFEPM 2020)

Ainsi, en 2020, la SFEPM préconise :

- De proscrire les hauteurs de garde inférieures à 30 m ;
- De limiter la taille des rotors à moins de 90 m ou si les rotors sont supérieurs à 90 m de proscrire les gardes au sol inférieures à 50 m.

Les phénomènes d'attractions

Comme nous l'avons abordé précédemment, les éoliennes peuvent elles-mêmes jouer un rôle localement attractif pour les chiroptères occasionnant des événements de mortalité (Cryan *et al.*, 2014a).

Les aérogénérateurs peuvent être confondus avec des arbres pouvant potentiellement comporter des **gîtes** ; tous les auteurs s'accordent sur ce sujet (Cryan & Brown 2007 ; Cryan *et al.*, 2014 ; Hull & Cawthen 2013 ; Kunz *et al.*, 2007).

Un autre phénomène est **l'attraction des insectes** par les éoliennes. Une partie des espèces de chiroptères sont assez opportunistes pour la nourriture en exploitant des ressources faciles telles que des insectes actifs nocturnes autour des éoliennes, ou espèces diurnes se reposant sur les machines (Bennett *et al.*, 2017 ; Foo *et al.*, 2017 ; Rydell *et al.*, 2016 ; Cryan *et al.*, 2014). La production de chaleur de certains types d'éoliennes pourrait concentrer les insectes, et donc augmenter le risque de mortalité des chiroptères par collision (Rydell *et al.*, 2010b ; Horn *et al.*, 2008 ; Ahlén 2002). De même, Horn *et al.*, (2008) ont vérifié que les abondances d'insectes sont supérieures à proximité des lumières de la FAA (Federal Aviation Administration), ce qui pourrait également être un facteur d'attraction pour les chiroptères. Dans la même étude, des images thermiques ont pu montrer des individus chassant activement autour de la nacelle et des pales. Johnson *et al.*, (2004) trouvent également des activités supérieures à proximité des **sources lumineuses** des éoliennes bien qu'une incidence directe sur la mortalité n'ait pu être mise en évidence. Outre la présence de nourriture, certaines espèces de chauves-souris dites héliophiles (Sérotine commune par exemple) ont assimilé que des nuages d'insectes pouvaient être présents au niveau de sources lumineuses, elles peuvent donc également être attirées par la luminosité, ce y compris en l'absence d'insectes. Beucher *et al.*, (2013) ont aussi mis en évidence l'influence du facteur luminosité sur l'attractivité des éoliennes pour les insectes et les chauves-souris. La couleur des éoliennes et certains effets acoustiques sont aussi suspectés d'attirer les insectes volants et les chauves-souris dans la zone à risque (Long *et al.*, 2011 ; Kunz *et al.*, 2007). Ces phénomènes d'attractions des chiroptères sont confirmés par des études récentes portant sur des analyses des contenus stomacaux de chauves-souris mettant en évidence une correspondance entre les insectes présents à la surface des mâts et dans l'atmosphère autour les éoliennes (Foo *et al.*, 2017 ; Rydell *et al.*, 2016).

Les éoliennes peuvent également être des sources **d'écoulement d'eau** à l'extérieur de l'éolienne durant des nuits sans pluie (hypothèse de phénomènes de condensation) sur des épisodes courts mais intenses, pouvant provoquer un attrait des chiroptères qui reste à confirmer (Roch *et al.*, 2018).

À noter cependant que les comportements d'approches sont nettement plus nombreux lorsque l'éolienne est à l'arrêt, et ce dans des conditions environnementales proches, signifiant que les deux concepts de répulsion et d'attraction coexistent (Cryan *et al.*, 2014a).

Consequences de la mortalité sur les populations de chiroptères

Comme expliqué précédemment, la notion de population chez les chiroptères est complexe à estimer. Cependant, il apparaît important de prendre en compte l'étude de Frick *et al.*, menée en 2017. Cette étude montre que les taux actuels de mortalité dues aux éoliennes apparaissent suffisamment élevés pour modifier considérablement la probabilité de stabilité de la population. Le risque d'extinction dans une gamme de scénarios démographiques plausibles pour des chauves-souris cendrées aux États-Unis serait plus fort, ces chiroptères sont proches des noctules européennes. La mortalité due aux éoliennes pourrait ainsi entraîner une réduction de 50 % de la taille de la population en seulement 50 ans, même dans un scénario optimiste d'une population de chauves-souris cendrées aussi importante que 10 millions de chauves-souris et avec un taux de croissance annuel moyen de 1 % par an, qui soutiendrait une croissance démographique stable. Cette étude souligne également que pour les chiroptères migrateurs, la mortalité liée aux éoliennes est susceptible d'impacter la viabilité des populations

sur des scénarios démographiques probables. Elle suggère qu'à une échelle locale, l'implantation d'éoliennes pourrait suffire à faire chuter les effectifs d'une population jusqu'à l'extinction sur un pas de temps relativement court des cent prochaines années. Le graphique suivant représente ainsi les contours isolines des déclins de population projetés après 50 ans de croissance, simulée avec une mortalité proportionnelle des chauves-souris cendrées, causées par les éoliennes, selon des combinaisons de tailles de populations initiales possibles (N_i) et de taux de croissance de population (λ). Les isolines affichent les combinaisons de N_i , et où la population médiane de 10 000 simulations après 50 ans de croissance simulée était stable (ligne noire) ou a diminué de 25 %, 50 %, 75 %, 90 % et 95 %. La ligne pointillée montre l'isoligne de la stabilité de la population sans mortalité due aux éoliennes.

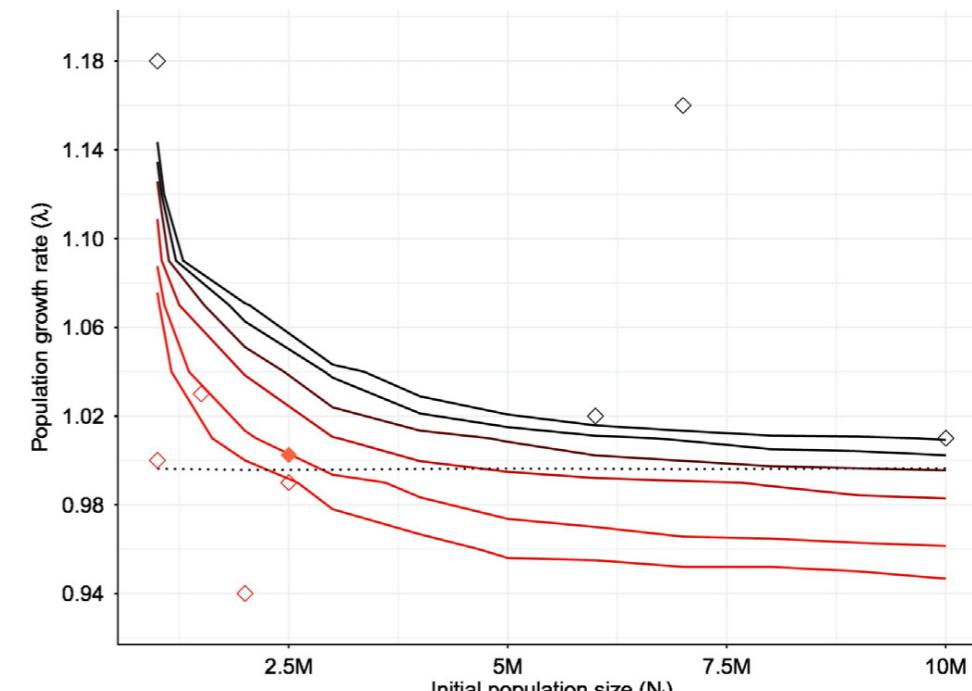


Figure 9 : Contours isolines des déclins de population projetés après 50 ans de croissance simulée avec une mortalité proportionnelle des chauves-souris cendrées causées par les éoliennes selon des combinaisons de tailles de population initiales possibles (N_i) et de taux de croissance de population (λ) (Frick *et al.*, 2017)

Ainsi, la question du taux de mortalité acceptable se pose. Quelques études ont essayé de répondre à cette question via des méthodes de calcul estimant un nombre de cadavre par éolienne et par an, variant entre un et deux pour les chiroptères (Behr *et al.*, 2017 ; Brinkmann *et al.*, 2011).

Plusieurs études alertent sur le fait que, pour faire progresser la conservation des chauves-souris migratrices, il est essentiel de comprendre leurs modèles de migration. L'identification des schémas de déplacement permettrait alors de planifier l'emplacement des parcs éoliens pour atténuer les impacts sur les populations de chauves-souris. Cette information pourrait également être utilisée pour établir des normes pour une réduction « intelligente » (Jamin *et al.* 2020 ; Hayes *et al.*, 2019b ; Cryan *et al.*, 2014b ; Kunz *et al.*, 2007b).

Cet état des connaissances indique tout d'abord un effet avéré potentiellement important de l'exploitation des parcs éoliens sur les populations de chiroptères. Les publications scientifiques mentionnées constituent parmi les seuls retours d'expérience en la matière, nombre de suivis comportementaux et de mortalité n'étant pas accessibles ou disponibles. Les diverses hypothèses avancées et souvent vérifiées ne représentent ainsi pas une seule cause de perturbation ou de mortalité des chiroptères par les éoliennes mais constituent différents facteurs agissants conjointement et dépendant des situations locales.

2 Méthodes utilisées

2.1 Méthodologie et démarche générale

Le suivi environnemental analyse les impacts du projet sur l'avifaune et les chiroptères et, pour les installations soumises à autorisation, sur toute espèce protégée identifiée dont la sensibilité à l'éolien est avérée et présentant un enjeu dans l'évaluation environnementale préalable (dont l'étude d'impact). Puis, les conclusions de cette dernière sont comparées avec les impacts de ce suivi environnemental. En application du principe de proportionnalité, l'intensité du suivi à mettre en œuvre dépendra des espèces présentes et des enjeux identifiés sur le site, ainsi que de l'impact résiduel déterminé par l'évaluation environnementale pour ces espèces. Pour les installations soumises à autorisation, le suivi mené par l'exploitant devra explicitement se référer aux mesures préconisées par l'étude d'impact et rappeler les données ayant permis de qualifier et quantifier les impacts résiduels du parc éolien précisés par cette dernière. Le suivi mis en œuvre est en conformité avec le protocole de suivi environnemental des parcs éoliens terrestres (2018).

L'intensité du suivi à mettre en œuvre est défini selon plusieurs critères (espèces observées, statuts de conservation, statuts règlementaires, tailles et dynamiques de population, sensibilité, note de risques, etc.).

Avifaune

Il est possible de déterminer un **indice de sensibilité** des espèces d'oiseaux vis-à-vis du risque de collision en se basant sur les cas de mortalité recensés en Europe (Dürr, 2023) et sur l'abondance des espèces (BirdLife International, 2021). Un niveau de sensibilité de 0 à 4 a ainsi été attribué à chaque espèce présente en Europe.

Ainsi, trois rapaces sont définis comme les espèces les plus sensibles (niveau 4). Il s'agit du Vautour fauve, du Milan royal et du Pygargue à queue blanche. 19 espèces, dont l'Aigle royal, le Circaète Jean-le-Blanc, le Grand-duc d'Europe, le Balbuzard pêcheur, le Faucon pèlerin et le Faucon crécerelle atteignent le niveau de sensibilité 3 (tableau complet en annexe).

Chiroptères

La sensibilité et la vulnérabilité sont regroupées sous la forme d'un seul coefficient pour les chiroptères. L'indice utilisé est ainsi la **note de risque**. Cette note, comprise entre 1 et 4, correspond au croisement entre le statut de conservation IUCN national et le taux de mortalité en Europe. **Cet indice inclut ainsi la sensibilité et définit un risque pour les populations d'espèces** (tableau en annexe). Concernant les chiroptères, il n'existe effectivement pas d'évaluations des populations européennes ou nationales assez fiables, la vulnérabilité ne peut être définie avec précision d'où l'indice de risque utilisé.

Pour le parc éolien de Bourbriac (2023) le rapport de suivi environnemental remis à l'inspection des installations classées sera composé des suivis suivants :

- Suivi de l'activité des chiroptères ;
- Suivi de mortalité de l'avifaune et des chiroptères.

Le parc éolien de Bourbriac Nord a fait l'objet d'un suivi environnemental identique en 2022 et 2023.

2.2 Suivi d'activité des chiroptères

2.2.1 Objectif et paramètres à prendre en compte

Le suivi de l'activité des chauves-souris permet d'évaluer l'état de conservation des populations de chiroptères présentes de manière permanente ou temporaire au niveau de la zone d'implantation du parc éolien. Il a également pour objectif d'estimer l'impact direct ou indirect des éoliennes sur cet état de conservation, en prenant en compte l'ensemble des facteurs influençant la dynamique des populations. Ce suivi porte sur chacune des phases du cycle biologique des chauves-souris (transits printaniers et gestation, mise-bas et élevage des jeunes, transits automnaux et swarming).

Les paramètres faisant l'objet du suivi de l'activité des chiroptères sont déterminés dans l'étude d'impact en fonction des enjeux et des impacts potentiels identifiés sur le parc éolien. Ainsi, ce suivi examine des paramètres tels que l'état des populations sur le site (diversité spécifique, activité d'une espèce donnée, etc.), le comportement des chauves-souris en vol, les périodes et conditions de présence des individus, etc.

2.2.2 Méthodologie et pression d'inventaire

2.2.2.1 Inventaires ultrasoniques automatiques en nacelle

Le protocole d'écoute en nacelle a pour but de réaliser des inventaires sur une longue période et à hauteur de nacelle d'éolienne.

2.2.2.1.1 Pression d'inventaire

La pression d'inventaire est fonction des espèces présentes identifiées dans le cadre de l'étude d'impact. Pour le parc de Bourbriac Nord, un suivi suivi automatique en nacelle est prévu pour les 3 premières années.

D'après l'étude d'impact (AEPE Gingko, 2017) du parc éolien de Bourbriac Nord, les espèces présentant l'indice de vulnérabilité le plus important sur le cycle biologique actif concernent **la Pipistrelle commune et la Pipistrelle de Nathusius** avec un indice de vulnérabilité à la mortalité éolienne considéré comme fort.

De fait, le protocole présenté ci-après répond aux modalités prévues initialement et validées dans l'arrêté préfectoral d'autorisation du 24 juillet. Il est conforme également au protocole national de suivi environnemental des parcs éoliens révisé en 2018.

2.2.2.1.2 Protocole d'inventaire sur site

Un enregistreur automatique (modèle BATmode S+ de BioAcousticTechnology) est placé à l'intérieur de la nacelle de l'éolienne et le microphone est inséré dans sa paroi (illustration suivante).



Figure 10 : Dispositif installé dans la nacelle d'éolienne (copyright : B.A.T.)

L'enregistreur est équipé d'un micro, placé sous la nacelle de l'éolienne au moyen d'un trou effectué dans la paroi de cette dernière. Ainsi, des relevés de la présence de chiroptères, dans un rayon allant jusqu'à 60 mètres autour du micro (distance variable selon les espèces), pourront être réalisés chaque nuit pendant les périodes d'inventaires. L'ensemble du dispositif est piloté par un ordinateur, placé dans la nacelle, et pilotable à distance.

2.2.2.1.3 Méthode d'analyse des résultats

Les pistes sonores sont analysées par logiciel afin de déterminer les espèces présentes ainsi que leur comportement. Le dispositif étant positionné sur une nacelle d'éolienne, les données sur les conditions extérieures récoltées par cette dernière sont utilisées afin de mener une analyse croisée des paramètres.

Dans le but d'obtenir des données exploitables servant de base à l'interprétation d'un chiroptérologue, trois étapes sont nécessaires :

Analyse automatique des données brutes

À chaque détection de cris, le dispositif BATmode enregistre et une piste sonore est générée au format numérique. Cette dernière est sauvegardée sur un disque dur, permettant par la suite un transfert vers un ordinateur à distance.

Le grand nombre d'heures d'écoute engendre une grande quantité de pistes sonores, difficilement analysables manuellement. C'est pourquoi un logiciel de reconnaissance automatique des signaux ultrasons est utilisé. Le logiciel SonoChiro® traite les enregistrements en deux étapes :

- Le processus de détection consiste à localiser puis caractériser dans les fichiers enregistrés un maximum de signaux potentiellement émis par les chiroptères.

- Le processus de classification s'appuie sur la caractérisation des signaux détectés lors de la phase précédente. Cette classification s'opère sur chaque fichier où le logiciel a détecté des signaux de chiroptères. À l'issue de cette phase de classification, chaque contact bénéficie d'une identification à 4 niveaux : espèce, groupe, indice de présence de buzz (son émis pour la détection d'une proie) et indice de présence de cris sociaux. Chaque niveau bénéficie d'un indice de confiance allant de 0 à 10 de façon à refléter le risque d'erreur d'identification. La présence d'une espèce est jugée fiable lorsque l'indice de confiance est supérieur à 5.



Figure 11 : Indices de confiance établis par Sonochiro® et risques d'erreurs associés

Vérification des résultats par un chiroptérologue

Le logiciel de reconnaissance automatique génère un tableau de résultats. Pour chaque séquence enregistrée, un certain nombre de paramètres est donné (groupe, espèce, indices de confiance, nombre de cris, date de l'enregistrement, etc.). La validité des déterminations issues de la reconnaissance automatique par logiciel est variable selon la qualité des enregistrements, les espèces contactées et le nombre de cris par séquence. Les déterminations au groupe sont généralement fiables tandis que les déterminations fines (à l'espèce) doivent être validées par un chiroptérologue. Dans ce cadre, un chiroptérologue procède à une vérification des espèces sur la base de la bibliographie, de sa connaissance du terrain et des inventaires déjà réalisés. La présence de chaque espèce est vérifiée par un chiroptérologue.

Les séquences de qualité médiocre (faiblesse des sons, bruits parasites) ou dont les signaux peuvent correspondre à plusieurs espèces sans possibilités de les différencier, sont laissées au genre afin de limiter les marges d'erreur. À défaut de la connaissance de l'espèce pour certains enregistrements, le nombre de contacts enregistrés constitue une donnée permettant de quantifier l'activité chiroptérologique.

Corrélation des données chiroptérologiques, météorologiques et astronomiques

La dernière étape de gestion et traitement des données consiste à mettre en conformité les données issues des enregistrements, les données fournies par l'éolienne et les données astronomiques de lever et coucher du soleil. À l'issue de cette opération, chaque enregistrement est défini par une série complète de paramètres permettant d'exploiter au mieux les données.

La mise en correspondance des données météorologiques et des enregistrements est réalisée par logiciel (macro Excel). Les enregistrements sont horodatés précisément tandis que les données météorologiques sont moyennées toutes les dix minutes. Concernant les vitesses de vent et la température, l'éolienne possède des instruments de mesure sur la nacelle.

2.2.2.1.4 Localisation des protocoles effectués

La cartographie suivante permet de rappeler la position de la Batmode S.



Carte 3 : Localisation du dispositif Batmode S

2.2.2.2 Calendrier des passages d'inventaire

Inventaire en nacelle

Concernant les écoutes sur nacelle d'éolienne, elles ont été menées du 3 avril au 31 octobre 2024. Un dysfonctionnement a entraîné un arrêt des écoutes du 23 juin au 1 juillet 2024.

2.3 Suivi de la mortalité sur l'avifaune et les chiroptères

2.3.1 Principes et objectif

L'exploitation d'un parc éolien engendre un risque de mortalité pour la faune volante présente de manière ponctuelle ou répétée à proximité des aérogénérateurs, par collision avec les pales ou les mâts d'éolienne, projection au sol par les turbulences, ou encore barotraumatisme. Afin de s'assurer que les populations d'oiseaux et de chiroptères ne soient pas affectées de manière significative par le parc éolien et que l'impact sur ces taxons n'excède pas les prévisions de l'étude d'impact, un suivi de la mortalité est effectué sur site.

Ce suivi repose sur une méthodologie proposée par le « protocole de suivi environnemental des parcs éoliens terrestres » (2018), ainsi que sur les « suivis des impacts des parcs éoliens terrestres sur les populations de chiroptères », document actualisé en 2016 par la SFEPM.

L'évaluation de la mortalité de l'avifaune et des chiroptères engendrée par un parc éolien est réalisée par la recherche de cadavres au pied des aérogénérateurs. La technique consiste en une recherche visuelle au sol durant un trajet réalisé à pied, selon un parcours prédéfini et reproduit à plusieurs reprises durant une ou plusieurs périodes phénologiques au cours d'une année.

La mortalité réelle est ensuite estimée, lorsque cela est possible, par l'utilisation de différents estimateurs. Ces estimateurs intègrent plusieurs paramètres correcteurs, tels que la surface prospectée, l'intervalle de temps moyen entre deux prospections, l'efficacité du chercheur ou encore la durée de persistance des cadavres sur le site (liée notamment à la prédatation par d'éventuels charognards).

Si la mortalité brute observée sur le parc peut permettre la mise en évidence d'un impact d'ordre qualitatif (incidence notable sur un taxon, période à risque ou éolienne particulièrement mortifère), seules les estimations de mortalité peuvent être utilisées pour quantifier l'impact de manière globale, et éventuellement, être comparées à d'autres parcs éoliens.

Compte tenu des nombreux facteurs aléatoires régissant les différences entre la mortalité constatée sur site et la réalité, il est par ailleurs nécessaire d'être vigilant aux limites des estimations effectuées.

2.3.2 Protocole utilisé

2.3.2.1 Pression d'inventaires

La pression des inventaires et leur organisation au cours de l'année se définissent en fonction de la phénologie des espèces et tiennent compte des résultats de l'étude d'impact et des enjeux identifiés sur le site.

Le protocole national de suivi dans sa version de mars 2018 prévoit les modalités suivantes :

SEMAINE N°	1 A 19	20 A 30	31 A 43	44 A 52
Le suivi de mortalité doit être réalisé :	Si enjeux avifaunistiques ou risque d'impact sur les chiroptères	Dans tous les cas	Si enjeux avifaunistiques ou risque d'impact sur les chiroptères	

L'étude d'impact ne soulève pas d'enjeux nécessitant la mise en place d'un renforcement du suivi établi par défaut d'après le protocole national (2018). Toutefois, par précaution et pour évaluer les éventuels impacts du parc sur l'ensemble de la période d'activité principale des chiroptères en Bretagne (de mi-avril jusqu'à fin octobre),

le suivi de mortalité a été effectué durant les semaines 16 à 43. Par ailleurs, l'arrêté de permis de construire du 24 juillet 2019 est en accord avec ces recommandations et précise que le suivi durera trois ans dès la première année de fonctionnement du parc, avec une sortie par semaine (semaine 16 à 43). De plus, le nombre de passage par semaine sera adapté en fonction des résultats des tests de persistance.

Au total sur l'année 2024, 28 prospections ont été réalisées dans le cadre du suivi de la mortalité, à raison d'une prospection par semaine, entre les semaines 16 et 43. Le calendrier complet des sorties est présenté en annexe.

2.3.2.2 Nombre d'éoliennes prospectées

Compte tenu d'une potentielle hétérogénéité de la mortalité au sein d'un parc éolien, le protocole national préconise le suivi de :

- toutes les éoliennes pour les parcs de 8 éoliennes et moins ;
- d'au moins $8 + (n - 8)/2$ pour les parcs de plus de 8 éoliennes contenant n éoliennes.

Ainsi, chacune des trois éoliennes a été prospectée lors de ce suivi.

2.3.2.3 Surface et méthode d'échantillonnage

La surface échantillon à prospector correspond à un carré de 100 m de côté (ou deux fois la longueur des pales pour les éoliennes présentant des pales de longueur supérieure à 50 m) ou un cercle de rayon égal à la longueur des pales avec un minimum de 50 m.

Dans le cadre de ce suivi, pour chaque éolienne, un carré de 120 mètres de côté a ainsi été défini comme surface échantillon. La surface théorique d'échantillonnage couvre ainsi une surface de 14 400 m² par éolienne suivie.

Par la suite, le chercheur détermine un parcours à suivre et l'utilise invariablement lors de chaque prospection. L'espacement entre les transects ne doit pas dépasser 10 mètres, correspondant à une distance maximale de perception des cadavres par un observateur.

Le schéma suivant illustre la méthode théorique mise en place dans le cadre d'un suivi de la mortalité au pied d'une éolienne.

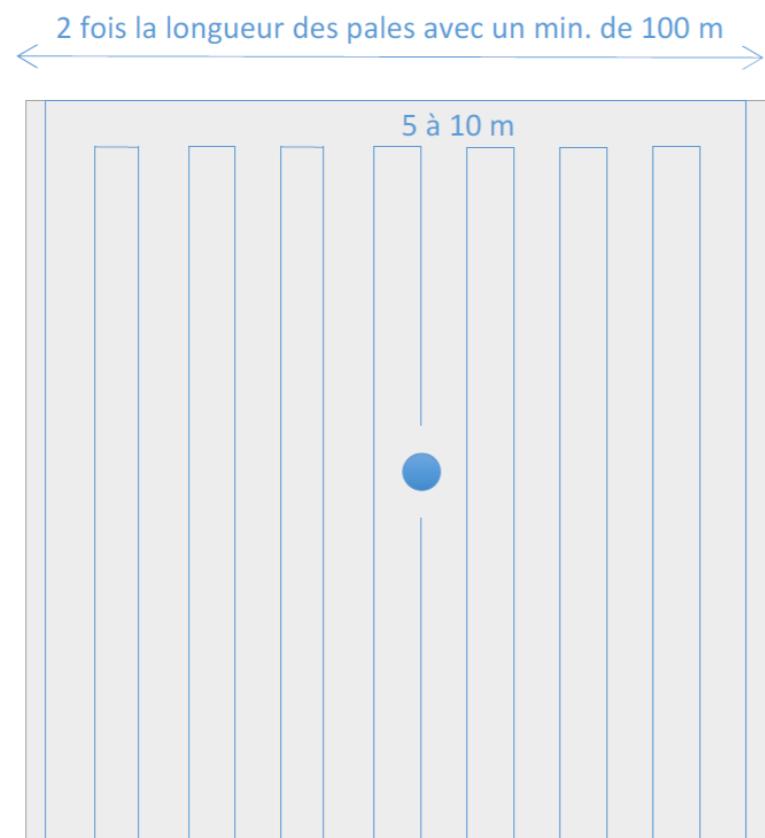


Figure 12 : Schéma du parcours théorique au pied d'une éolienne

Au cours de chaque prospection du suivi mortalité une fiche de données est complétée par le chercheur (cf. annexes).

2.3.2.4 Découverte de cadavres

Dans le cadre du suivi de la mortalité, la découverte d'un cadavre d'oiseau ou de chauve-souris par l'exploitant ou par l'un de ses sous-contractants doit systématiquement faire l'objet d'une fiche détaillée. Cela permet ainsi le recensement standardisé des caractéristiques de l'espèce et des conditions de mortalité constatée.

Chaque cadavre découvert est localisé par GPS, photographié, déterminé (lorsque l'état du cadavre le permet), puis fait l'objet d'une fiche détaillée définie par le Ministère en charge des Installations Classées pour la Protection de l'Environnement (cf. annexes : **fiche de saisie standardisée**). Seules des mesures simples et nécessaires à l'identification des espèces (principalement chiroptères) sont réalisées sur le terrain. Les spécimens sont laissés en l'état à l'endroit de la découverte sans qu'aucun enlèvement, destruction ou perturbation ne soit réalisé (opérations nécessitant une demande de dérogation spécifique).

2.3.3 Déclaration d'incident faune volante

Cadre réglementaire : Article R.512-69 du Code de l'environnement :

« L'exploitant d'une installation soumise à autorisation, à enregistrement ou à déclaration est tenu de déclarer, dans les meilleurs délais, à l'inspection des installations classées les accidents ou incidents survenus du fait du fonctionnement de cette installation qui sont de nature à porter atteinte aux intérêts mentionnés à l'article L. 511-1.

Un rapport d'accident ou, sur demande de l'inspection des installations classées, un rapport d'incident est transmis par l'exploitant au préfet et à l'inspection des installations classées. Il précise, notamment, les circonstances et les causes de l'accident ou de l'incident, les substances dangereuses en cause, s'il y a lieu, les effets sur les personnes et l'environnement, les mesures d'urgence prises, les mesures prises ou envisagées pour éviter un accident ou un incident similaire et pour en pallier les effets à moyen ou à long terme. Si une enquête plus approfondie révèle des éléments nouveaux modifiant ou complétant ces informations ou les conclusions qui en ont été tirées, l'exploitant est tenu de mettre à jour les informations fournies et de transmettre ces mises à jour au préfet ainsi qu'à l'inspection des installations classées. »

Ainsi, en cas de découverte d'un individu appartenant à une espèce menacée (catégorie IUCN « VU », « EN », « CR » ou « RE »), ou en cas de découverte d'une mortalité massive, une **fiche de déclaration d'incident faune volante** est réalisée (version juillet 2022, FEE-DGPR-BARPI). Les informations relatives à la découverte du cadavre et les premiers éléments disponibles sont renseignés (contexte, mesure corrective, etc.). La fiche est ensuite transmise à l'exploitant, qui la complète (éléments techniques spécifiques au parc éolien notamment) et la transmet à l'administration (DREAL, DRIEAT et DEAL).

2.3.4 Détermination du statut biologique

Le statut biologique des individus est déterminé en fonction de plusieurs paramètres : date de découverte, critères morphologiques, phénologie de l'espèce, présence avérée en nidification, etc. En effet, il existe par exemple des périodes pendant lesquelles certaines espèces sont en phase migration alors que d'autres sont en phase de reproduction. Ce phénomène existe également entre des individus au sein de la même espèce. Si la caractérisation précise de la phase biologique n'est pas possible, c'est la phase présentant l'enjeu le plus important qui est retenue.

2.3.5 Méthodes d'estimation de la mortalité

L'estimation de la mortalité peut être réalisée par l'intermédiaire de plusieurs formules mathématiques considérées comme valides, issues de différents protocoles (Winkelman, 1989 ; Erikson, 2000 ; Jones, 2009 ; Huso, 2010 ; Körner, 2011 ; Etterson, 2013).

Ces formules prennent en compte un certain nombre de paramètres. Ceux-ci permettent d'intégrer certains biais liés aux divers facteurs aléatoires, induisant les différences entre la mortalité constatée sur site et la réalité.

Ainsi, d'une manière générale, outre le nombre de cadavres trouvés (mortalité brute), plusieurs variables sont à évaluer afin d'être utilisées comme paramètres correcteurs :

- **l'efficacité du chercheur** (efficacité du chercheur à détecter les cadavres au sol) ;
- **la persistance des cadavres** (durée moyenne de présence ou taux de persistance des cadavres avant prélèvement, notamment par des animaux charognards) ;
- **l'intervalle des prospections sur site** ;
- **les surfaces non-prospectables** (surfaces qui ne peuvent être prospectées en raison des contraintes liées au couvert végétal, au dénivelé, à la maîtrise foncière, etc.).

Deux tests ont été réalisés pour mesurer l'efficacité de l'observateur et quantifier la persistance des cadavres sur le site.

2.3.5.1 Durée moyenne de l'intervalle (I)

La durée moyenne de l'intervalle (I) entre deux prospections doit être déterminée afin d'être prise en compte dans les calculs d'estimation de la mortalité. Elle est calculée comme suit :

$$I = \frac{\sum_i^r I_i}{r}$$

Où :
 - I_i : durée de l'intervalle i
 - r : nombre d'intervalles (entre chaque recherche)

2.3.5.2 Test d'efficacité

Ce test a pour but de déterminer l'efficacité du chercheur, à savoir le nombre de cadavres trouvés par rapport à un nombre de cadavres déposés sur la zone de prospection.

Ainsi, afin de simuler des cadavres d'oiseaux et de chiroptères, une tierce personne (testeur) dépose entre trois et cinq cadavres (au moins) de poussins et/ou de souris, de tailles variées de manière aléatoire, sous chacune des éoliennes du parc. Les cadavres sont tout de même placés de manière à couvrir différents types de végétation présents, hors zones non-prospectées, et sont localisés par GPS. Le chercheur effectue ensuite son parcours habituel. Le nombre de cadavres retrouvés est alors comptabilisé.

Le facteur de correction lié à l'efficacité des chercheurs (d) correspond à la proportion de cadavres trouvés par rapport au nombre de cadavres déposés, soit :

$$d = \frac{d_t}{d_T}$$

Où :
 - d_t : nombre de cadavres trouvés par le chercheur
 - d_T : nombre de cadavres déposés initialement

Les paramètres des deux tests effectués sur l'année de suivi sont synthétisés dans le tableau suivant.

Test	Date	Nombre cadavres déposés			Total
		Petit (souris)	Gros (poussins)		
Test 1	23/04/2024	9	6	15	
Test 2	17/10/2024	8	7	15	
Total		17	13		30

Tableau 1 : Paramètres des tests de d'efficacité effectués sur l'année de suivi

2.3.5.3 Test de persistance

Ce test a pour but d'évaluer la durée de persistance des cadavres, afin d'en tenir compte dans l'estimation de la mortalité. Cette durée de persistance est notamment influencée par les prélèvements des charognards.

À la suite du test d'efficacité les cadavres leurres sont laissés sur place. Plusieurs prospections ont lieu les jours suivant, à J+1, J+3, J+6, J+9, J+13, J+16 ou jusqu'à la disparition des cadavres. Cela permet d'estimer la durée de persistance des cadavres dans le milieu.

Selon la méthode d'estimation, ce prélèvement peut être mesuré de différentes manières :

- **La durée moyenne de persistance des cadavres (t)**, utilisée dans les méthodes d'Erickson, de Jones et d'Huso, qui est calculée comme suit :

$$t = \frac{\sum_{i=1}^{C_T} t_i}{C_T}$$

- Où : - t_i : durée de persistance du cadavre i
- C_T : nombre de cadavres utilisés pour le test

- **Les taux de persistance des cadavres (d) de Jones et d'Huso**, qui sont détaillés dans la partie traitant des méthodes d'estimation de la mortalité (Protocoles « Jones » et « Huso »).

2.3.5.4 Correction surfacique

La surface théorique de recherche sous l'éolienne n'est pas nécessairement prospectable dans son intégralité. En effet, la végétation présente peut rendre impossible le passage à pied (buissons, etc.) ou limiter la capacité d'observation du chercheur (cultures, prairies hautes, etc.). D'autres facteurs peuvent aussi être à l'origine d'une limitation de la prospection : autorisation d'accès sur les propriétés foncières, travaux à proximité de l'éolienne, etc.

Afin de pallier ce biais, le chercheur retranscrit sous SIG les surfaces prospectées lors de chaque visite. Un facteur de correction surfacique peut ensuite être appliqué lors des calculs d'estimation.

Le facteur de correction, calculé pour chaque prospection, est défini comme suit :

$$A = \frac{A_{Th}}{A_p}$$

- Où : - A_{Th} : surface théorique
- A_p : surface prospectée

2.3.5.5 Estimation de la mortalité

Une fois la campagne d'inventaires réalisée, les résultats sont analysés par l'intermédiaire des différentes méthodes d'estimation de la mortalité.

Le protocole de suivi environnemental des parcs éoliens terrestres (révision 2018) préconise la méthode suivante :

- Utiliser au moins trois formules de calcul des estimateurs standardisés à l'échelle internationale pour faciliter les comparaisons :
 - o la formule d'Huso (2010) ;
 - o deux formules au choix parmi : Erickson, 2000 ; Jones, 2009 ; Korner-Nievergelt, 2015 ; Limpens et al., 2013 ; Bastos et al., 2013, Dalthorp et al., 2017, etc.
- Préciser l'incertitude de l'estimation de la mortalité.

Les mortalités estimées sont calculées via le logiciel EolApp développé par le **Centre d'Écologie Fonctionnelle et Évolutive** de Montpellier (UMR 5175, www.cefe.cnrs.fr). Ce logiciel permet de calculer la mortalité estimée selon les formules d'Huso, d'Erickson, de Winkelmann et de Jones, **assorties de leurs intervalles de confiance** à 90 % et 95 %. En accord avec les préconisations du protocole 2018, les résultats de la formule d'Huso sont utilisés, ainsi que ceux des formules d'Erickson et de Jones. Les résultats issus de la formule de Winkelmann ne sont pas retenus, cette formule étant jugée obsolète, notamment par la SFEPM qui préconise l'utilisation d'au moins trois des estimateurs suivants : Huso, Jones, Erickson, Korner-Nievergelt, Limpens, Bastos.

2.3.5.5.1 Protocole « Erickson »

En 2000, Erickson propose une formule intégrant la durée moyenne de persistance des cadavres, ainsi que la durée moyenne de l'intervalle entre les prospections. Par ailleurs, cette formule est utilisable même lorsque le taux de persistance des cadavres est nul. Dans ce cas, les résultats concernant la mortalité seraient, toutefois, sous-estimés.

$$N = \frac{(I * C)}{(t * d)} * A$$

- Où : - N : mortalité estimée
- I : durée moyenne (en jours) de l'intervalle entre deux prospections
- C : nombre de cadavres trouvés durant le suivi
- t : durée moyenne (en jours) de persistance des cadavres
- d : efficacité du chercheur
- A : coefficient de correction surfacique

2.3.5.5.2 Protocoles « Jones » et « Huso »

Ces deux protocoles sont très semblables et intègrent deux nouvelles variables :

- Le taux de persistance selon Jones (dont le calcul diffère d'un protocole à l'autre) ;
- Le coefficient correcteur de l'intervalle.

$$N = \left(\frac{C}{d * p * \hat{e}} \right) * A$$

- Où : - N : mortalité estimée
- C : nombre de cadavres trouvés durant le suivi
- d : efficacité du chercheur
- p : taux de persistance (voir calcul ci-dessous « Jones » ou « Huso »)
- \hat{e} : coefficient correcteur de l'intervalle (voir ci-dessous)
- A : coefficient de correction surfacique

Le coefficient correcteur de l'intervalle est défini comme suit :

$$\hat{e} = \frac{\text{Min}(I: \hat{I})}{I}$$

- Où : - I : durée moyenne (en jours) de l'intervalle entre deux prospections
- \hat{I} : intervalle effectif, soit : $-\log(0,01) * t$
(- t : durée moyenne (en jours) de persistance des cadavres)

« Jones »

En 2009, Jones et al., proposent une méthode intégrant un taux de persistance et un coefficient correcteur de l'intervalle. Cette méthode repose sur les postulats suivants :

- Le taux de mortalité est constant sur l'intervalle défini ;
- La durée de persistance d'un cadavre suit une variable exponentielle négative (impliquant que la probabilité de disparition moyenne sur l'intervalle correspond à la probabilité de disparition d'un cadavre à la moitié de l'intervalle).

Ainsi, Jones définit le taux de persistance comme suit :

$$p = e^{\left(\frac{-0.5 * I}{t}\right)}$$

Où : - I : durée moyenne (en jours) de l'intervalle entre deux prospections
- t : durée moyenne (en jours) de persistance des cadavres

Ainsi :

$$N = \frac{C}{d * e^{\left(\frac{-0.5 * I}{t}\right)} * \hat{e}} * A$$

« Huso »

En 2010, Huso propose une nouvelle évaluation du taux de persistance. En se basant sur la formule de Jones, elle considère que la probabilité de disparition au point moyen de l'intervalle (second postulat de Jones) n'est pas égale à la probabilité moyenne de persistance d'un cadavre.

Ainsi, Huso définit le taux de persistance comme suit :

$$p = \frac{\left(t * \left(1 - e^{\left(\frac{-I}{t}\right)}\right)\right)}{I}$$

Où : - I : durée moyenne (en jours) de l'intervalle entre deux prospections
- t : durée moyenne (en jours) de persistance des cadavres

Ainsi :

$$N = \frac{C}{d * \left(\frac{t * \left(1 - e^{\left(\frac{-I}{t}\right)}\right)}{I}\right) * \hat{e}} * A$$

2.3.5.6 Postulat de chaque méthode d'estimation

Méthodes	Aire d'étude	Intervalle entre deux recherches	Persistance	Efficacité
Erickson (2000)	Pris en compte	Pas d'exigence	Pris en compte (Durée de persistance) Suppose que la prédatation suit une loi exponentielle	Pris en compte (Test d'efficacité) Suppose qu'un cadavre non trouvé lors d'une recherche peut l'être aux suivantes
Jones (2009)	Pris en compte	Pas d'exigence	Pris en compte (Durée de persistance) Suppose que la prédatation est constante dans l'intervalle entre deux recherches	Pris en compte (Test d'efficacité) Suppose qu'un cadavre non trouvé lors d'une recherche peut l'être aux suivantes
Huso (2010)	Pris en compte	Intervalle basé sur « i » (Le temps au-delà duquel la probabilité de persistance est inférieure à 1%)	Pris en compte (Durée de persistance) Suppose que la prédatation suit une loi exponentielle	Pris en compte (Test d'efficacité) Suppose qu'un cadavre non trouvé lors d'une recherche ne peut l'être aux suivantes

Tableau 2 : Postulats de chaque méthode d'estimation

2.4 Calendrier des inventaires

Inventaires et méthodes employées	Nb. sorties	Dates des campagnes	Horaires	Conditions météorologiques d'observation			Personne ayant réalisé les inventaires
				Couverture du ciel	Température	Vent	
Chiroptères							
Enregistrements automatiques en nacelle (Batmode S)	211 nuits	Du 3 avril au 31 octobre 2024	D'une heure avant le coucher à une après le lever du soleil	-	-	-	Clément MADEC
Suivi mortalité (cf. annexe)							

Tableau 3 : Dates et conditions météorologiques des inventaires du milieu naturel

2.5 Limites des méthodes utilisées et difficultés rencontrées

2.5.1 Limites des méthodes employées

Pour réaliser le suivi des milieux naturels, des relevés ont été réalisés. Ces nombreux diagnostics ont permis de réaliser un inventaire le plus complet possible. Toutefois, rappelons qu'un inventaire naturaliste ne peut être prétendu totalement exhaustif. Néanmoins, la précision apportée au diagnostic s'adapte au mieux aux exigences d'un suivi environnemental.

2.5.1.1 Limites des méthodes employées pour le suivi des chiroptères

Le travail de détection comporte une limite importante dans la détermination exacte des signaux enregistrés. En effet, malgré l'utilisation de matériels perfectionnés, le risque d'erreur existe concernant l'identification des espèces des genres *Pipistrellus* et *Myotis*. Dans ce cas, seul le genre est déterminé.

Les murins émettent des fréquences modulées abruptes de très faible portée, dont l'enregistrement est presque impossible à plus de 4 ou 5 mètres de l'animal. Malgré l'utilisation de matériels perfectionnés, la distance de détection de ces espèces est limitée par la faible portée de leurs signaux.

Les émissions sonores des individus appartenant au genre *Rhinolophus* sont de faible intensité et sont indétectables à plus de 10 m de distance. Dans ce cas, seul le genre est déterminé.

Enfin, l'utilisation d'un matériel électronique peut induire des risques de problèmes techniques (pannes) temporaires.

L'année 2024 a été marquée par des conditions météorologiques particulières.

Le printemps et l'été ont connu des précipitations abondantes, nettement supérieures aux moyennes annuelles dans tout l'ouest de la France. Les températures ont aussi été influencées par ces pluies, avec des moyennes saisonnières inférieures aux normales de saison (goutte froide centrée sur la France).

Ces phénomènes météorologiques ont impacté la phénologie (calendrier du cycle biologique) de nombreuses espèces : flore, avifaune, chiroptères, entomofaune. Ainsi, pour de nombreuses espèces, leur germination / floraison, leur émergence ou leur migration puis leur reproduction a été retardée.

Ces phénomènes ont donc impacté les inventaires de terrain réalisés durant le printemps et l'été.

Ainsi, les dates de prospection et la phénologie des espèces ont pu être légèrement déphasées, conduisant ainsi à une détection différée de certaines espèces.

2.5.1.2 Limites des méthodes employées pour le suivi de la mortalité

Les relevés effectués lors des prospections permettent d'obtenir des résultats bruts. Plusieurs variables sont ainsi prises en compte lors de l'estimation afin de limiter les biais :

- La capacité de détection est variable en fonction du chercheur. Ce biais est corrigé par l'utilisation d'un ou plusieurs tests d'efficacité et la prise en compte du taux d'efficacité dans les calculs d'estimation. Toutefois, la variabilité de l'efficacité peut être liée à de multiples facteurs (luminosité extérieure, fatigue du chercheur, type de végétation sur la surface prospectée, etc.). Il est donc complexe de corriger ce biais avec précision.
- La durée de persistance des cadavres est estimée par la réalisation d'un ou plusieurs tests de persistance et la prise en compte du taux de persistance dans les calculs d'estimation. Toutefois, ce taux de persistance dépend de nombreux facteurs aléatoires et peut ainsi être variable temporellement et spatialement. De même, il est complexe de corriger ce biais avec précision.
- Les surfaces non-prospectées créent un biais d'échantillonnage qui est corrigé par le coefficient de correction surfacique, pris en compte dans les calculs d'estimation. Toutefois, cette correction repose sur l'hypothèse que les cadavres se répartissent de façon homogène sous l'éolienne, au sein de la surface prospectée.

D'autres facteurs peuvent éventuellement limiter la robustesse des résultats :

- La surface de prospection est un carré comprenant la totalité de la zone de survol des pales (coté au moins égal à deux fois la longueur d'une pale). Il est possible que des individus soient éjectés en dehors de cette zone ou soient blessés et meurent à une distance bien plus éloignée. Il s'agit du « *crippling loss* », un biais peu étudié et non pris en compte dans les différentes méthodes d'estimation.
- L'efficacité du chercheur peut être limitée par les conditions météorologiques. Toutefois, ce biais est réduit car les sorties sont réalisées autant que possible lorsque la météo est favorable.

2.5.2 Difficultés rencontrées

2.5.2.1 Suivi des chiroptères

Les difficultés qui peuvent être rencontrées pour le suivi des chiroptères sont principalement d'ordre technique.

Concernant le suivi en nacelle via le dispositif BATmode, des problèmes techniques peuvent occasionnellement survenir. Ils peuvent amener une perte d'information par arrêt temporaire des enregistrements de chauves-souris. Ainsi, suite une panne du dispositif a entraîné une perte du 23 juin au 1^{er} juillet 2024.

Un autre problème possible est l'enregistrement par les dispositifs BATmode S de sons qui ne proviennent pas de chiroptères. Ces sons « parasites » peuvent être dû à des bruits de l'environnement nocturnes et notamment des éoliennes. Un très grand nombre de sons parasites ont été enregistrés au cours de cet inventaire, ce qui complique et rallonge le traitement des données acoustique. Durant le mois de septembre notamment, le grand nombre de sons parasites a pu compromettre l'enregistrement de certaines séquences de chiroptères et amener à sous évaluer l'activité réelle. Ces difficultés ne modifient toutefois pas les conclusions globales de la présente étude.

2.5.2.2 Suivi de la mortalité

La topographie du parc, présentant de nombreux boisements et des prairies pâturées, a empêché la prospection de la totalité du quadrat théorique de prospection.

De plus, par manque de visibilité et afin de limiter les dégâts aux cultures occasionnés par le passage de l'observateur, les parcelles cultivées n'ont pas été prospectées au-delà d'une hauteur de 30 cm pour le blé et au-delà de 40 cm pour le maïs. Ainsi la surface prospectée s'est trouvée réduite aux seules plateformes et à des portions de voies d'accès lorsque la hauteur des couverts n'a plus permis de pénétrer sur les parcelles. De plus, l'éolienne E1 n'a pas pu être prospectée sur la sortie du 19 septembre 2024 en raison de travaux de maintenance sur les pales. Les surfaces non prospectées sont recensées à chaque sortie et prises en compte dans l'analyse des résultats. Ces difficultés ne modifient pas les conclusions globales des analyses sur la mortalité.

3 Résultats et analyse du suivi d'activité des chiroptères

3.1 Bilan des connaissances de l'étude d'impact

D'après les résultats présentés dans l'étude d'impact du parc éolien, l'ensemble du cycle annuel des chauves-souris a été étudié.

Les protocoles utilisés ont permis d'établir une liste de **16 espèces**, avec des enjeux pour les espèces de lisières ubiquistes, comme la Pipistrelle commune et la Pipistrelle de Natusius, ainsi que pour la Sérotine commune, le Grand Rhinolophe et la Noctule de Leisler. Cependant, aucune écoute en altitude n'a été effectuée lors de l'étude d'impact. De ce fait, les espèces de haut vol sensibles à l'éolien sont potentiellement sous-estimées. Le suivi comportement de la présente étude cible précisément l'activité des chiroptères au niveau des rotors. Cela devrait permettre d'étoffer les résultats de l'étude d'impact, en particulier sur le groupe des espèces de haut vol, comme les noctules.

Le tableau présentant les la vulnérabilité à la mortalité éolienne est présent ci-dessous.

Lors de l'étude d'impact de 2017, les impacts en phase d'exploitation du parc éolien de Bourbriac Nord sur les chiroptères ont été évalués comme fort pour la Pipistrelle commune et la Pipistrelle de Natusius et modérés pour trois autres espèces. Le présent suivi environnemental doit permettre d'affiner ces résultats, une corrélation entre les écoutes en nacelle et le suivi de la mortalité au sol est notamment réalisée.

Espèce patrimoniale concernée	Indice de patrimonialité			Sensibilité à l'éolien	Indice de la vulnérabilité à la mortalité éolienne (collision ou barotraumatisme)	
	Protection nationale (arr. 23/04/07)	Directive Habitats-Faune-Flore	Listes rouges*			
	Non protégée=0 ; Protégée=1	Annexe II&IV=1 Annexe IV=0	LC, NA, NE=0 ; NT/DD=1 ; VU=2 ; EN/CR=3			
<i>Pipistrelle commune</i>	Oui	Ann IV	NT/LC	1,5	4	Fort
<i>Pipistrelle de Natusius</i>	Oui	Ann IV	NT/NT	2	4	Fort
<i>Sérotine commune</i>	Oui	Ann IV	NT/LC	1,5	3	Moyen
<i>Grand Rhinolophe</i>	Oui	Ann II & IV	LC/EN	3,5	1	Moyen
<i>Noctule de Leisler</i>	Oui	Ann IV	NT/NT	2	3	Moyen
<i>Pipistrelle de Kuhl</i>	Oui	Ann IV	LC/LC	1	3	Faible
<i>Barbastelle d'Europe</i>	Oui	Ann II & IV	LC/NT	1,5	1	Faible
<i>Grand Murin</i>	Oui	Ann II & IV	LC/NT	2,5	1	Faible
<i>Murin à oreilles échancrées</i>	Oui	Ann II & IV	LC/NT	2,5	1	Faible
<i>Murin de Bechstein</i>	Oui	Ann II & IV	NT/NT	3	1	Faible
<i>Murin sp.</i>	Oui	Ann II & IV	NT/NT	3	1	Faible
<i>Murin de Natterer</i>	Oui	Ann II & IV	LC/NT	2,5	0	Très faible
<i>Murin à moustaches</i>	Oui	Ann IV	LC/LC	1	1	Très faible
<i>Murin de Daubenton</i>	Oui	Ann IV	LC/LC	1	1	Très faible
<i>Oreillard gris</i>	Oui	Ann IV	LC/LC	1	1	Très faible
<i>Oreillard roux</i>	Oui	Ann IV	LC/LC	1	1	Très faible
<i>Petit Rhinolophe</i>	Oui	Ann II & IV	LC/LC	2	0	Très faible

*Listes rouges : moyenne entre la Liste rouge nationale et la Liste rouge régionale ou document équivalent. S'il n'y a pas de Liste rouge régionale, seule la Liste rouge nationale est considérée.

Figure 13 : Espèces sensibles au risque de collision et synthèse des enjeux

3.2 Suivi de l'activité des chiroptères en 2024

3.2.1 Suivi ultrasonique automatique permanent en nacelle

Les résultats présentés dans cette partie correspondent aux inventaires réalisés à l'aide d'un détecteur automatique d'ultrasons de type BATmode S, installé au niveau des nacelles des éoliennes. Ces inventaires ont été réalisés en continu durant les périodes les plus importantes du cycle biologique des chiroptères, du 3 avril au 31 octobre 2024.

Le dispositif est donc resté installé durant 211 nuits et **l'analyse porte sur l'ensemble de ces nuits**, à l'exception d'une semaine fin juin (2.5.1.2), qui se situent en effet dans le cycle biologique actif des chiroptères (mars à novembre).

3.2.1.1 Diversité et activité spécifique enregistrée

3.2.1.1.1 Résultats obtenus sur l'ensemble du cycle

Le tableau suivant présente les résultats issus des analyses du logiciel Sonochiro®. Ces données ont été vérifiées par un chiroptérologue afin d'obtenir une liste d'espèces dont la présence est certifiée. La plupart des contacts ont été vérifiés en raison d'un grand nombre de séquences comportant des parasites liés à l'éolienne. Par cette méthode, les résultats présentés dans le tableau suivant constituent une base de données jugée fiable.

Genre	Espèces	Recensement			Total estimé
		Transits printaniers et gestation	Mise-bas et élevage des jeunes	Transits automnaux et swarming	
Eptesicus	Sérotine commune	-	66	-	66
Nyctalus	Noctule de Leisler	-	29	1	30
Pipistrellus	Pipistrelle commune	27	2 007	74	2 108
	Pipistrelle de Kuhl	-	5	-	5
	Pipistrelle de Nathusius	-	4	-	4
Recensements n'ayant pas pu être déterminés à l'espèce					
Sérotine / Noctule sp.		-	34	4	38
Pipistrelle de Kuhl / Nathusius		4	344	148	496
Chiroptère sp.		-	75	5	80
Total	5 espèces	31	2 564	232	2 827

Tableau 4 : Répartition du nombre de contacts par espèce et par éolienne

La richesse spécifique inventoriée par le protocole d'écoute permanente sur nacelle d'éolienne est qualifiée de faible pour un milieu en hauteur, avec la présence de cinq espèces identifiées de manière certaine.

En hauteur, on constate une cohérence avec la bibliographie disponible, au travers d'une plus forte proportion des espèces dites de haut-vol ou de lisière généralistes (Noctule de Leisler, Sérotine commune et pipistrelles) qui totalisent toute l'activité, les espèces plus forestières comme la Barbastelle d'Europe n'étant pas présentes.

Ainsi, la Pipistrelle commune regroupe la majorité de contacts avec 75 % du total. La complexe Pipistrelle de Kuhl / Pipistrelle de Nathusius suit avec 18 % de l'activité en hauteur. Ces deux espèces ont une signature acoustique similaire et sont difficiles à différencier l'une de l'autre, surtout lorsqu'elles se déplacent en hauteur. Néanmoins, la majorité de ces contacts sont très probablement attribuables à la Pipistrelle de Kuhl, qui est une espèce plus commune et abondante en Bretagne. Enfin, la Sérotine commune et la Noctule de Leisler sont ponctuellement contactées sur le site.

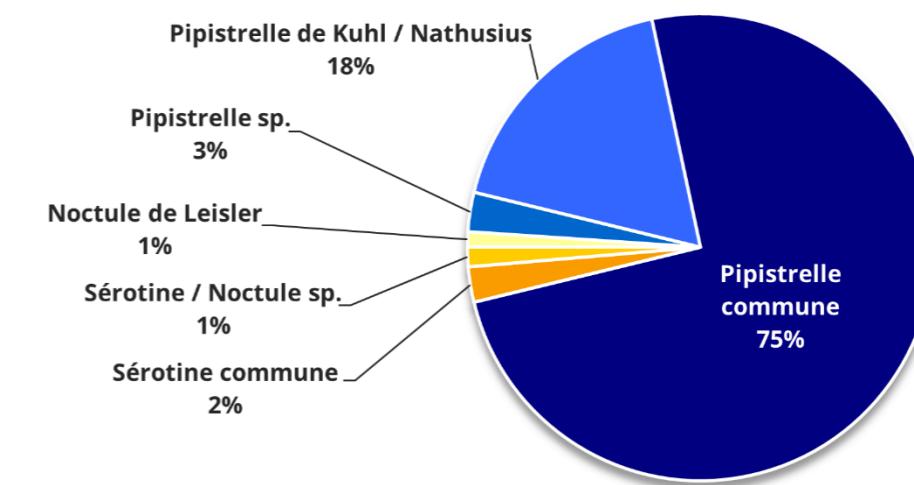


Figure 14 : Répartition des contacts par espèce ou groupe d'espèces sur l'ensemble de la période d'étude

3.2.1.1.2 Résultats obtenus en fonction du cycle biologique des chiroptères

Le tableau suivant présente le nombre de contacts enregistrés pour chaque phase biologique. Ils ont également été ramenés au nombre de nuits présentant un contact chiroptérologique.

	Transits printaniers et gestation	Mise-bas et élevage des jeunes	Transits automnaux et swarming	Cycle complet
Nombre de contacts	31	2 564	232	2 827
Nombre de nuits d'enregistrements	58	68	78	204
Moyenne du nombre de contacts par nuit	1	38	3	14

Tableau 5 : Répartition du nombre de contacts au sol et en hauteur en fonction des phases biologiques

On constate que la période de mise bas et élevage des jeunes est la phase avec le plus d'activité, loin devant les autres. Elle concentre la grande majorité des contacts totaux. La période des transits automnaux concentre

aussi un peu d'activité, et enfin, la phase des transits printaniers et gestation est la période de plus faible activité enregistrée, avec très peu de contacts de chauves-souris enregistrés.

Il est à noter que la phase printanière n'a pas été inventoriée entièrement, en ramenant cependant au nombre moyen de contacts par nuit d'enregistrement, on constate que cette phase est bien celle avec l'activité la plus faible.

3.2.1.1.3 Résultats obtenus en fonction du mois d'inventaire

En comparant les mois entre eux, on constate que la grande majorité de l'activité a été enregistrée en juin (bien que ce mois soit sous-échantillonné). Durant ce mois, l'activité a été la plus haute pour chacune des espèces identifiées lors de cet inventaire, et le nombre moyen de contact est de 97 par nuit. En ce qui concerne la Sérotine commune et la Noctule de Leisler, la quasi-totalité de l'activité enregistrée pour ces espèces a lieu en juin. Le mois de juillet a aussi enregistré une activité plus importante que la moyenne sur le site avec 10 contacts par nuit. Les mois d'août et d'octobre enregistrent aussi un peu d'activité, l'activité d'octobre est d'ailleurs principalement liée au complexe Pipistrelle de Kuhl / Pipistrelle de Nathusius. L'activité de ce groupe d'espèces est plus marquée en juin et en octobre, ce qui peut suggérer un comportement migratoire, à minima en octobre. Le mois de juin est tardif pour une migration mais les conditions météorologiques particulière de 2024 (une année particulièrement pluvieuse et peu ensoleillée), peut avoir impacté la phénologie des espèces. L'activité est très faible en mai et septembre et nulle en avril. S'il est commun d'observer une faible activité en Bretagne en hauteur durant les mois d'avril et mai, la faible activité de septembre est plus surprenante. Les années passées, ce mois concentrerait beaucoup d'activité sur le site de Bourbriac Nord.

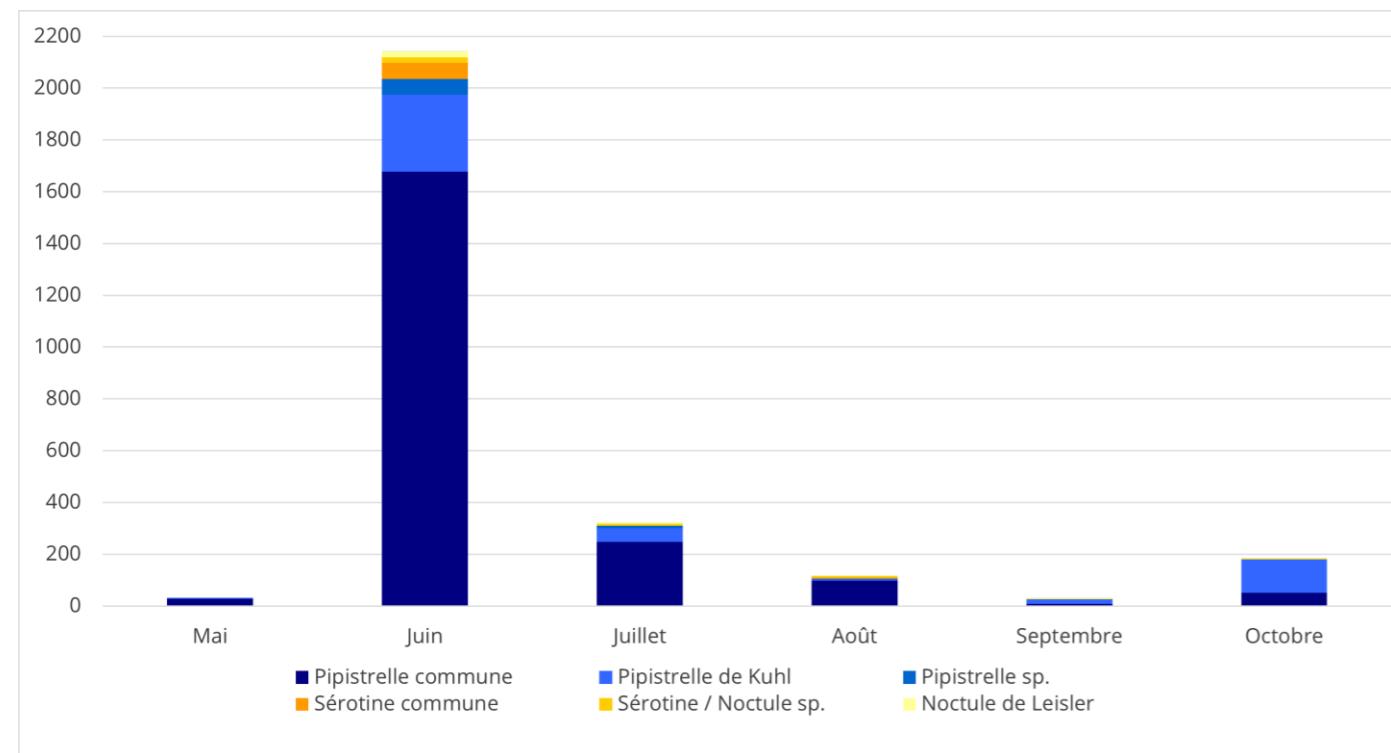


Figure 15 : Répartition du nombre de contacts par mois complet d'enregistrement

	Avril	Mai	Juin	Juil.	Aout	Sept.	Oct.
Nombre de contacts	0	31	2 144	322	117	29	184
Nombre de nuits d'enregistrements	28	31	22	31	31	30	31
Moyenne du nombre de contacts par nuit	0	1	97	10	4	1	6

Tableau 6 : Répartition du nombre de contacts en fonction des mois d'inventaire

3.2.1.1.4 Résultats obtenus en fonction de la nuit d'inventaire

Le graphique suivant illustre l'activité chiroptérologique par nuit d'inventaire. Ainsi, l'activité inter-journalière des chauves-souris est très irrégulière. Le nombre de contacts enregistré par nuit varie de 0 à 1 009 contacts. **Cette variabilité journalière reste particulièrement complexe à anticiper, dépendant de multiples facteurs à l'exemple des conditions météorologiques ou de la présence de ressource alimentaire, etc.** Dans l'état des connaissances actuelles, il est très difficile de comprendre ces variations mais une hypothèse de migration peut être formulée sur ce site. En effet, des pics d'activité très forts et concentrés sur certaines nuits peuvent survenir brusquement, comme au mois de mai et en automne, ce qui correspond pour partie aux périodes de migration.

Pour rappel, la période analysée dans la présente étude s'étend du 03 avril au 31 octobre 2024. Les premiers contacts de chauves-souris ont été recensés le 17 mai.

Plusieurs nuits ont donc enregistré un nombre de contacts conséquent. En effet, alors que la plupart des nuits n'ont pas enregistré de contacts, il y en a 1 009 et 953 le 16 et 17 juin, soit plus de la moitié de l'activité sur l'année. Ces pics incluent plusieurs espèces, bien que les pipistrelles soient particulièrement représentées.

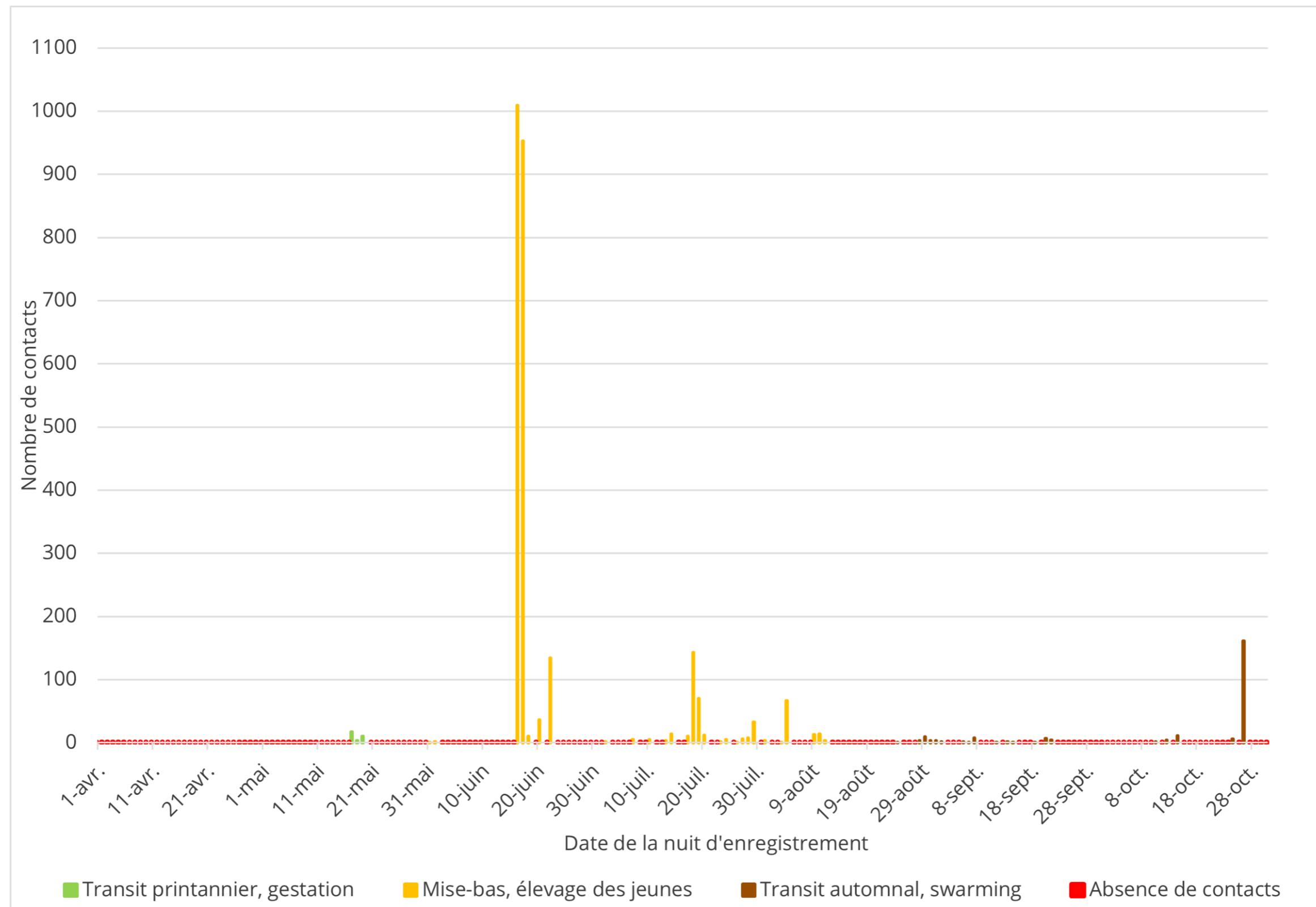


Figure 16 : Répartition du nombre de contacts par jour durant l'ensemble de la période d'inventaire

3.2.1.2 Activité chiroptérologique en fonction des facteurs astronomiques et météorologiques

3.2.1.2.1 Activité chiroptérologique en fonction du cycle circadien

Résultats obtenus sur l'ensemble de la période d'étude

La répartition du nombre de contacts en fonction des heures de la nuit et de la période de l'année est représentée dans le graphique suivant. Ainsi, ce dernier est présenté sous la forme d'une carte de chaleur affichant la densité de contacts chiroptérologiques. Les aplats de couleur représentent l'intensité de l'activité chiroptérologique, répartie entre les heures de la nuit en ordonnée (heure astronomique), et les jours de l'année en abscisse. La couleur blanche correspond à l'absence de contacts.

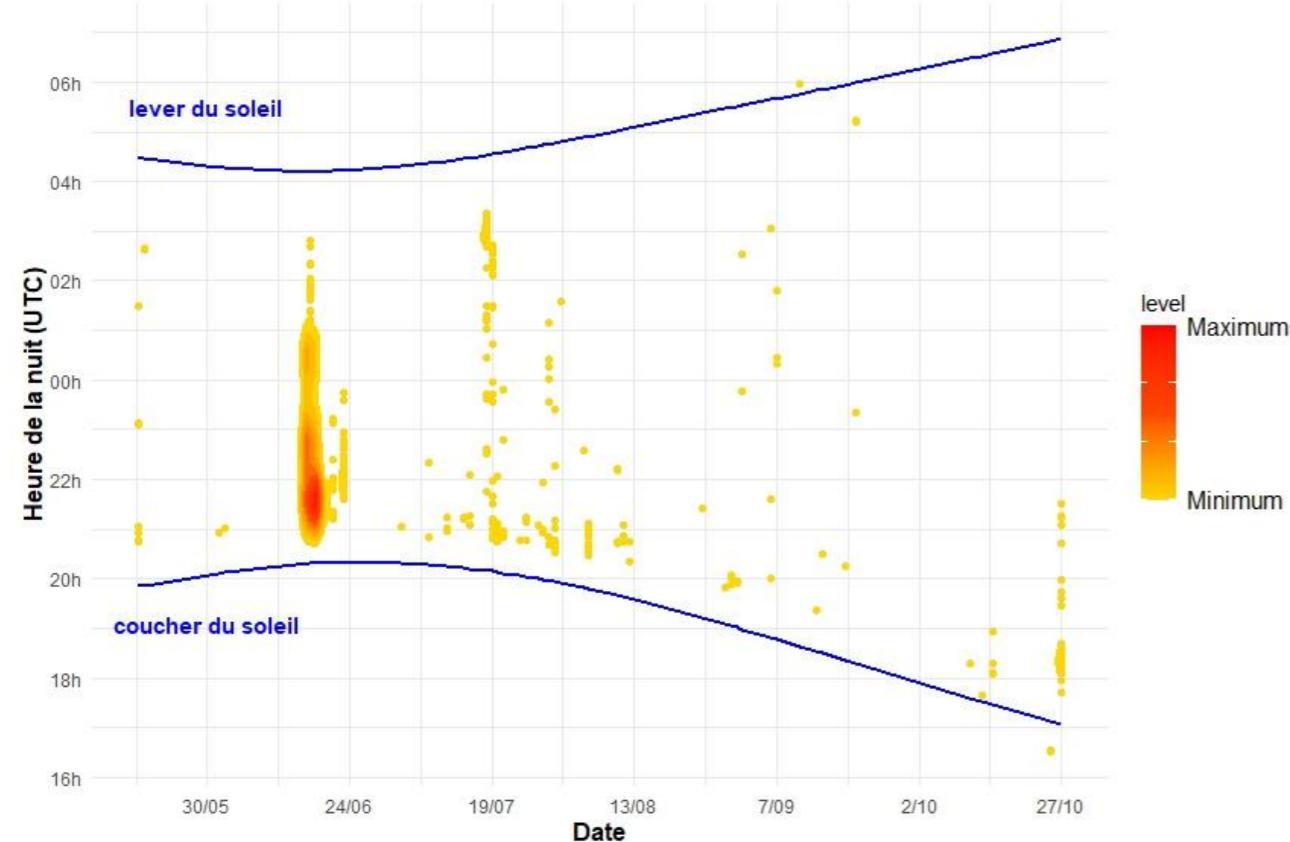


Figure 17 : Répartition de l'activité chiroptérologique en fonction du cycle circadien

Selon les données bibliographiques, il existe une baisse progressive du niveau d'activité au cours de la nuit. Cette baisse peut être accentuée par des facteurs limitants, comme le début et la fin de la saison, ou encore des températures froides. Plusieurs études suggèrent la présence d'un regain d'activité à l'aube pour certaines espèces de chiroptères. C'est le cas par exemple de la Noctule commune, dont une activité de retour au gîte relativement importante à l'aube a pu être mise en évidence dans les forêts de Slovaquie (Kanuch, 2007). Deux pics d'activité (crépuscule et aube) avaient déjà été mis en évidence pour cette même espèce dans la forêt de Białowieża en Pologne (Rachwald A., 1992), trois selon Arthur et Lemaire (2015). Les pipistrelles montrent également un pic d'activité au crépuscule et au lever du soleil. Ces deux périodes correspondent en effet aux pics d'activité des insectes nocturnes, et donc des chiroptères pour leur activité de chasse (Swift, 1980).

Sur le site de Bourbriac Nord, l'activité est concentrée sur quelques pics ponctuels, il est donc difficile d'interpréter les résultats obtenus et de globaliser une tendance générale. Lors du pic en juin, l'activité avait plutôt lieu en début de nuit en se poursuivant jusqu'au milieu de celle-ci. En juillet l'activité semble avoir lieu toute la nuit, mais le nombre de données est trop faible pour qu'une tendance soit bien marquée. En octobre, toute l'activité enregistrée a eu lieu en début de nuit. Le cumul de l'activité obtenu sur trois saisons d'écoutes, détaillé plus loin, permet de dégager des tendances plus marquées.

3.2.1.2.2 Activité chiroptérologique en fonction de la température

La température semble jouer un rôle sur l'activité chiroptérologique. Si plusieurs auteurs concluent à une corrélation positive entre l'augmentation de la température et l'activité (Redell *et al.*, 2006 ; Arnett *et al.*, 2006, 2007 ; Baerwald & Barclay 2011, etc.), d'autres ne considèrent pas ce paramètre en tant que facteur influant indépendamment sur l'activité chiroptérologique (Horn *et al.*, 2008 ; Kerns *et al.*, 2005). Arnett *et al.*, 2006 ont en outre observé qu'au-dessus de 44 m d'altitude, l'activité n'était en rien affectée par la température. Les opinions sur les autres paramètres météorologiques, sont d'autant plus mitigées. La pression atmosphérique (Cryan & Brown 2007 ; Cryan *et al.*, 2014) et l'hygrométrie (Behr *et al.*, 2011) pourraient également influer sur l'activité chiroptérologique. Il semble toutefois vraisemblable que ces paramètres influent de manière concomitante sur l'activité des chiroptères (ce qui serait aussi le cas de la température) comme le montrent Behr *et al.*, (2011), ou sur l'abondance d'insectes (Corten & Veldkamp 2001). Enfin, l'expérience montre qu'en fonction des saisons, l'importance de ce facteur sur l'activité chiroptérologique oscille fortement.

Résultats obtenus sur l'ensemble de la période d'étude

Le graphique suivant présente parallèlement les occurrences de températures nocturnes enregistrées par la nacelle de l'éolienne et le nombre de contacts de chiroptères en fonction de ces températures. Il comporte une double échelle, une pour les occurrences de données de température et une pour le nombre de contacts de chiroptères.

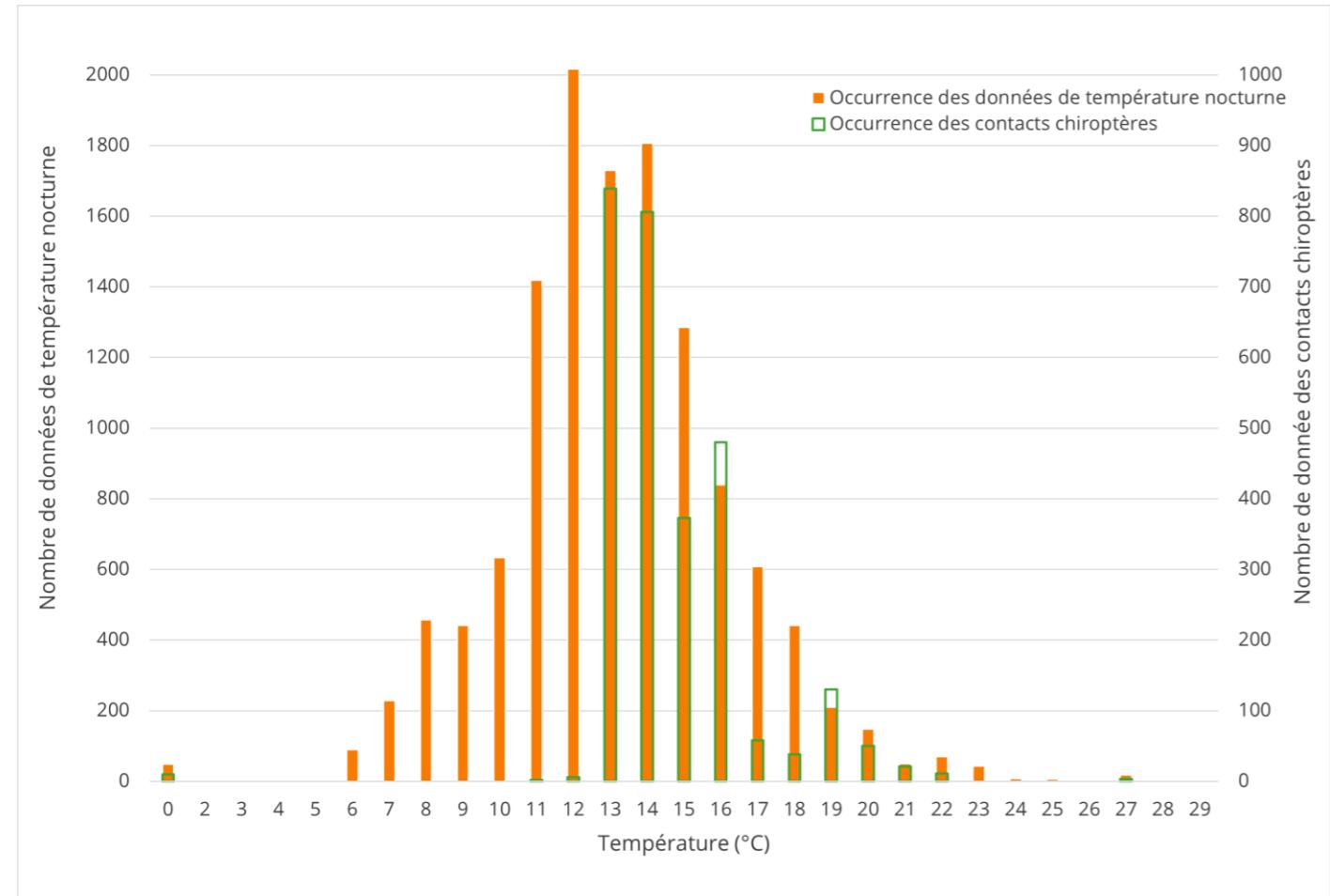


Figure 18 : Activité des chiroptères en fonction de la température

Cet inventaire montre que l'activité des chiroptères ne suit pas exactement la plage des températures 'disponibles'. Elle a eu lieu principalement pour des températures **supérieures à 12,5°C, c'est le cas pour 95 % de l'activité enregistrée**. Cette activité reste conséquente jusqu'à des températures d'environ 19°C puis diminue. Aux extrêmes, des contacts ont été enregistrés à des températures de 0°C et 27°C.

Résultats obtenus par analyse mensuelle

L'analyse mensuelle de l'activité des chiroptères expose les mêmes tendances que celles observées sur l'ensemble de la période étudiée, à savoir qu'un maximum d'activité est mesuré à partir de 13°C et jusqu'à plus de 19°C de température. C'est particulièrement notable en juin et en octobre, où l'activité est nulle en dessous de 12°C.

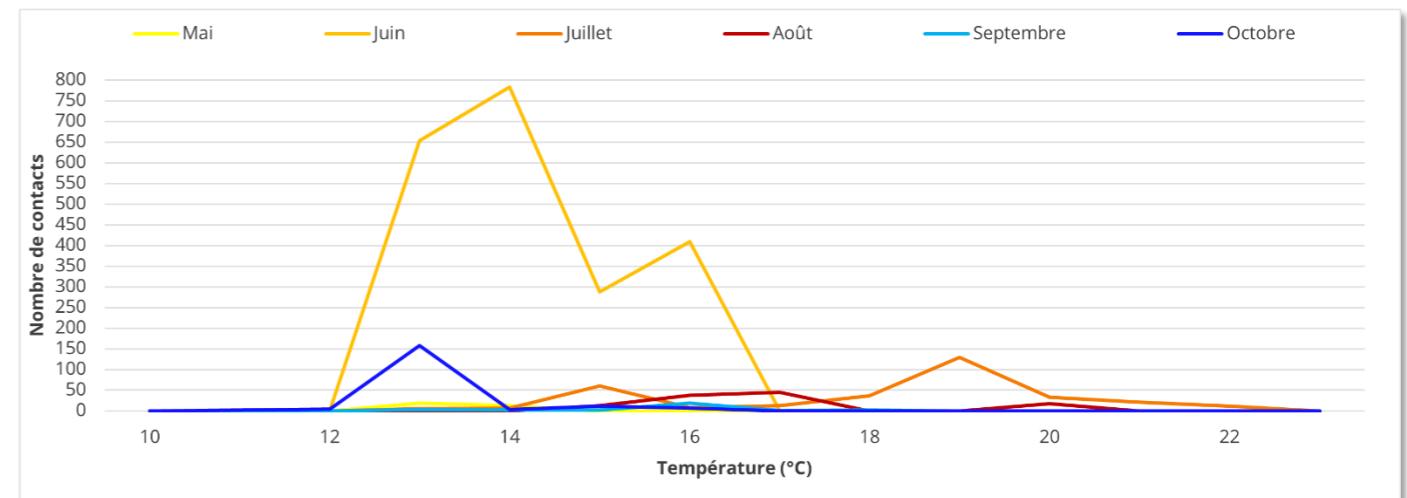


Figure 19 : Activité mensuelle des chiroptères en fonction de la température

3.2.1.2.3 Activité chiroptérologique en fonction de la vitesse du vent

Résultats obtenus sur l'ensemble de la période d'étude

Le graphique suivant présente parallèlement les occurrences de vitesse de vent enregistrées par la nacelle et le nombre de contacts enregistrés sous cette vitesse de vent.

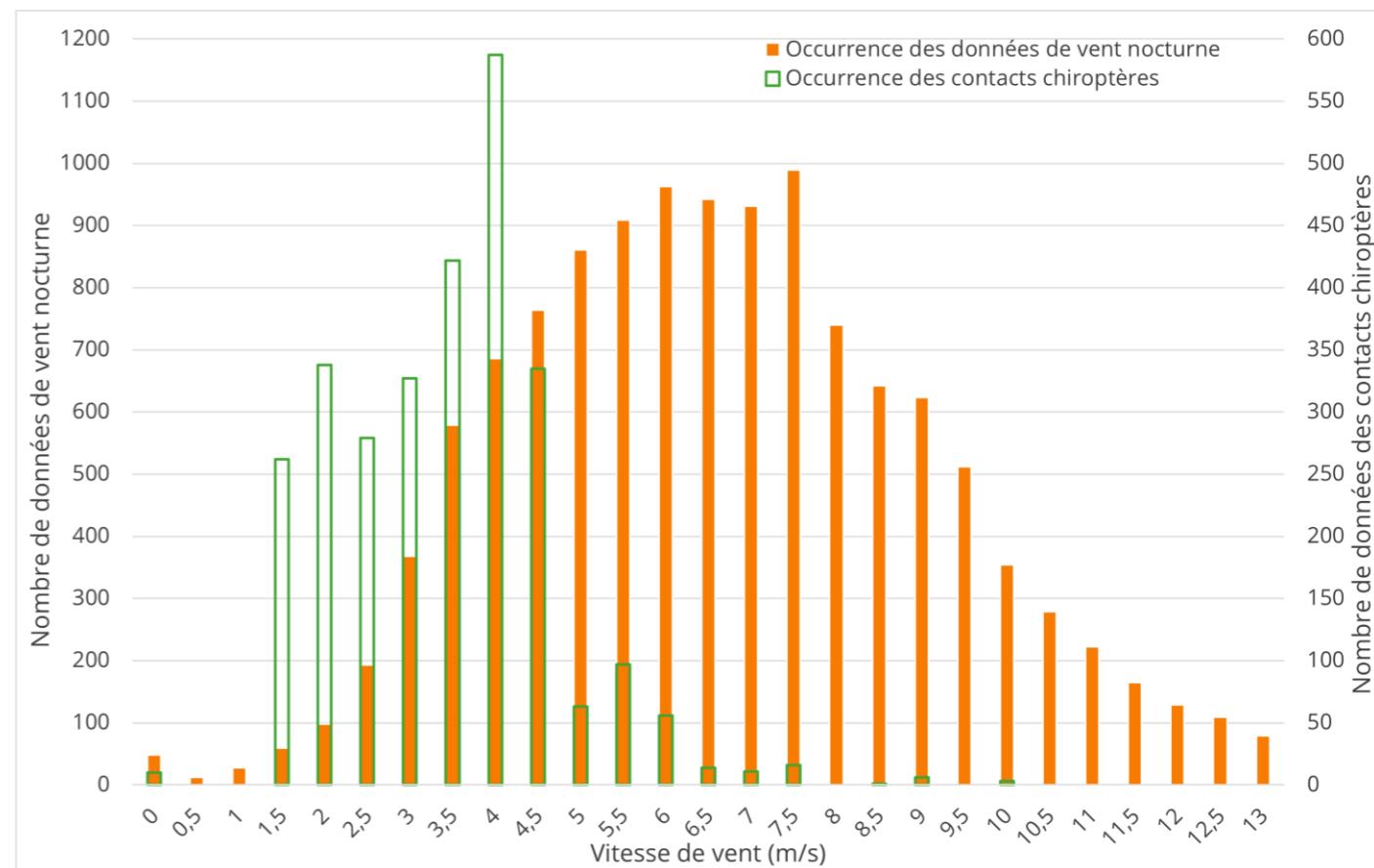


Figure 20 : Activité des chiroptères en fonction de la vitesse du vent

Globalement, ce graphique illustre un décalage de l'activité chiroptérologique sous les vitesses de vent les plus faibles de la répartition des occurrences de vent nocturnes.

L'activité des chauves-souris a lieu principalement pour des vitesses de vents allant de 1,5 à 6 m/s. **95% de l'activité enregistrée a lieu pour des valeurs de vitesse de vent inférieures à 5,5 m/s.** L'activité est plus sporadique pour les valeurs supérieures. Lors de cette étude, le maximum atteint est un contact de Pipistrelle commune enregistré par des vents à 10 m/s.

Résultats obtenus par analyse mensuelle

L'analyse mensuelle de l'activité des chiroptères expose les mêmes tendances que celles observées sur l'ensemble de la période étudiée. En juin comme en juillet, l'activité est maximale à des vitesses de vent de 4 m/s. Elle chute après cette valeur et au-delà de 5,5 m/s l'activité devient relictuelle, bien qu'il y ait un léger surcroît d'activité à 6 m/s de vent en juillet.

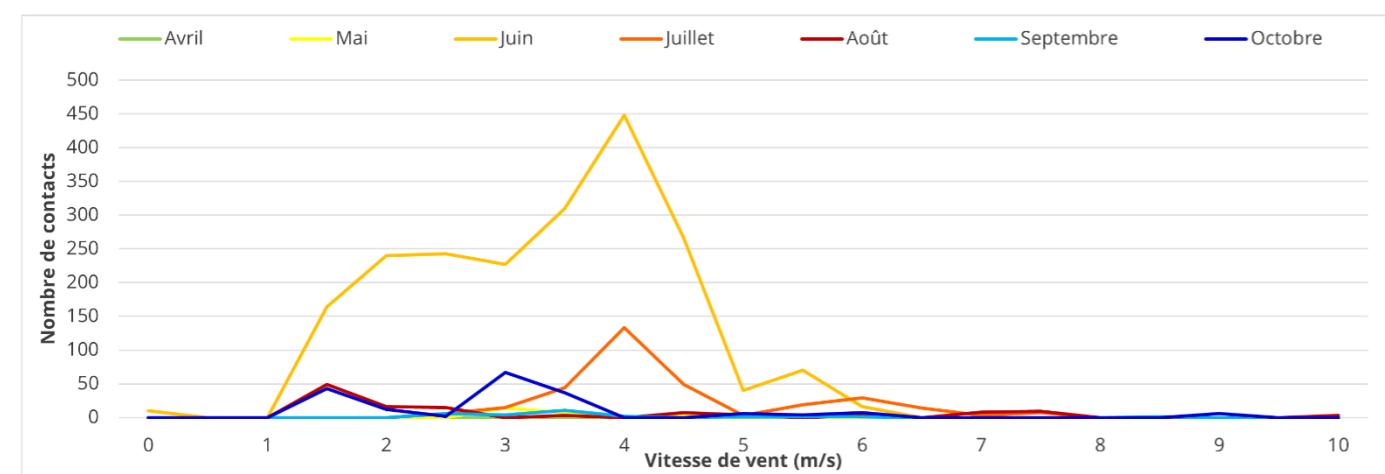


Figure 21 : Activité mensuelle des chiroptères en fonction du vent

3.2.2 Synthèse des résultats du suivi comportemental des chiroptères en nacelle

Au regard des analyses effectuées à partir des enregistrements en nacelle d'éolienne, les principaux éléments suivants apparaissent :

- la diversité spécifique est de cinq espèces confirmées, avec la *Noctule de Leisler*, la *Pipistrelle commune*, la *Pipistrelle de Kuhl*, la *Pipistrelle de Nathusius* et la *Sérotine commune* ;
- on retrouve au sein des espèces inventoriées, essentiellement des espèces pouvant évoluer en hauteur, en cohérence avec les connaissances bibliographiques. À noter les plus fortes proportions de *Pipistrelle de Kuhl* et de *Noctule commune*, comparativement aux autres espèces présentes ;
- l'activité chiroptérologique est plus importante en juin-juillet et en octobre. La première période correspond plutôt à la phase d'élevage des jeunes tandis que la seconde à celle de transits entre les gîtes estivaux et les gîtes hivernaux. Ainsi, des phénomènes migratoires sont possible ;
- l'activité chiroptérologique en hauteur est éparses tout au long de la nuit sans densification d'activité remarquable hormis sur le mois de juin. Durant ce dernier, l'activité est plus forte en début de nuit ;
- l'activité chiroptérologique en hauteur est marquée surtout à partir de 12,5°C ;
- l'activité chiroptérologique en hauteur est principalement concentrée entre des vitesses de vent de 1,5 et 5,5 m/s. L'activité présente après ce seuil est plus sporadique, on note cependant des passages de *Pipistrelle commune* jusqu'à 10 m/s ;
- l'enjeu principal sur le site semble concerner la période de mise bas et élevage des jeunes en été. Les proportions remarquables de *Pipistrelle commune* et *Pipistrelle de Kuhl* présentent également un enjeu pour le maintien de ces espèces. Ces espèces sont en effet sujettes au risque de collision et de mortalité avec les éoliennes.

3.3 Bilan et comparaison avec l'étude d'impact et les suivis environnementaux précédents

3.3.1 Diversité spécifique

Les différents suivis réalisés sur le parc de Bourbriac Nord ont permis de recenser et identifier 17 espèces de chauves-souris de manière certaine (tableau suivant).

Nom vernaculaire	Nom scientifique	Présence selon les études			
		Étude d'impact (2012 ¹)	Suivi (2022)	Suivi (2023)	Suivi (2024)
Barbastelle d'Europe	<i>Barbastellus barbastellus</i>	X			
Grand Murin	<i>Myotis myotis</i>	X			
Grand Rhinolophe	<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>	X			
Murin d'Alcathoé	<i>Myotis Alcathoe</i>			X	
Murin de Bechstein	<i>Myotis bechsteinii</i>	X			
Murin à moustaches	<i>Myotis mystacinus</i>	X		X	
Murin de Daubenton	<i>Myotis daubentonii</i>	X			
Murin de Natterer	<i>Myotis nattereri</i>	X			
Murin à oreilles échancrées	<i>Myotis emarginatus</i>	X			
Noctule de Leisler	<i>Nyctalus leisleri</i>	X	X	X	X
Oreillard gris	<i>Plecotus austriacus</i>	X			
Oreillard roux	<i>Plecotus auritus</i>	X			
Petit Rhinolophe	<i>Rhinolophus hipposideros</i>	X			
Pipistrelle commune	<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	X	X	X	X
Pipistrelle de Kuhl	<i>Pipistrellus kuhlii</i>	X	X	X	X
Pipistrelle de Nathusius	<i>Pipistrellus nathusii</i>	X	X	X	X
Sérotine commune	<i>Eptesicus serotinus</i>	X	X	X	X
Espèce présente durant les cinq périodes d'études					

Tableau 7 : Résultats de la diversité spécifique en fonction des études menées sur le site

L'étude d'impact de 2012, incluant les résultats des inventaires chiroptérologiques, a permis de recenser 16 espèces certaines au sol, en combinant des écoutes actives et passives. Les écoutes en nacelle lors des suivi ICPE ont confirmé la présence de cinq de ces espèces et ont même permis de détecter une espèce absente des inventaires jusqu'ici (Murin d'Alcathoé, un contact).

Les protocoles d'écoute sont différents entre l'étude d'impact et les suivis en nacelles, ils sont donc complémentaires mais non comparables. Les espèces dites de haut-vol (les pipistrelles, sérotines et noctules) sont bien plus représentées en hauteur, tandis que les espèces forestières (murins, barbastelles) y sont absentes (six contacts de murins en trois années de suivi) et ces dernières espèces sont donc moins sensibles aux collisions. Les espèces contactées en hauteur sont constantes sur les trois années de suivi, ce qui confirme leur occupation régulière du site.

3.3.2 Cumul des trois années de suivis environnementaux

3.3.2.1 Répartition par cortège

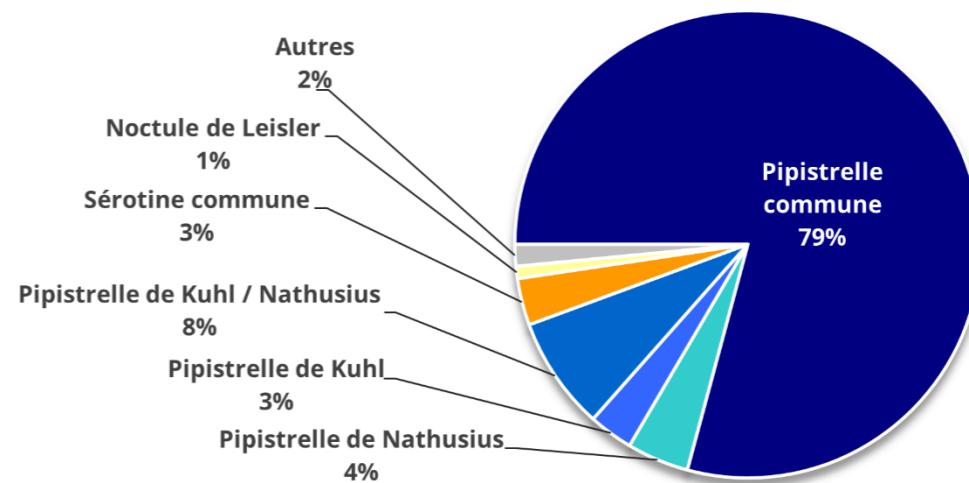


Figure 22 : Répartition des contacts par espèce ou groupe d'espèces sur les deux années d'étude

Sur trois années de suivi, le cortège qui domine est le genre *Pipistrellus*, avec trois espèces régulièrement présentes, la Pipistrelle commune, la Pipistrelle de Kuhl et la Pipistrelle de Nathusius.

¹ Biotope, 2010

3.3.2.2 Activité par nuit

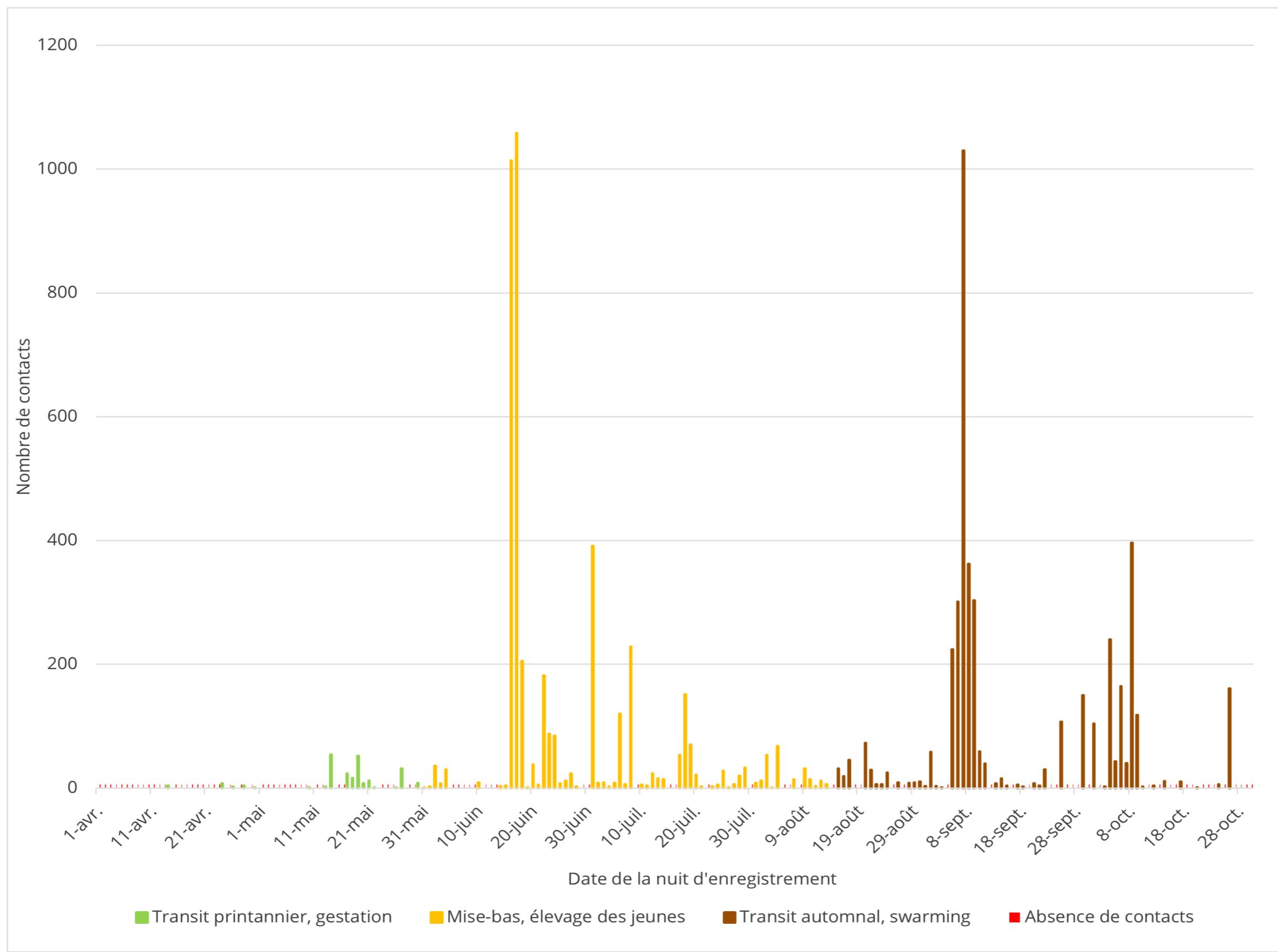


Figure 23 : Répartition du nombre de contacts par jour sur les trois périodes d'étude

L'activité par nuit reste très irrégulière sur les trois années de suivi. On constate cependant que les « pics » les plus importants se concentrent sur les mois de juin et de septembre. C'est donc sur cette période que peuvent survenir des nuits à très forte activité.

3.3.2.3 Activité par mois

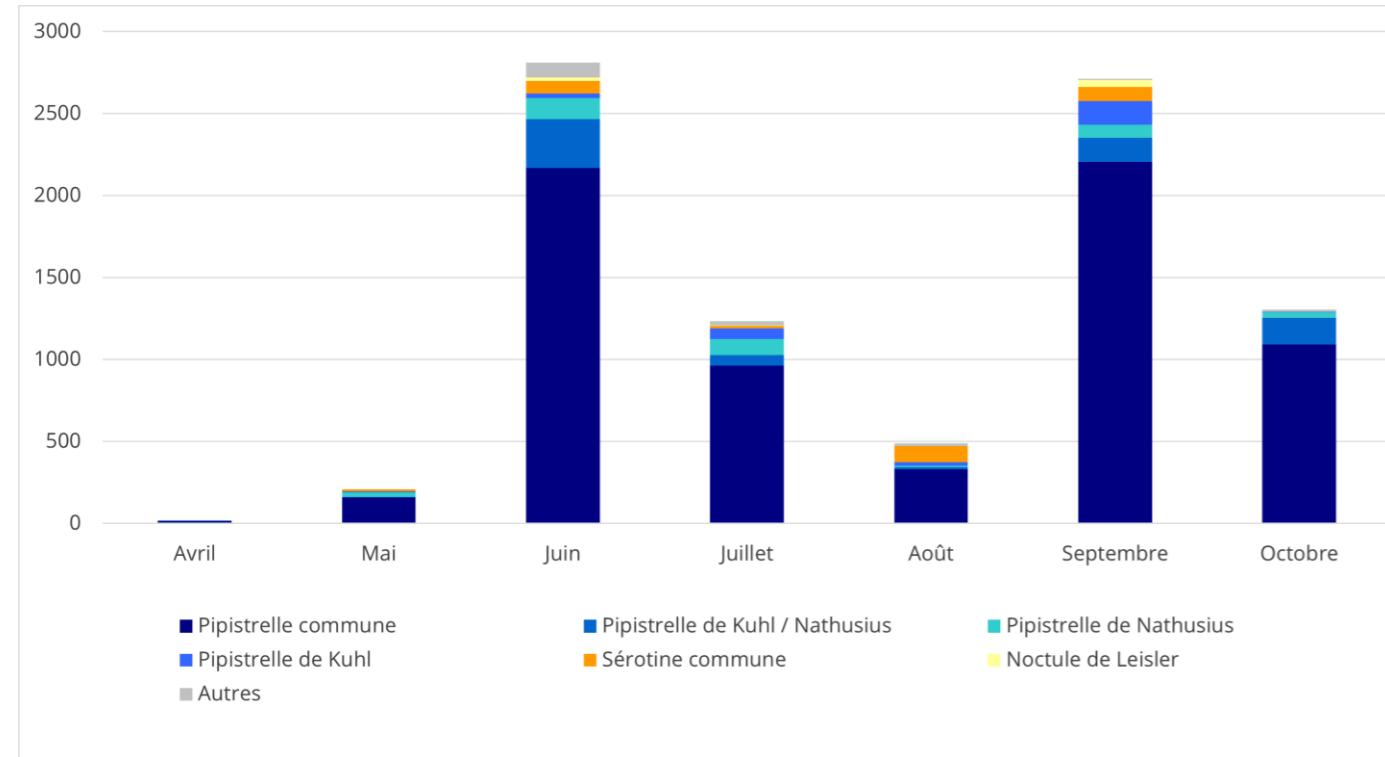


Figure 24 : Répartition du nombre de contacts par mois complet d'enregistrement sur les deux périodes d'étude

Les mois qui concentrent le plus d'activité et d'enjeu sont juin, septembre, et dans une moindre mesure juillet et octobre sur les trois années de suivi.

3.3.2.4 Activité circadienne

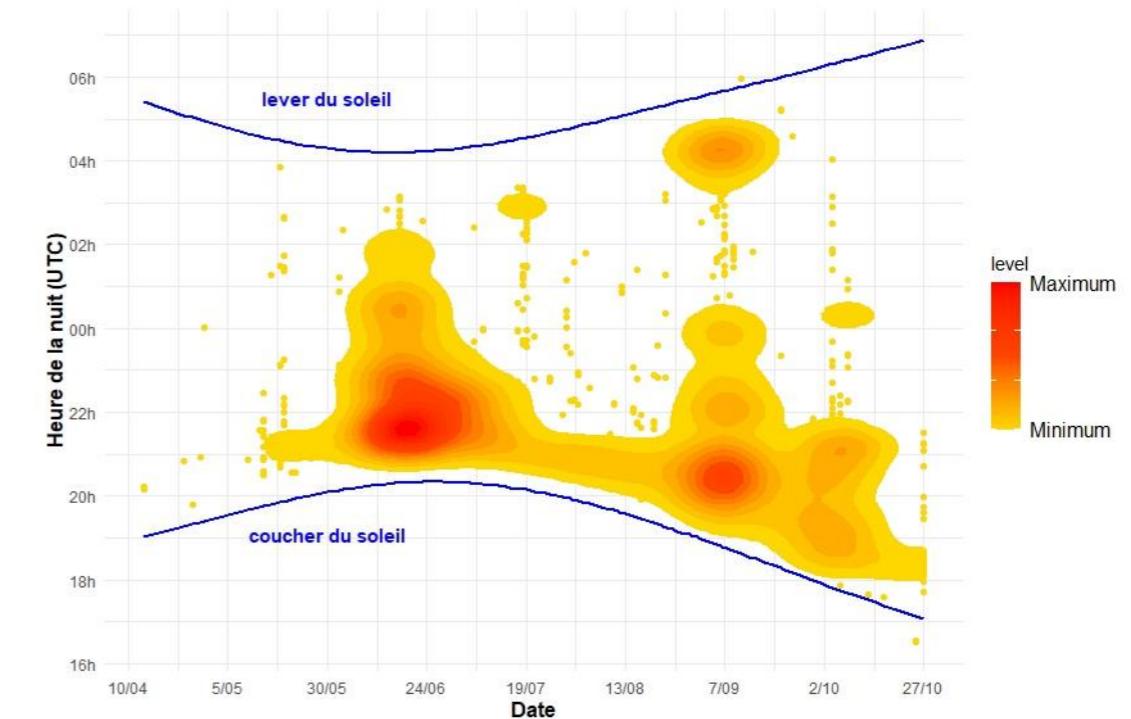


Figure 25 : Répartition de l'activité chiroptérologique en fonction du cycle circadien

Sur l'ensemble du suivi, l'activité a principalement lieu en début de nuit. Cette activité est particulièrement marquée en juin et en septembre. Lors de ces fortes périodes d'activité, elle peut être marquée sur d'autre période de la nuit. En juin par exemple, elle continue jusqu'à deux heure avant le lever du soleil, tandis qu'en septembre on observe plusieurs pics d'activité dont un dans les heures précédant le lever du soleil.

3.3.2.5 Activité en fonction de la température

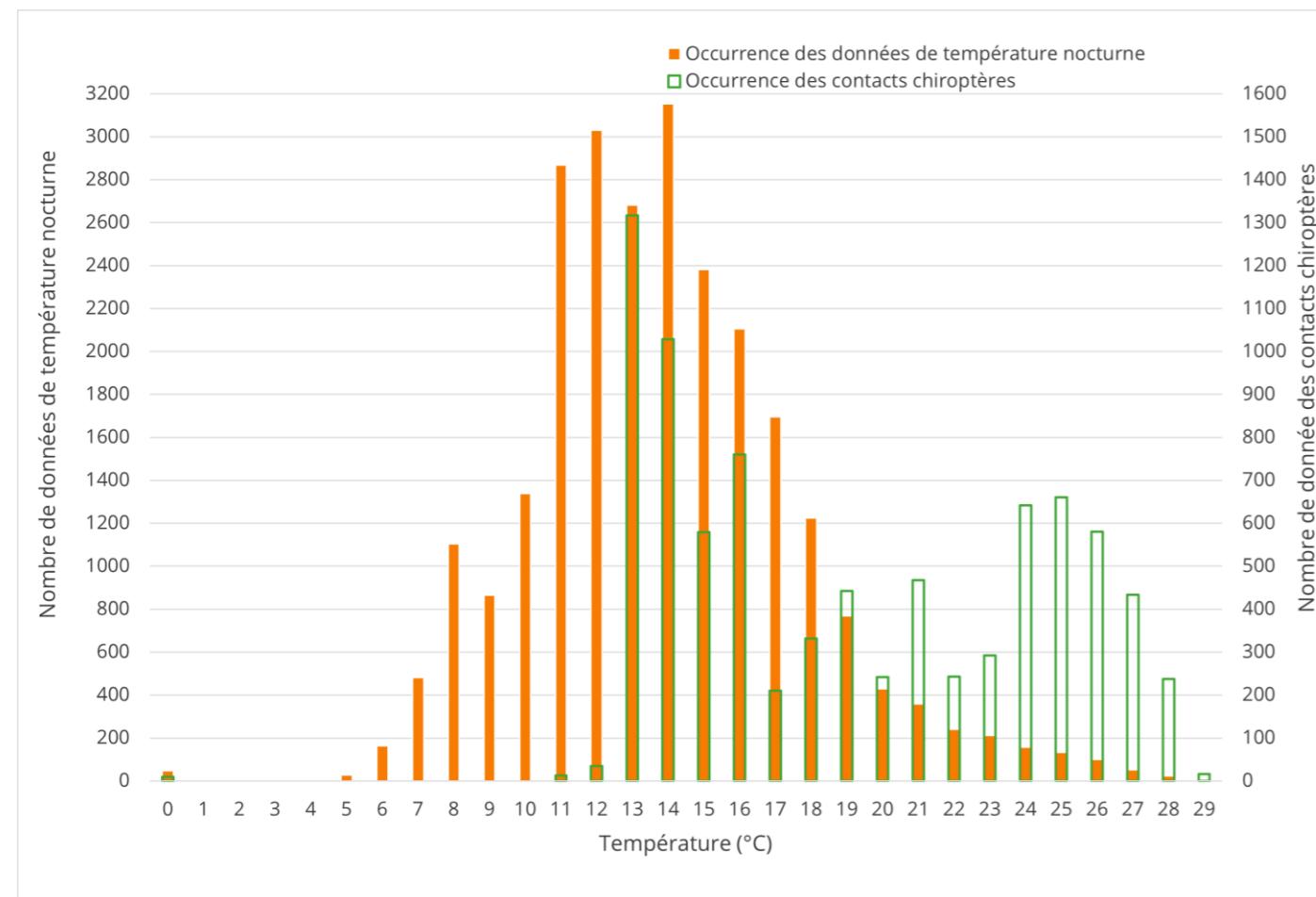


Figure 26 : Activité des chiroptères en fonction de la température

Sur les deux années de suivi les seuils à retenir sont un démarrage possible de l'activité des chiroptères dès 11°C pour les saisons froides, et une activité qui devient non négligeable au-delà de 12,5°C pour le reste de la période.

3.3.2.6 Activité en fonction du vent

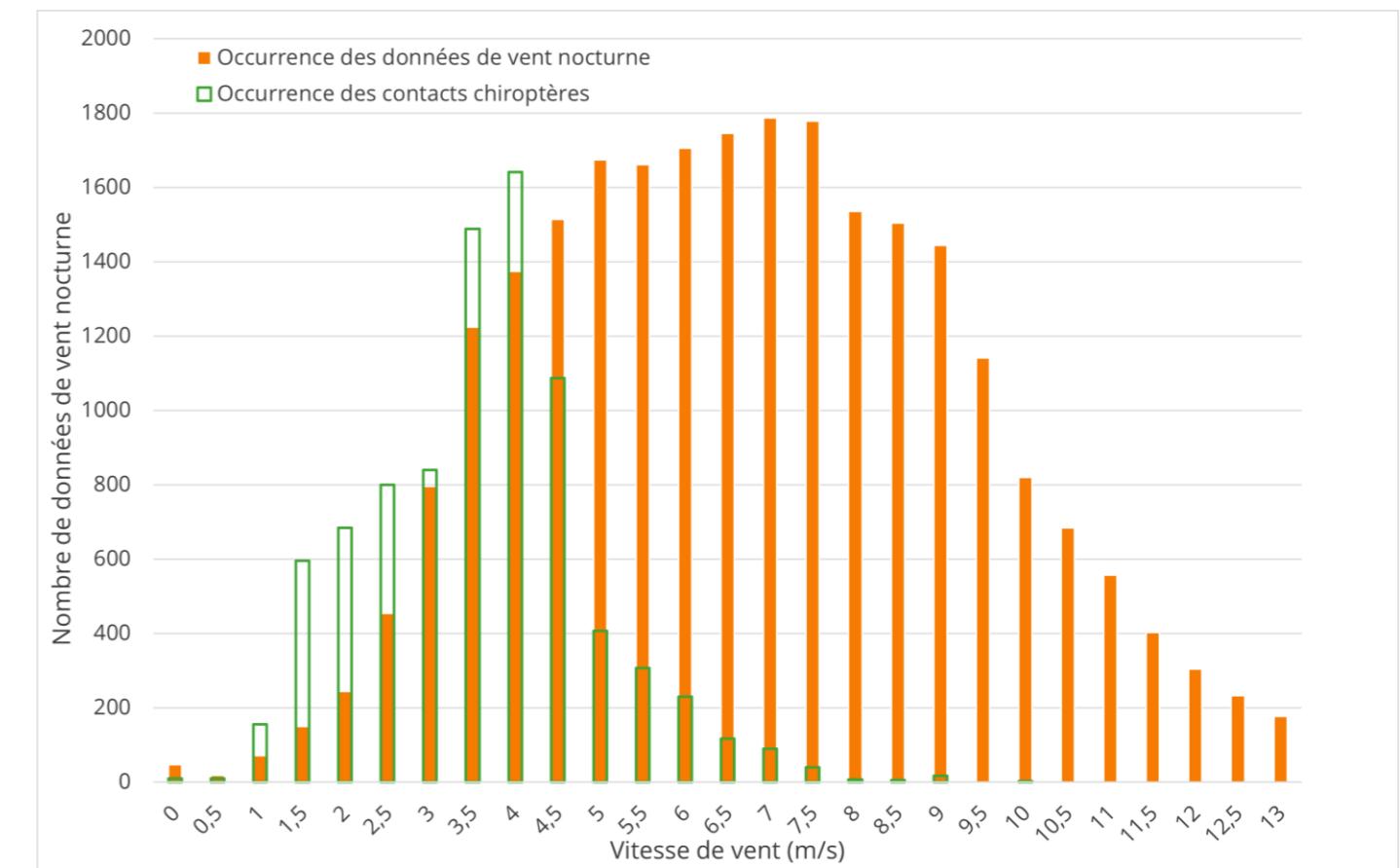


Figure 27 : Activité des chiroptères en fonction de la vitesse du vent

L'essentiel de l'activité des chiroptères sur les deux années de suivi s'étale de 0 m/s jusqu'à 6 m/s (95 % des contacts). Il ne faut pas négliger les contacts au-delà de ce seuil cependant, notamment à 10 m/s.

3.4 Principaux éléments à retenir du suivi environnemental

La conclusion après les deux premières années de suivi était la suivante : « L'année 2023 vient confirmer la répartition par cortège et la fréquentation du site : forte présence de Pipistrelle commune, groupe d'espèces essentiellement de haut-vol (sensibles à l'éolien), et activité globale non négligeable (4 467 contacts).

L'activité est plus forte en automne, particulièrement au mois septembre, et elle est non négligeable en été (de mi-juin à mi-juillet). Ces périodes d'activité peuvent mettre en avant un phénomène de migration automnale (septembre et octobre) et un phénomène d'élevage des jeunes en été. ».

L'année 2024 vient confirmer la répartition par cortège et la fréquentation du site : forte présence de Pipistrelle de commune, groupe d'espèces essentiellement de haut-vol (sensibles à l'éolien), et activité globale non négligeable (2 827 contacts en 2024).

L'activité est variable selon les années, il y a une présence régulière des chauves-souris de juin à octobre, avec un pic sur les mois de juin et septembre. La possibilité d'une activité migratoire sur le site se confirme en 2024.

*L'activité enregistrée n'est pas la même d'une année sur l'autre : 1 475 contacts en 2022, 4 467 en 2023 et 2 827 en 2024. D'une année sur l'autre en fonction des conditions météorologiques et d'un panel d'autres facteurs non mesurables (disponibilité / présence des proies, migrations, naissances...) le comportement des chiroptères peut être très différent. Il est néanmoins à retenir que le site est bien utilisé par les espèces du genre *Pipistrellus*, très sensibles à l'éolien.*

En conclusion : le site de Bourbriac Nord (22) présente une activité chiroptérologique non négligeable, de juin à octobre. Le plan de bridage préventif adopté en concertation avec l'exploitant reste nécessaire. Ce plan pourrait avoir permis une baisse de la mortalité sur le parc, toutefois, la précision des estimations ne permet pas de conclure sur l'évolution de la mortalité réelle avec certitude, d'autres paramètres entrant en compte (partie 4 du présent rapport).

4 Résultats du suivi de la mortalité de l'avifaune et des chiroptères

4.1 Résultats des tests et paramétrage des méthodes d'estimation

4.1.1 Durée moyenne de l'intervalle

La durée moyenne de l'intervalle (I) entre deux prospections est déterminée afin d'être prise en compte dans les calculs d'estimation de la mortalité.

La durée moyenne de l'intervalle est : $I = 7,26$ jours

4.1.2 Efficacité du chercheur

Le test d'efficacité a pour but de déterminer l'efficacité du chercheur afin d'inclure ce paramètre dans l'estimation de la mortalité. Les résultats sont présentés dans le tableau suivant.

Test	Chercheur	Date	Nombre de cadavres déposés	Nombre de cadavres trouvés
T1	Hugo PONTY	23/04/2024	15	11
T2	Emilien JOMAT	17/10/2024	15	15
Total			30	26

Tableau 8 : Résultats des tests d'efficacité

Le coefficient d'efficacité du chercheur est : $d = 0,87$

4.1.3 Persistance des cadavres

Le test de persistance a pour but de déterminer la durée moyenne de persistance des cadavres. Ce paramètre est ensuite inclus dans les méthodes d'estimation de la mortalité. Les résultats sont présentés dans le tableau suivant.

Test	Date	Nombre de cadavres déposés	Nombre de cadavres restant						
			J+1	J+3	J+6	J+9	J+13	J+16	à la fin du test
T1	23/04/2024	15	12	7	1	0	0	0	0
T2	17/10/2024	15	15	15	10	2	0	0	0
Total		30	27	22	11	2	0	0	0

Tableau 9 : Résultats des tests de persistance

La durée moyenne de persistance des cadavres est : $t = 3,98$

4.1.4 Surfaces prospectées et correction surfacique

La correction surfacique appliquée à l'estimation de la mortalité est calculée d'après les surfaces prospectées sur le terrain, synthétisées dans le tableau suivant (tableau complet en annexe). Celle-ci varie au cours du suivi, notamment en fonction de l'occupation des sols et de leur gestion. Pour rappel, la surface théorique de prospection est de 14 400 m² par éolienne soit 43 200 m² par prospection pour l'ensemble du parc.

Éoliennes	Surface prospectée / éolienne (m ²)			
	1	2	3	Total
Moyenne sur l'ensemble du suivi	5 650	5 623	4 043	15 317
Proportion (%)	39,24	39,05	28,08	35,45

Tableau 10 : Synthèse des surfaces prospectées

**La proportion moyenne de surface prospectée sur l'ensemble du suivi est de 0,35 (soit 35 %).
Le coefficient de correction surfacique moyen sur l'ensemble du parc et des prospections est de : $A = 2,82$.**

4.2 Mortalité de l'avifaune

4.2.1 Bilans national et européen de la mortalité de l'avifaune

Le bilan national suivant s'appuie sur le rapport « le parc éolien français et ses impacts sur l'avifaune, LPO, 2017 ».

En France, 5 156 éoliennes étaient déjà construites et en fonctionnement en avril 2016, et 1 017 autres ont obtenu un permis de construire et d'exploitation. Les parcs en France avaient en moyenne 7,7 machines d'une hauteur moyenne de 139 mètres en bout de pale. Sur l'ensemble des éoliennes du parc français, seulement 645 avaient fait l'objet d'un suivi de la mortalité, soit 12,5 %.

Parmi les suivis réalisés, seuls 80 % avaient été effectués sur une surface d'au moins un ha. Le nombre de prospections était variable, allant d'un passage à l'année à plusieurs passages par semaine tout au long de l'année. Au total 37 839 prospections avaient été réalisées, le plus souvent au printemps, en été et en automne.

Au total, 31 parcs possédaient un suivi acceptable (au moins 26 semaines de suivi avec un passage par semaine). Lors de ces suivis, 485 cadavres avaient été notés sur 189 éoliennes soit environ 1,24 oiseau/éolienne/an.

Si l'on se concentre sur les neuf parcs ayant fait l'objet d'un suivi plus robuste (au moins une sortie par semaine pendant 48 semaines lors d'une année sur une surface d'au moins 50 mètres autour de l'éolienne), on dénombre 293 cadavres d'oiseaux pour 49 éoliennes, soit un ratio de 2,15 oiseaux/éolienne/an. Pour remarque : « [...] les neuf parcs évoqués ci-dessus se trouvent soit en ZPS (pour 5 d'entre eux), soit à proximité immédiate (476 m, 574 m, 1 027 m et 1 874 m de la ZPS la plus proche) [...] ». Ainsi en fonction des parcs et des suivis, la mortalité brute variait entre 1,24 à 2,15 oiseaux/éolienne/an.

Pour finir, huit parcs avaient fait l'objet d'estimation selon les quatre méthodes préconisées soit 1,38 % des éoliennes françaises. Ces parcs possédaient tous une sensibilité particulière : proximité d'une ZPS, de forêts de feuillus ou présence d'une mosaïque de milieux. Les estimations étaient comprises entre 0,3 et 26,8 oiseaux/éolienne/an. Toutefois, une fois exclu des calculs un parc comprenant une forte mortalité de pigeons (présence d'un silo à grain à proximité), la mortalité estimée était de 0,3 à 7,6 oiseaux/éolienne/an, soit une moyenne de 4,2 et une médiane de 3,6.

D'un point de vue qualitatif (figure suivante et annexes), les groupes d'espèces les plus impactés en Europe sont, par ordre décroissant, les Passeriformes, les Accipitriformes, les Charadriiformes puis les Falconiformes (d'après Dürr, 2023).

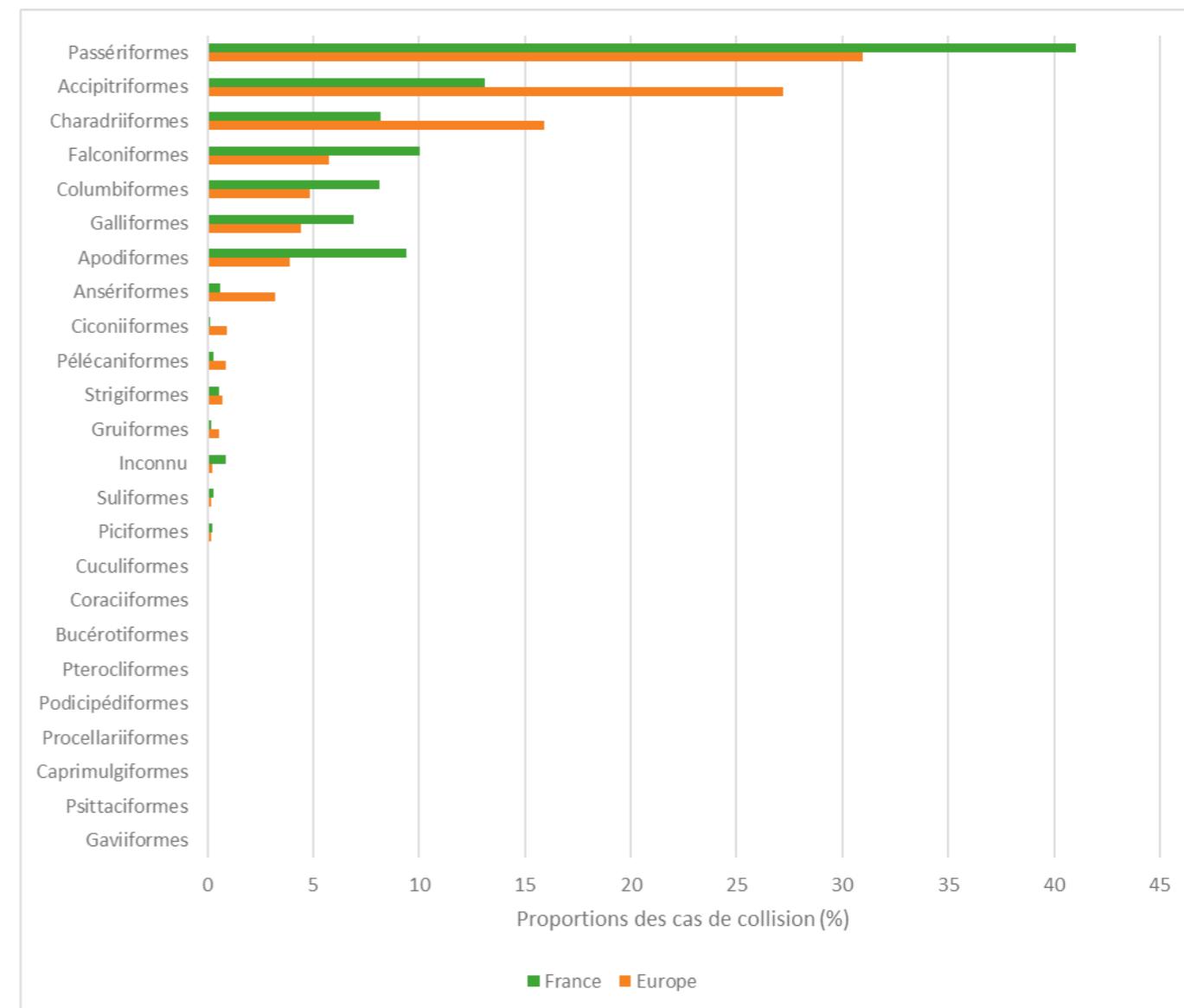


Figure 28 : Proportions (%) des cas de collision avec les éoliennes en fonction des ordres, en France et en Europe (d'après Dürr, 2023)

4.2.2 Bilan des connaissances de l'étude d'impact

L'étude d'impact, réalisée en 2016/2017 par le bureau d'étude APE-Ginko, a révélé la présence de sept espèces à enjeu dont il conviendra de surveiller l'apparition d'éventuels cas de mortalité (tableau suivant) :

- Bruant jaune ;
- Engoulevent d'Europe ;
- Pouillot fitis ;
- Roitelet à triple bandeau.

Espèce patrimoniale concernée	Période concernée	Indice de patrimonialité			Sensibilité à l'éolien	Vulnérabilité à la mortalité éolienne	
		Protection nationale	Directive Oiseaux	Listes rouges*			
		Non protégée=0 ; Protégée=1	Annexe I	LC,DD,NA,NE=0 ; NT=1 ; VU=2 ; EN/CR=3	Note		
Epervier d'Europe	Hivernage	Oui	Annexe I	NA	2	2	Très faible
Alouette lulu	Hivernage	Oui	Annexe I	NA	2	1	Très faible
Busard St-Martin	Migration	Oui	Annexe I	NA	2	2	Très faible
Bruant jaune	Nidification	Oui	/	VU/NT	2,5	0	Très faible
Engoulevent d'Europe	Nidification	Oui	Annexe I	LC	2	0	Très faible
Pouillot fitis	Nidification	Oui	/	NT/EN	3	0	Très faible
Roitelet à triple bandeau	Nidification	Oui	/	LC	1	0	Très faible

*Listes rouges : moyenne entre la Liste rouge nationale et la Liste rouge régionale ou document équivalent. S'il n'y a pas de Liste rouge régionale, seule la Liste rouge nationale est considérée.

Tableau 14 : Espèces patrimoniales, inventoriées durant l'étude d'impact réalisée en 2015-2016 (APE-Ginko)

Les inventaires ont également révélé la présence de sept espèces non patrimoniales mais sensibles au risque de collision dont il conviendra de surveiller l'apparition d'éventuels cas de mortalité (tableau suivant).

Nom latin	Nom français	Sensibilité à l'éolien
<i>Buteo buteo</i>	<i>Buse variable</i>	2
<i>Falco tinnunculus</i>	<i>Faucon crécerelle</i>	3
<i>Larus argentatus</i>	<i>Goéland argenté</i>	3
<i>Turdus viscivorus</i>	<i>Grive draine</i>	1
<i>Apus apus</i>	<i>Martinet noir</i>	1
<i>Columba palumbus</i>	<i>Pigeon ramier</i>	1
<i>Pluvialis apricaria</i>	<i>Pluvier doré</i>	1

Tableau 15 : Espèces non patrimoniales sensibles au risque de collision, inventoriées durant l'étude d'impact réalisée en 2015-2016 (APE-Ginko)

4.2.3 Résultats globaux du suivi de l'avifaune en 2024

4.2.3.1 Mortalité brute

Aucun cadavre d'oiseau n'a été répertorié sur la période de suivi (entre les semaines 16 et 43).

Pour l'avifaune, la mortalité brute (échantillon observé) sur le parc de Bourbriac Nord est nulle sur la période de suivi s'étalant de mi-avril à octobre 2024.

4.2.3.2 Mortalité estimée

Le tableau suivant compile les résultats de la mortalité estimée pour l'ensemble du parc éolien sur la période de suivi, selon les différentes méthodes retenues (estimations calculées via le logiciel EolApp du CEFE Montpellier, <https://shiny.cefe.cnrs.fr/eolapp>). L'intervalle de confiance à 95 % est également mentionné.

Méthodes	Mortalité estimée (décembre à novembre)	Intervalle de confiance à 95 %
Erickson	0	0
Huso	0	0
Jones	0	0

Lorsque la borne inférieure de l'intervalle de confiance est inférieure à la mortalité brute, cette dernière est remplacée par la valeur de mortalité brute.

Tableau 11 : Mortalité estimée des chiroptères sur l'ensemble de la période de suivi

La mortalité brute étant nulle, les estimations de mortalité réelle le sont également.

4.2.4 Comparaisons des données de 2024 avec celles des suivis précédents

4.2.4.1 Mortalité brute

4.2.4.1.1 Résultats globaux

La comparaison de la mortalité sur le parc de Bourbriac Nord est basée sur les sorties effectuées en 2022, 2023 et 2024.

Le plan d'échantillonnage et les paramètres sont similaires pour ces suivis, mais présentent toutefois des dissemblances pouvant venir biaiser les comparaisons entre les années (cf. tableau ci-dessous).

Année	Nombre d'éoliennes suivies	Période suivie	Protocole	Surface prospectée moyenne	Persistante moyenne	Efficacité du chercheur	Intervalle moyen	Nombre de sorties
2022	Toutes	Mi-avril à fin octobre	Standardisé (2018)	0,46	4,28	0,89	7,00	28
2023				0,34	4,05	0,81	7,00	
2024		Avril à octobre		0,35	3,98	0,87	7,26	

Tableau 12 : Paramètres des suivis réalisés

Sur ce parc, quatre oiseaux ont été retrouvés en 2023 et aucun en 2024 soit quatre individus au total (tableau suivant).

Espèce	Année		
	2022	2023	2024
Corneille noire	2	0	0
Passereau indéterminé	0	1	0
Grive draine	0	1	0
Épervier d'Europe	0	1	0
Faisan de Colchide	0	1	0
Total	2	4	0

Tableau 13 : Mortalité brute observée par espèce sur le parc en 2023 et 2024

La mortalité brute (échantillon observé) est plus faible en 2024 par rapport à 2022 et 2023.

4.2.4.1.2 Résultats saisonniers et spatialisés

Lors du suivi de 2022, la mortalité concernait des jeunes individus de Corneille noire (statut 'reproducteur'). De même, sur le suivi de 2023, les cas de mortalité concernaient des reproducteurs (trois individus) ainsi qu'un passereau indéterminé (statut biologique indéterminé également). Toutes les éoliennes ont été concernées en 2023, avec deux individus pour l'éolienne E2 et un individu pour les éoliennes E1 et E3 (respectivement), et seule l'éolienne E1 a été concernée en 2022. Aucun cadavre n'a été découvert en 2024.

4.2.4.2 Mortalité estimée

Le tableau suivant compile les résultats de la mortalité estimée pour l'ensemble du parc éolien sur les périodes de suivi des années 2022, 2023 et 2024, selon les différentes méthodes retenues.

Méthodes	Mortalité estimée		
	2022	2023	2024
Erickson	8,17 (3,01 – 21,57)	26,72 (15,82 – 45,96)	0 (0 - 0)
Huso	10,17 (3,80 – 26,68)	31,76 (19,08 – 53,70)	0 (0 - 0)
Jones	11,35 (4,21 – 29,75)	36,56 (21,72 – 62,67)	0 (0 - 0)

Entre parenthèses : intervalles de confiance à 95 %

Lorsque la borne inférieure de l'intervalle de confiance indique 0, cette dernière est remplacée par la valeur de mortalité brute.

Tableau 14 : Estimations de la mortalité de l'avifaune pour l'ensemble du parc sur la période de suivi et selon les méthodes utilisées, en 2022, 2023 et 2024

Résultats 2022 : selon les estimateurs, la mortalité estimée varie de 9 à 12 individus pour l'ensemble du parc sur la période de suivi, et la mortalité réelle devrait se situer entre 4 et 30 individus, avec un risque d'erreur de 5 % (pour chaque estimateur).

Résultats 2023 : selon les estimateurs, la mortalité estimée varie de 27 à 37 individus pour l'ensemble du parc sur la période de suivi, et la mortalité réelle devrait se situer entre 16 et 63 individus, avec un risque d'erreur de 5 % (pour chaque estimateur).

Résultats 2024 : la mortalité estimée est nulle, en raison de l'absence de découverte de cadavre.

Les résultats d'estimations suggèrent une baisse de la mortalité des oiseaux entre 2022-2023 et 2024.

4.2.5 Synthèse

- La mortalité brute (échantillon observé) relevée sur l'ensemble du suivi (mi-avril à octobre) est nulle.
- En raison de l'absence de cadavre découvert, le parc de Bourbriac Nord ne représente pas d'impact significatif sur une espèce particulière en 2024.
- À noter que l'absence de cadavre découvert en 2024 ne signifie pas l'absence de mortalité réelle. La mortalité des oiseaux apparaît cependant plus faible en 2024 qu'en 2023 et 2022.

4.3 Mortalité des chiroptères

4.3.1 Bilan national et européen de la mortalité des chiroptères

4 594 cas de collision avec les éoliennes ont été recensés en France au 9 août 2023 (Dürr, 2023). L'espèce la plus fortement impactée (environ 42 %) est de loin la Pipistrelle commune (cf. annexes et figure suivante). La Pipistrelle de Natusius, la Pipistrelle de Kuhl et les Pipistrelles indéterminées sont retrouvées dans de plus faibles proportions (environ 9 % respectivement). Enfin, dans des proportions encore plus faibles, la Noctule commune (environ 6 %), la Noctule de Leisler (environ 5 %), et la Pipistrelle pygmée (environ 4 %) sont identifiées. Il est précisé qu'environ 10 % des chiroptères retrouvés restent indéterminés.

Au niveau européen, la Pipistrelle commune est aussi l'espèce la plus impactée, suivie par la Pipistrelle de Natusius, la Noctule commune et les Pipistrelles indéterminées.

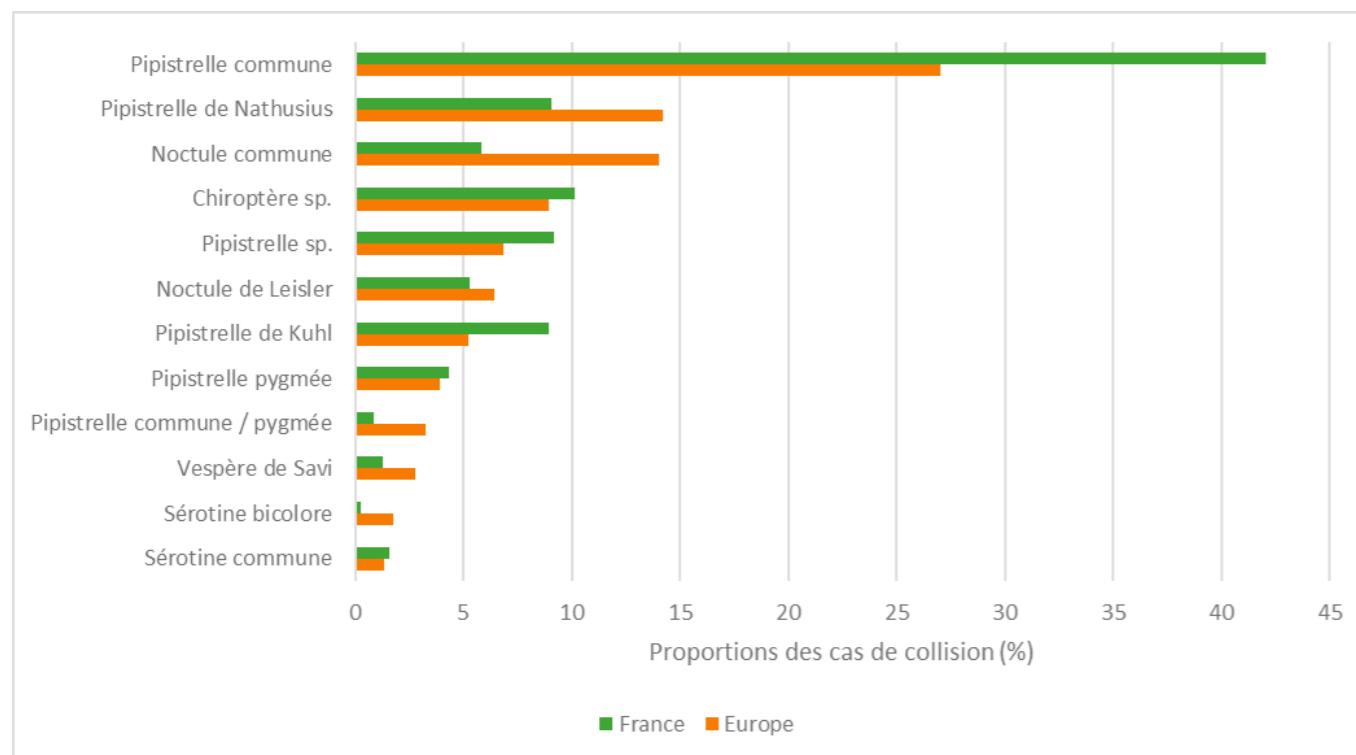


Figure 29 : Proportions des cas de collision avec les éoliennes en fonction des espèces, en France et en Europe (espèces représentant plus de 1% des cas de mortalité en Europe, d'après Dürr, 2023)

4.3.2 Bilan des connaissances de l'étude d'impact

L'étude d'impact, réalisée en 2016/2017 par le bureau d'étude AEPE-Ginko, a révélé la présence de neuf espèces à enjeu dont il conviendra de surveiller l'apparition d'éventuels cas de mortalité (figure suivante) :

Espèce patrimoniale concernée	Indice de patrimonialité			Sensibilité à l'éolien	Indice de la vulnérabilité à la mortalité éolienne (collision ou barotraumatisme)	
	Protection nationale (arr. 23/04/07)	Directive Habitats-Faune-Flore	Listes rouges*			
	Non protégée=0 ; Protégée=1	Annexe II&IV=1 Annexe IV=0	LC, NA, NE=0 ; NT/DD=1 ; VU=2 ; EN/CR=3			
Pipistrelle commune	Oui	Ann IV	NT/LC	1,5	4	Fort
Pipistrelle de Natusius	Oui	Ann IV	NT/NT	2	4	Fort
Sérotine commune	Oui	Ann IV	NT/LC	1,5	3	Moyen
Grand Rhinolophe	Oui	Ann II & IV	LC/EN	3,5	1	Moyen
Noctule de Leisler	Oui	Ann IV	NT/NT	2	3	Moyen
Pipistrelle de Kuhl	Oui	Ann IV	LC/LC	1	3	Faible
Barbastelle d'Europe	Oui	Ann II & IV	LC/NT	1,5	1	Faible
Grand Murin	Oui	Ann II & IV	LC/NT	2,5	1	Faible
Murin à Oreilles échancrées	Oui	Ann II & IV	LC/NT	2,5	1	Faible
Murin de Bechstein	Oui	Ann II & IV	NT/NT	3	1	Faible
Murin sp.	Oui	Ann II & IV	NT/NT	3	1	Faible
Murin de Natterer	Oui	Ann II & IV	LC/NT	2,5	0	Très faible
Murin à moustaches	Oui	Ann IV	LC/LC	1	1	Très faible
Murin de Daubenton	Oui	Ann IV	LC/LC	1	1	Très faible
Oreillard gris	Oui	Ann IV	LC/LC	1	1	Très faible
Oreillard roux	Oui	Ann IV	LC/LC	1	1	Très faible
Petit Rhinolophe	Oui	Ann II & IV	LC/LC	2	0	Très faible

*Listes rouges : moyenne entre la Liste rouge nationale et la Liste rouge régionale ou document équivalent. S'il n'y a pas de Liste rouge régionale, seule la Liste rouge nationale est considérée.

Tableau 24 : Espèces à enjeu et sensibles au risque de collision, inventoriées durant l'étude d'impact réalisée en 2016-2017 (AEPE-Ginkgo)

4.3.3 Mortalité brute des chiroptères en 2024

4.3.3.1 Mortalité brute

Aucun cadavre de chiroptère n'a été répertorié sur la période de suivi (entre les semaines 16 et 43).

Pour les chiroptères, la mortalité brute (échantillon observé) sur le parc de Bourbriac Nord est nulle sur la période de suivi s'étalant de mi-avril à octobre 2024.

4.3.3.2 Mortalité estimée

Le tableau suivant compile les résultats de la mortalité estimée pour l'ensemble du parc éolien sur la période de suivi, selon les différentes méthodes retenues (estimations calculées via le logiciel EolApp du CEFE Montpellier, <https://shiny.cefe.cnrs.fr/eolapp>). L'intervalle de confiance à 95 % est également mentionné.

Méthodes	Mortalité estimée (décembre à novembre)	Intervalle de confiance à 95 %
Erickson	0	0
Huso	0	0
Jones	0	0

Lorsque la borne inférieure de l'intervalle de confiance est inférieure à la mortalité brute, cette dernière est remplacée par la valeur de mortalité brute.

Tableau 15 : Mortalité estimée des chiroptères sur l'ensemble de la période de suivi

La mortalité brute étant nulle, les estimations de mortalité réelle le sont également.

4.3.4 Comparaisons des données de 2024 avec celles des suivis précédents

4.3.4.1 Mortalité brute

4.3.4.1.1 Résultats globaux

La comparaison de la mortalité sur le parc de Bourbriac Nord est basée sur les sorties effectuées en 2022, 2023 et 2024.

Le plan d'échantillonnage et les paramètres sont similaires pour ces suivis, toutefois, certains paramètres tels que surface prospectée, efficacité du chercheur ou persistance des cadavres peuvent induire des biais dans les comparaisons (cf. tableau ci-dessous).

Année	Nombre d'éoliennes suivies	Période suivie	Protocole	Surface prospectée moyenne	Persistance moyenne	Efficacité du chercheur	Intervalle moyen	Nombre de sorties
2022	Toutes	Mi-avril à fin octobre	Standardisé (2018)	0,46	4,28	0,89	7,00	28
2023				0,34	4,05	0,81	7,00	
2024				0,35	3,98	0,87	7,26	

Tableau 16 : Paramètres des suivis réalisés

Sur ce parc, un chiroptère a été retrouvé en 2022, six en 2023 et aucun en 2024 soit sept individus au total (tableau suivant).

L'espèce la plus impactée sur les deux années de suivi est la Pipistrelle commune, seule espèce concernée par des cas de mortalité sur le parc.

Espèce	Année		
	2022	2023	2024
Pipistrelle Commune	1	6	0

Tableau 17 : Mortalité brute observée par espèce sur le parc en 2022, 2023 et 2024

La mortalité brute (échantillon observé) est plus faible en 2024 par rapport à 2022 et 2023.

4.3.4.1.2 Résultats saisonniers et spatialisés

Lors du suivi de 2022, la mortalité concernant une Pipistrelle commune au statut de reproducteur. De même, sur le suivi de 2023, les cas de mortalité concernaient des individus migrateurs (six individus). Toutes les éoliennes ont été concernées en 2023, avec deux individus pour l'éolienne E1, un individu sur l'éolienne E2 et trois sur l'éolienne E3, et seule l'éolienne E3 a été concernée en 2022. Aucun cadavre n'a été découvert en 2024.

4.3.4.2 Mortalité estimée

Le tableau suivant compile les résultats de la mortalité estimée pour l'ensemble du parc éolien sur les périodes de suivi des années 2022, 2023 et 2024, selon les différentes méthodes retenues.

Méthodes	Mortalité estimée		
	2022	2023	2024
Erickson	4,05 (1 - 29,04)	37,96 (6 - 143,62)	0 (0 - 0)
Huso	5,05 (1 - 36,45)	45,78 (6 - 166,46)	0 (0 - 0)
Jones	5,63 (1 - 40,47)	52,10 (6 - 196,76)	0 (0 - 0)

Entre parenthèses : intervalles de confiance à 95 %
Lorsque la borne inférieure de l'intervalle de confiance indique 0, cette dernière est remplacée par la valeur de mortalité brute.

Tableau 18 : Estimations de la mortalité des chiroptères pour l'ensemble du parc sur la période de suivi et selon les méthodes utilisées, en 2022, 2023 et 2024

Résultats 2022 : selon les estimateurs, la mortalité estimée varie de cinq à six individus pour l'ensemble du parc sur la période de suivi, et la mortalité réelle devrait se situer entre un et 41 individus, avec un risque d'erreur de 5 % (pour chaque estimateur).

Résultats 2023 : selon les estimateurs, la mortalité estimée varie de 38 à 53 individus pour l'ensemble du parc sur la période de suivi, et la mortalité réelle devrait se situer entre six et 197 individus, avec un risque d'erreur de 5 % (pour chaque estimateur).

Résultats 2024 : la mortalité estimée est nulle, en raison de l'absence de découverte de cadavre.

Les résultats d'estimations suggèrent une baisse de la mortalité des oiseaux entre 2022-2023 et 2024.

4.3.5 Synthèse

- La mortalité brute (échantillon observé) relevée sur l'ensemble du suivi (mi-avril à octobre) est nulle.
- En raison de l'absence de cadavre découvert, le parc de Bourbriac Nord ne représente pas d'impact significatif sur une espèce particulière en 2024.
- À noter que l'absence de cadavre découvert en 2024 ne signifie pas l'absence de mortalité réelle. La mortalité des chiroptères apparaît cependant plus faible en 2024 qu'en 2023 et 2022. Cette baisse est probablement liée à l'adaptation de la mesure de bridage en faveur des chiroptères, bien que d'autres facteurs puissent également entrer en compte (variations interannuelles d'abondance et d'activité, fluctuations d'échantillonnage, etc.).

5 Mesures correctrices

5.1 Mesures correctrices préconisées pour réduire l'incidence sur les chiroptères

Le bilan des mesures mises en place et de leur efficacité sur les trois années de suivi sera réalisé à la suite du suivi 2024.

Le suivi d'année 1 (2022) n'avait pas conclu à un impact significatif sur les populations chiroptérologiques avec cependant la nécessité de maintenir le bridage en place.

Les résultats du suivi d'année 2 (2023) ont montré une nette augmentation de la mortalité chiroptérologique et induisent une adaptation de la mesure de réduction.

Cette mesure semble avoir diminué la mortalité sur le parc entre 2022 et 2024.

Les paramètres cumulés sur la période de programmation prévue ont permis de couvrir 89,4 % de l'activité chiroptérologique globale sur cette même période.

Ainsi les seuils de déclenchement et d'arrêt permettrait de couvrir la majorité de l'activité des chiroptères. Un fort épisode de mortalité en automne 2023 (six cas) a nécessité d'ajuster ces paramètres. Ils sont présentés dans la partie ci-dessous. Afin de maintenir les impacts du parc au niveau faible, une nouvelle programmation préventive automnale a été mise en place pour le suivi 2024 (année 3), cette adaptation est détaillée ci-dessous.

Programmation préventive

Historique des programmations préventives

5.1.1.1 Suivi 1 et 2 (2022-2023)

Les risques de collision étant assez élevés sur les trois éoliennes, un bridage a été mis en place dès la première année d'exploitation du parc pendant les périodes présentant le plus de risque afin de réduire le risque de mortalité sur les trois éoliennes selon les conditions cumulatives présentées dans le tableau suivant.

La deuxième année de fonctionnement, sur la période allant du 1^{er} avril au 31 octobre 2023, en lien avec les analyses des résultats des suivis de mortalité et de comportement acoustique en nacelle (2022), toutes les éoliennes ont été arrêtées selon les mêmes conditions cumulatives que l'année précédente.

Historique : programmation proposée pour les 2 premières années de fonctionnement (2022 – 2023)						
Périodes		Mois	Contacts par mois	Activité couverte (%)	Modalités d'arrêt (horaires et vitesse de vent à hauteur de moyeu)	Modalités de redémarrage
Cycle actif des chiroptères	Phase printanière	Mars	-	-	30 min avant le coucher du soleil et 30 min après le lever du soleil	Vitesse de vent inférieure à 5,5 m/s
		Avril	18	100 %		
		Mai	187	100 %		
	Phase estivale	Juin	665	77,2 %		
		Juillet	911	95,8 %		
		Août	370	94,1 %		
	Phase automnale	Septembre	2 682	92,1 %		
		Octobre	1 118	99,9 %		
		Novembre	-	-		
Total sur la période inventoriée (1 avril au 31 octobre 2022 et 2023)		5 942	89,4 %			

Tableau 19 : Modalités d'arrêt préventif proposées à l'issue de l'étude d'impact et mis en place pour les suivis 2022 et 2023

5.1.1.1.2 Suivi 3 (2024)

Les conditions cumulatives de l'adaptation du bridage mise en place sur l'année 2024 sont présentées dans le tableau suivant.

Nouvelle programmation préventive proposée à l'issue du suivi 2023 pour l'année 2024						
Périodes	Mois	Contacts par mois	Activité couverte (%)	Modalités d'arrêt		Modalités de redémarrage
				Horaires	Vitesse du vent à hauteur de moyeu	
Cycle actif des chiroptères	Phase printanière	Mars	0	-	Toute la nuit (De 30mn avant le coucher du soleil jusqu'à 30mn après le lever du soleil)	Pluie
		Avril	18	100 %		
		Mai	209	100 %		
	Phase estivale	Juin	2 809	92,7 %		
		Juillet	1 233	92,9 %		
		Août	487	93,2 %		
		Septembre	2 711	95,8 %		
	Phase automnale	Octobre	1 302	99,5 %		
		Novembre	1	-		
Total sur la période inventoriée (avril à octobre 2022, 2023 et 2024)		8 769	94,9 %			

Tableau 20 : Modalités d'arrêt préventif pour l'année 2024 et à conserver pour les années suivantes.

Les critères retenus sont présentés dans le tableau précédent. Notons que dans le tableau est affiché le pourcentage de l'activité chiroptérologique couvert par la mesure pour chaque mois d'inventaire et finalement pour l'ensemble de la période étudiée, en prenant en compte le cumul de l'activité enregistrée sur les trois années de suivi.

Rappelons que l'arrêt est effectif lorsque les paramètres présentés sont concomitants. La mesure est valable du 1er avril au 30 octobre inclus d'une année calendaire.

5.1.1.1.3 Mesures de réduction pour 2025

Au vu des résultats du suivi environnemental de 2024, il est préconisé de conserver les modalités de bridages actuelles pour l'année 2025.

Modalités de suivi de la mesure : Suivi de mortalité et de comportement acoustique en nacelle.

Responsable : Maître d'ouvrage / Écologue.

Les paramètres d'arrêt préventif en 2024 incluent, par rapport à 2023 un arrêt des machines jusqu'à 6 m/s de vent au lieu de 5.5 m/s sur les mois les plus à risque (août, septembre, octobre).

Ces modalités permettent de couvrir 94,9 % de l'activité des chiroptères recensées sur les trois années de suivi et en 2024, aucune mortalité de chiroptères n'a été constaté sur le parc. **Ces paramètres peuvent donc être retenus pour la suite de l'exploitation du parc.**

5.2 Mesures correctrices préconisées pour réduire l'incidence sur avifaune

Le parc n'ayant pas d'incidence significative aux vues des résultats de 2024, aucune mesure spécifique n'est proposée. Toutefois, les espèces migratrices, dont une grande proportion d'individus migre de nuit, pourront bénéficier des mesures de bridages destinées aux chiroptères.

5.3 Modalités de suivi préconisées

Suivi de la mortalité

Compte tenu des cas de mortalité recensés lors des suivi environnementaux de 2024, et compte tenu du maintien des mesures de bridages actuelles sans modification, il ne semble pas nécessaire de préconiser une quatrième année de suivi de la mortalité. Le prochain suivi de mortalité devra avoir lieu au cours de la dixième année d'exploitation du parc.

Tables des illustrations

Figures

Figure 1 : Réactions des oiseaux en vol confrontés à un champs d'éoliennes sur leur trajectoire (d'après Albouy et al., 2001)	9
Figure 2 : Tendances des populations pour six espèces de chauves-souris en France entre 2006 et 2018 (Bas et al., 2020)	11
Figure 3 : Diminution de l'activité de la Sérotine commune sur le parc éolien de Midlum (Bach & Rahmel 2004). 12	
Figure 4 : Ration du temps passé en hauteur pour chaque espèce de chiroptères (Adapté de Roemer et al., 2017). 13	
Figure 5 : Représentation schématique des comportements de vols de chauves-souris à proximité d'une éolienne	13
Figure 6 : Effet de différents paramètres sur l'activité des chiroptères mesurée en nacelle d'éolienne (sur 69 éoliennes dans 35 sites dans 5 différentes régions naturelles en Allemagne en 2008) (Behr et al., 2017).....	15
Figure 7 : Modèles d'activité nocturne de plusieurs espèces de chiroptères tout au long de la saison par rapport au coucher du soleil (Newson et al., 2015)	15
Figure 8 : Nombre de mortalités de chauves-souris par éolienne et par an en fonction de la garde au sol et du diamètre de rotor (Traduit de Dürr 2019, SFEPM 2020)	16
Figure 9 : Contours isolignes des déclins de population projetés après 50 ans de croissance simulée avec une mortalité proportionnelle des chauves-souris cendrées causées par les éoliennes selon des combinaisons de tailles de population initiales possibles (N_i) et de taux de croissance de population (λ) (Frick et al., 2017)	17
Figure 10 : Dispositif installé dans la nacelle d'éolienne (copyright : B.A.T.).....	21
Figure 11 : Indices de confiance établis par Sonochiro® et risques d'erreurs associés	22
Figure 12 : Schéma du parcours théorique au pied d'une éolienne.....	24
Figure 13 : Espèces sensibles au risque de collision et synthèse des enjeux.....	31
Figure 14 : Répartition des contacts par espèce ou groupe d'espèces sur l'ensemble de la période d'étude.....	32
Figure 15 : Répartition du nombre de contacts par mois complet d'enregistrement	33
Figure 16 : Répartition du nombre de contacts par jour durant l'ensemble de la période d'inventaire	34
Figure 17 : Répartition de l'activité chiroptérologique en fonction du cycle circadien	35
Figure 18 : Activité des chiroptères en fonction de la température	36
Figure 19 : Activité mensuelle des chiroptères en fonction de la température	36
Figure 20 : Activité des chiroptères en fonction de la vitesse du vent.....	36
Figure 21 : Activité mensuelle des chiroptères en fonction du vent.....	37
Figure 22 : Répartition des contacts par espèce ou groupe d'espèces sur les deux années d'étude	38
Figure 23 : Répartition du nombre de contacts par jour sur les trois périodes d'étude	39
Figure 24 : Répartition du nombre de contacts par mois complet d'enregistrement sur les deux périodes d'étude	40
Figure 25 : Répartition de l'activité chiroptérologique en fonction du cycle circadien.....	40
Figure 26 : Activité des chiroptères en fonction de la température	41

Figure 27 : Activité des chiroptères en fonction de la vitesse du vent	41
Figure 28 : Proportions (%) des cas de collision avec les éoliennes en fonction des ordres, en France et en Europe (d'après Dürr, 2023).....	45
Figure 29 : Proportions des cas de collision avec les éoliennes en fonction des espèces, en France et en Europe (espèces représentant plus de 1% des cas de mortalité en Europe, d'après Dürr, 2023)	49

Tableaux

Tableau 1 : Paramètres des tests de d'efficacité effectués sur l'année de suivi	25
Tableau 2 : Postulats de chaque méthode d'estimation	27
Tableau 3 : Dates et conditions météorologiques des inventaires du milieu naturel.....	28
Tableau 4 : Répartition du nombre de contacts par espèce et par éolienne	32
Tableau 5 : Répartition du nombre de contacts au sol et en hauteur en fonction des phases biologiques	32
Tableau 6 : Répartition du nombre de contacts en fonction des mois d'inventaire	33
Tableau 7 : Résultats de la diversité spécifique en fonction des études menées sur le site.....	38
Tableau 8 : Résultats des tests d'efficacité	44
Tableau 9 : Résultats des tests de persistance	44
Tableau 10 : Synthèse des surfaces prospectées.....	44
Tableau 11 : Mortalité estimée des chiroptères sur l'ensemble de la période de suivi	46
Tableau 12 : Paramètres des suivis réalisés	47
Tableau 13 : Mortalité brute observée par espèce sur le parc en 2023 et 2024.....	47
Tableau 14 : Estimations de la mortalité de l'avifaune pour l'ensemble du parc sur la période de suivi et selon les méthodes utilisées, en 2022, 2023 et 2024.....	47
Tableau 15 : Mortalité estimée des chiroptères sur l'ensemble de la période de suivi	50
Tableau 16 : Paramètres des suivis réalisés	50
Tableau 17 : Mortalité brute observée par espèce sur le parc en 2022, 2023 et 2024	50
Tableau 18 : Estimations de la mortalité des chiroptères pour l'ensemble du parc sur la période de suivi et selon les méthodes utilisées, en 2022, 2023 et 2024	51
Tableau 19 : Modalités d'arrêt préventif proposées à l'issue de l'étude d'impact et mis en place pour les suivis 2022 et 2023.....	53
Tableau 20 : Modalités d'arrêt préventif pour l'année 2024 et à conserver pour les années suivantes.....	54

Cartes

Carte 1 : Localisation du parc éolien de Bourbriac Nord	5
Carte 2 : Localisation du parc éolien de Bourbriac Nord sur photographie aérienne	6
Carte 3 : Localisation du dispositif Batmode S	22

Photographie

Photographie 1 : Éolienne E1 (en haut), E2 (milieu) et E3 (en bas).....	6
Photographie 2 : Exemple de situation à risque : brouillard en hauteur masquant tout ou partie des pales - ©Encis Environnement.....	10

Bibliographie

- Actes du séminaire citoyen Lucéole (2012). Coexistence Milan royal et parc éolien – pour une compréhension ouverte d'un problème complexe.
- Albouy S., Dubois Y., Picq H., (2001). Suivi ornithologique des parcs éoliens du plateau de Garrigue Haute (Aude) - Abies / LPO Aude.
- Albouy S., (2005). Suivi ornithologique 2005 du parc éolien de Grande Garrigue, commune de Névian (11), évaluation des impacts sur l'avifaune nicheuse. Abies pour la Compagnie du Vent.
- Alcalde, J.T. (2003): Impacto de los parques eólicos sobre las poblaciones de murciélagos. *Barbastella* 2: 3-6.
- Ahlén, I. (1997): Migratory behaviour of bats at south Swedish coasts. *Zeitschrift für Säugetierkunde* 62: 375-380.
- Ahlén, I. (2002): Fladdermöss och fåglar dödade av vindkraftverk. *Fauna och Flora* 97 (3): 14-22.
- Alhen I Bach L. Baagoe H.J. & Pettersson J. 2007. Bats and offshore wind turbines studied in southern Scandinavia. The Swedish Environmental Protection Agency, Report 5571.
- Amorim F. Rebelo H. Rodrigues L. 2012. Factors influencing bat activity and mortality at a wind farm in the Mediterranean region. *Acta Chiropterologica* 14(2): 439-457.
- André, Y. (2005): Protocoles de suivis pour l'étude des impacts d'un parc éolien sur l'avifaune. LPO, Rochefort, 21 pages.
- Arnett, E.B., technical editor (2005): Relationships between Bats and Wind Turbines in Pennsylvania and West Virginia: an Assessment of Fatality Search Protocols, Pattern of Fatality, and Behavioral Interactions with Wind Turbines. A final report submitted to the Bats and Wind Energy Cooperative. Bat Conservation International. Austin, Texas, USA. 187 pp.
- Arnett E.B. Barclay R.M.R & Hein C.D. 2013a. Thresholds for bats killed by wind turbines. *Frontiers in Ecology and the Environment* 11: 171–171. doi:10.1890/15409295-11.4.171 & 2013a.
- Arnett E.B. Huso M.M.P. Reynolds D.S. & Schirmacher M. 2007. Patterns of preconstruction bat activity at a proposed wind facility in northwest Massachusetts. An annual report submitted to the Bats and Wind Energy Cooperative. Bat Conservation International. Austin, Texas, USA. 35 p.
- Arnett, E.B., M.M.P. Huso, J.P. Hayes & M. Schirmacher (2010): Effectiveness of changing wind turbine cut-in speed to reduce bat fatalities at wind facilities. A final report submitted to the Bats and Wind Energy Cooperative. Bat Conservation International, Austin, Texas, USA.
- Arnett E.B. Huso M.M.P. Schirmacher M. & Hayes J.P. 2011. Altering turbine speed reduces bat mortality at wind-energy facilities. *Front Ecol. Environ.* 2011, 9(4): 209– 214.
- Arnett, E.B., G.D. Johnson, W.P. Erickson & C.D. Hein (2013c): A synthesis of operational mitigation studies to reduce bat fatalities at wind energy facilities in North America. A report submitted to the National Renewable Energy Laboratory. Bat Conservation International. Austin, Texas, USA.
- Arnett, E.B., C.D. Hein, M.R. Schirmacher, M.M.P. Huso & J.M. Szewczak (2013b): Evaluating the Effectiveness of an Ultrasonic Acoustic Deterrent for Reducing Bat Fatalities at Wind Turbines. *PLoS ONE* 8(6): e65794.
- Arnett E.B. Brown W.K. Erickson W.P. Fiedler J. Hamilton B.L. Henry T.H. Jain A. Johnson G.D. Kerns J. Koford R.R. Nicholson C.P. O'Connell T. Piorkowski M. & Ta,kersley R. 2008. Patterns of fatality of bats at wind energy facilities in North America. *Journal of Wildlife Management* 72: in press.

- Arnett, E.B., Baerwald, E.F., Mathews, F., Rodrigues, L., Rodriguez-Durán, A., Rydell, J., Villegas-Patraca, R. & Voigt, C. (2016) Impacts of wind energy development on bats: a global perspective. *Bats in the Anthropocene: conservation of bats in a changing world* (C. Voigt and T. Kingston, eds.) pp. 295–323. Springer International Publishing AG, Cham, Switzerland.
- Arthur L. & Lemaire M. 2015. Les Chauves-souris de France, Belgique, Luxembourg et Suisse. Deuxième édition. Muséum national d'Histoire naturelle, Paris ; Biotope, Mèze, 544 p. (Hors collection ; 38).
- Atienza, J.C., Fierro, I.M., Infante, O., Valls, J., Domínguez, J., 2011. Directrices para la evaluación del impacto de los parques eólicos en aves y murciélagos (versión 3.0). SEO/BirdLife, Madrid, (translated into English as Guidelines for Assessing Impact of Wind Farms on Birds and Bats (Version 4.0).
- Aulagnier S. 2005. France. in : R. Hutterer, T. Ivanova, C. Meyer-Cords & L. Rodrigues : Bat migrations in Europe. A review of banding data and literature. *Natursch. Biol. Vielf.*, 28 : 41-43.
- AVES environnement & GCP. 2010. Etude de la mortalité des Chiroptères. Parc éolien du Mas de Leuze, commune de Saint-Martin-de-Crau (13), 17/03-27/11 2009. 38 p.
- Bach, L. (2002): Auswirkungen von Windenergieanlagen auf das Verhalten und die Raumnutzungen von Fledermäusen am Beispiel des Windparks „Hohe Geest“, Midlum - Endbericht. – unpubl. report for Instituts für angewandte Biologie, Freiburg/Niederelbe: 46 pp.
- Bach L. & Niermann I. 2011 & 2013. Monitoring der Fledermausaktivität im Windpark Langwedel – Bericht 2012 – Überprüfung des Abschalt algorithmus. Unpubl.report to PNE Wind AG, 28 pages.
- Bach, P., L. Bach, K. Eckschmitt, K. Frey & U. Gerhardt (2013b): Bat fatalities at different wind facilities in northwest Germany. Poster at CWE2013, Stockholm, 5-7 February 2013 (Naturvardsverket rapport 6546:117) and 3rd International Bat Meeting, Berlin, 1-3 March 2013.
- Baerwald E.F. Barclay R.M.R. 2011. Patterns of activity and fatality of migratory bats at a wind energy facility in Alberta, Canada. *The Journal of Wildlife Management* 75: 1103-1114.
- Baerwald, E.F., G.H. D'Amours, B.J. Klug & R.M.R. Barclay (2008): Barotrauma is a significant cause of bat fatalities at wind turbines. *Current Biology* 18 (16): pR 695696.
- Barataud M. & Giosa S. 2012. Biodiversité des chiroptères et gestions forestières en Limousin : rapport. Groupe Mamm. Herpéo. Limousin, Limoges, 32 p.
- Barclay R.M.R. 1991. Population Structure of Temperate Zone Insectivorous Bats in Relation to Foraging Behaviour and Energy Demand. *Journal of Animal Ecology* 60 (1): 165-178.
- Barclay RMR, Baerwald EF, Gruver JC (2007). Variation in bat and bird fatalities at wind energy facilities : assessing the effects of rotor size and tower height.
- Barre, K., L., Le Viol, I., Bas, Y., Julliard, R. & Kerbiriou, C. (2018) Estimating habitat loss due to wind turbine avoidance by bats: implications for European siting guidance. *Biological Conservation*, 226, 205–214.
- Barrios L *et al.*, (2004). Behavioural and environmental correlates of soaring-bird mortality at on-shore wind turbines.
- Bas, Y., A. Haquart, J. Tranchard & H. Lagrange (2014) : Suivi annuel continu de l'activité des chiroptères sur 10 mâts de mesure: évaluation des facteurs de risque lié à l'éolien. *Symbioses*, Actes des 14èmes Rencontres Nationales Chauves-souris de la SFEPM, Bourges mars 2012, 32: 83-87.
- Bas Y, Kerbiriou C, Roemer C & Julien JF (2020, June). Bat population trends. Muséum national d'Histoire naturelle. Retrieved from <https://croemer3.wixsite.com/teamchiro/population-trends>.

- Bastos, R., M. Santos & J.A. Cabral (2013): A new stochastic dynamic tool to improve the accuracy of mortality estimates for bats killed at wind farms. *Ecological Indicators*, 34: 428-440.
- Bauer K. 1960. Die Säugetiere des Neusiedlersee-Gebietes (Österreich), *Bonn. Zool. Beitr.* 11(2-4): 141-344.
- Behr, O. & O. von Helversen (2005): Gutachten zur Beeinträchtigung im freien Luftraum jagender und ziehender Fledermäuse durch bestehende Windkraftanlagen. Wirkungskontrolle zum Windpark "Roßkopf" (Freiburg i. Br.). - Unpubl. report: 37 pp + maps.
- Behr, O. & O. von Helversen (2006): Gutachten zur Beeinträchtigung im freien Luftraum jagender und ziehender Fledermäuse durch bestehende Windkraftanlagen – Wirkungskontrolle zum Windpark „Roßkopf“ (Freiburg i. Br.) im Jahre 2005. Unpubl. report for 2005 on behalf of Regiowind GmbH & Co. KG Freiburg, 32 pages + maps.
- Behr O. Brinkmann R. Niermann I. & Korner-Nievergelt F. 2011. Akustische Erfassung der Fledermausaktivität an Windenergieanlagen. In: Brinkmann, R., Behr, O., Niermann, I. & M. Reich, (Hrsg.): Entwicklung
- Bernardino J., R. Bispo, H. Costa & M. Mascarenhas (2013): Estimating bird and bat fatalities at wind farms: a practical overview of estimators, their assumptions and limitations. *New Zealand Journal of Zoology* 40 (1): 63-74.
- Bernardino, J., R. Bispo, R. Rebelo, M. Mascarenhas & H. Costa (2011): Enhancing carcass removal trials at three wind energy facilities in Portugal. *Wildl. Biol. Pract.* 7(2): 1-14.
- Beucher, Y., V. Kelm, F. Albespy, M. Geyelin, L. Nazon & D. Pick (2013): Parc éolien de Castelnau-Pegayrols (12): Suivi pluriannuel des impacts sur les chauves-souris. Bilan des campagnes des 2ème, 3ème et 4ème années d'exploitation (2009-2011), 111 pages
- BirdLife International (2021). European Red List of Birds. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- Bispo, R., G. Palminha, J. Bernardino, T. Marques, & D. Pestana (2010): A new statistical method and a web-based application for the evaluation of the scavenging removal correction factor. *Proceedings of the VIII Wind Wildlife Research Meeting*, Denver, USA.
- Blary, C., Bonadonna, F., Dussauze, E., Potier, S., Besnard, A., Duriez, O., 2023. Detection of wind turbines rotary motion by birds: A matter of speed and contrast. *Conservat Sci and Prac* e13022. <https://doi.org/10.1111/csp2.13022>
- Bright, J.A., Langston, R.H.W., Bullman, R., Evans, R.J., Gardner, S., Pearce-Higgins, J., Wilson, E., 2006. Bird sensitivity map to provide locational guidance for onshore wind farms in Scotland. RSPB, Sandy.
- Brinkmann, R., H. Schauer-Weisshahn & F. Bontadina (2006): Survey of possible operational impacts on bats by wind facilities in Southern Germany. Final report submitted by the Administrative District of Freiburg, Department of Conservation and Landscape management and supported by the foundation Naturschutzfonds
- Brinkmann, R., O. Behr, I. Niermann & M. Reich (ed.) (2011): Entwicklung von Methoden zur Untersuchung und Reduktion des Kollisionsrisikos von Fledermäusen an Onshore-Windenergieanlagen. *Umwelt und Raum* 4, 457 pages
- Camina, A. (2012): Bat fatalities at wind farms in northern Spain – lessons to be learned. *Acta Chiropterologica* 14(1): 205-212
- Carrete, M., Sánchez-Zapata, J.A., Benítez, J.R., Lobón, M., Donázar, J.A., 2009. Large scale risk-assessment of wind farms on population viability of a globally endangered long-lived raptor. *Biol. Conserv.* 142, 2954-2961. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.07.027>
- Collins J. & Jones G. 2009. Differences in bat activity in relation to bat detector height: implications for bat surveys at proposed windfarm sites. *Acta Chiropterol.*, 11(2): 343-350.
- Cornelis N, Strehler-Perrin C, Balsiger L et al., (2016). Évaluation des impacts résiduels cumulés des éoliennes du Jura vaudois et des régions limitrophes sur la faune ailée.
- Cornut, J. & S. Vincent (2010a): Suivi de la mortalité des chiroptères sur deux parcs éoliens du sud de la région Rhône-Alpes. GCRA & LPO Drôme, 42 pages
- Cornut, J. & S. Vincent (2010b): Suivi de la mortalité de chiroptères sur deux parcs éoliens du sud de la région Rhône-Alpes. *Le Bievre* 24: 51-57. Disponible sur : <http://coraregion.free.fr/images/bievre/bievre24.pdf>
- Cryan P.M. Gorrensen P.M. Hein C.D. Schirmacher M.R. Diehl R.H. Huso M.M. Hayman D.T.S. Fricker P.D. Bonaccorso F.J. Johnson D.H. Hesit. H. & Dalton D.C. 2014. Behavior of bats at wind turbines. *PNAS*. doi: 10.1073/pnas.1406672111
- De Lucas M et al., (2008). Collision fatality of raptors in wind farms does not depend on raptor abundance.
- Dechmann, D.K.N., Wikelski, M., Ellis-Soto, D., Safi, K. & O'Mara, M.T. (2017) Determinants of spring migration departure decision in a bat. *Biology letters*, 13, 20170395.
- Devereux, C, Denny M. & Whittingham M.J. (2008), Minimal effects of wind turbines on the distribution of wintering farmland birds. *Journal of Applied Ecology*, 45: 1689-1694.
- DGPR, DGALN, MTES, MNHN, LPO, SFEPM, SER, FEE. Protocole de suivi environnemental des parcs éoliens terrestres, révision 2018.
- Dietz C. Von Helversen O. & Nill D. 2009. L'encyclopédie des chauves-souris d'Europe et d'Afrique du Nord : Biologie, caractéristiques, protection. Delachaux et Niestlé, Paris, France. 400 p.
- Drewitt, A.L., Langston, R.H.W., 2008. Collision Effects of Wind-power Generators and Other Obstacles on Birds. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1134, 233-266. <https://doi.org/10.1196/annals.1439.015>.
- Drewitt, A.L., Langston, R.H.W., 2006. Assessing the impacts of wind farms on birds. *Ibis* 148, 29-42. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2006.00516.x>.
- Dubourg-Savage M.-J., Bach L. & Rodrigues L., 2009, Bat mortality in wind farms in Europe. 1st International Symposium on Bat Migration, Berlin, pp.16-18
- Dubourg-Savage, M.J., L. Rodrigues, H. Santos, P. Georgiakakis, E. Papadatou, L. Bach & J. Rydell (2011): Pattern of bat fatalities at wind turbines in Europe: comparing north and south. Conference on Wind energy and Wildlife impacts, 2-5 May 2011, Trondheim, Norway, NINA Report 693. Proceedings, poster abstract: 124
- Dulac P., (2008) - Evaluation de l'impact du parc éolien de Bouin (Vendée) sur l'avifaune et les chauves-souris. Bilan de 5 années de suivi. Ligue pour la Protection des Oiseaux délégation Vendée / ADEME Pays de la Loire / Conseil Régional des Pays de la Loire, La Roche-sur-Yon - Nantes, 106 p.
- Duriez, O., Pilard, P., Saulnier, N., Bouzin, M., Besnard, A., 2017. Actes du Séminaire Eolien et Biodiversité-Artigues-près-Bordeaux. 21 et 22 novembre 2017. Page 49. Impact des mortalités additionnelles induites par les collisions avec les éoliennes pour la viabilité des populations de Faucons crécerelle.
- Duriez, O., Pilard, P., Saulnier, N., Patrick, B., Besnard, A., 2022. Windfarm collisions in medium-sized raptors: even increasing populations can suffer strong demographic impacts. *Animal Conservation* 26. <https://doi.org/10.1111/acv.12818>
- Dürr, T. (2001): Fledermäuse als Opfer von Windkraftanlagen. – Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 10: 182.

- Dürr, T. 2007. Möglichkeiten zur Reduzierung von Fledermausverlusten an Windenergieanlagen in Brandenburg. *Nyctalus* (N.F.) 12 (2-3): 238-252
- Dürr, T. & L. Bach (2004): Fledermäuse als Schlagopfer von Windenergieanlagen - Stand der Erfahrungen mit Einblick in die bundesweite Fundkartei. Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz Band 7: 253-264
- Drewitt, A.L., Langston, R.H.W., 2008. Collision Effects of Wind-power Generators and Other Obstacles on Birds. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1134, 233-266. <https://doi.org/10.1196/annals.1439.015>
- Drewitt, A.L., Langston, R.H.W., 2006. Assessing the impacts of wind farms on birds. *Ibis* 148, 29-42. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2006.00516.x>
- Écosphère, (2016). Impact de l'activité éolienne sur les populations de chiroptères : enjeux et solutions » (Écosphère, 2016, complété en 2017).
- Écosphère, Roue S, Thauront M, Jung, 2013. Suivi de mortalité : Protocoles, abaques, optimisation des fréquences de passage et collecte nationale de données.
- Endl, P., U. Engelhart, K. Seiche, S. Teufert & H. Trapp (2005): Untersuchungen zum Verhalten von Fledermäusen und Vögeln an ausgewählten Windkraftanlagen im Landkreis Bautzen, Kamenz, Löbau-Zittau, Niederschlesischer Oberlausitzkreis, Stadt Görlitz Freistaat Sachsen. Unpubl. report for Staatliches Umweltfachamt Bautzen: 135 pp.
- Erickson, W. P. et al., 2004. Stateline wind project wildlife monitoring final report, July 2001 — December 2003. — Tech. Rep. peer-reviewed by and submitted to FPL Energy, the Oregon Energy Facility Siting Council, and the Stateline Technical Advisory Committee.
- Erickson et al., 2011. Avian and bat mortality associated with the Vansycle Wind Project, Umatilla County, Oregon: 1999 study year. WEST, Inc. for Umatilla County Department of Resource Services and Development, Pendleton, Oregon. 21 p.
- Erickson WP, Johnson GD, Strickland DM, Young DP Jr., Sernka KJ, Good RE (2001). Avian Collisions with Wind Turbines: A Summary of Existing Studies and Comparisons to Other Sources of Avian Collision Mortality in the United States.
- Erickson WP, Johnson GD, Young DP Jr. (2005). A Summary and Comparison of Bird Mortality from Anthropogenic Causes with an Emphasis on Collisions.
- Erkert H.G. 1982. Ecological aspects of bat activity rhythms, p. 201-242. In: T.H. Kunz (Ed.). *Ecology of bats*. New York, Plenum Press, XVIII+425p.
- European Commission, 2010. EU Guidance on wind energy development in accordance with the EU nature legislation.
- Faggio G., Jolin C., Groupe Ornithologique de Corse (2003). Suivi ornithologique du parc éolien d'Ersa-Rogliano (Haute-Corse). Rapport final. (p. 101, fr)
- Farfán, M.A., Vargas, J.M., Duarte, J., Real, R., 2009. What is the impact of wind farms on birds? A case study in southern Spain. *Biodivers Conserv* 18, 3743-3758. <https://doi.org/10.1007/s10531-009-9677-4>
- Fernández-Bellon, D., Wilson, M.W., Irwin, S., O'Halloran, J., 2019. Effects of development of wind energy and associated changes in land use on bird densities in upland areas. *Conservation Biology* 33, 413-422. <https://doi.org/10.1111/cobi.13239>
- Fielding AH et al., (2006). Spatial association as an indicator of the potential for future interactions between wind energy developments and golden eagles *Aquila chrysaetos* in Scotland.
- Frick, W.F., Baerwald, E.F., Pollock, J.F., Barclay, R.M.R., Szymanski, J.A., Weller, T.J., Russell, A.L., Loeb, S.C., Medellin, R.A. & McGuire, L.P. (2017) Fatalities at wind turbines may threaten population viability of a migratory bat. *Biological Conservation*, 209, 172-177.
- Fure, A. (2006): Bats and lighting. *The London Naturalist* 85: 1-20.
- Garcia DA, Canavero G, Ardenghi F, Zambon M (2015). Analysis of wind farm effects on the surrounding environment : Assessing population trends of breeding passerines.
- Gaultier S.P., Marx G., & Roux D., (2019). Éoliennes et biodiversité : synthèse des connaissances sur les impacts et les moyens de les atténuer. Office national de la chasse et de la faune sauvage/LPO. 120 p.
- Gelman, A., Pardoe, I., 2006. Bayesian measures of explained variance and pooling in multilevel (hierarchical) models. — *Techno metrics* 48: 241-251.
- Georgiakakis, P. Kret E. Cárcamo B. Doutau B. Kafkaleto-Diez A. Vasilakis D. & Papadatou E. 2012. Bat fatalities at wind farms in north-eastern Greece. *Acta Chiropterologica* 14 (2): 459-468.
- Gerell-Lundberg K. & Gerell R. 1994. The mating behaviour of the pipistrelle and the *Nathusius' pipistrelle* (Chiroptera) - A comparison. *Folia Zoologica* 43 (4): 315-324.
- Grindal, S.D. & R.M. Brigham (1998): Short-term effects of small-scale habitat disturbance on activity by insectivorous bats. *J. Wildl. Manage* 62 (3): 996-1003.
- Grodsky, S.M., M.J. Behr, A. Gandler, D. Drake, B.D. Dieterle, R.J. Rudd & N.L. Walrath (2011): Investigating the causes of death for wind turbine-associated bat fatalities. *Journal of Mammalogy* 92(5): 917-925.
- Groupe Chiroptères de la SFEPM, 2016. – Suivi des impacts des parcs éoliens terrestres sur les populations de Chiroptères, Version 2 (février 2016). Société Française pour l'Étude et la Protection des Mammifères, Paris, 17 pages.
- Grünkorn, T., A. Diederichs, B. Stahl, D. Dörte & G. Nehls (2005): Entwicklung einer Methode zur Abschätzung des Kollisionsrisikos von Vögeln an Windenergie-anlagen. Unpubl. report for Landesamtes für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein: 92 pp.
- Grünkorn T, von Rönn J, Blew J, Nehls G, Weitekamp S, Timmermann H, Reichenbach M, Coppack T (2016). Détermination des taux de collision des oiseaux (y compris rapaces) et principes fondamentaux pour prévoir et évaluer le risque de collision dans la conception des projets éoliens (projet de recherche PROGRESS). (p27).
- Hayes, M.A. (2013): Bats Killed in Large Numbers at United States Wind Energy Facilities. *BioScience* 63(12): 975-979.
- Hayes, M. A., L. A. Hooton, K. L. Gilland, C. Grandgent, R. L. Smith, S. R. Lindsay, J. D. Collins, S. M. Schumacher, P. A. Rabie, J. C. Gruver, and J. Goodrich-Mahoney. (2019) A smart curtailment approach for reducing bat fatalities and curtailment time at wind energy facilities. *Ecological Applications* 00(00):e01881.
- Hedenström A. 2009. Optimal migration strategies in bats. *Journal of Mammalogy*, 90(6):1298-1309, 2009
- Heim, O., Schröder, A., Eccard, J., Jung, K. & Voigt, C.C. (2016) Seasonal activity patterns of European bats above intensively used farmland. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 233, 130-139.
- Hensen, von F. (2004): Gedanken und Arbeitshypothesen zur Fledermausvertr glichkeit von Windenergieanlagen. *Nyctalus* (N.F.) 9 (5): 427-435.
- Hodos W (2003). Minimization of Motion Smear: Reducing Avian Collisions with Wind Turbines. (p43).
- Horn J.W. Arnett E.B. & Kunz T.H. 2008. Behavioral responses of bats to operating wind turbines. *The Journal of Wildlife Management* 72(1): 123-132

- Holzhaider J. & Zahn A. 2001. Bats in the Bavarian Alps : species composition and utilization of higher altitudes in summer. *Z. Säugetierk.*, 66(2) : 144-154.
- Hötker H., Tomsen KM. & Jeromin H., (2006). Impacts on biodiversity of exploitation of renewable energy sources : the example of birds and bats ; Facts, gaps in knowledge, demands for further research, and ornithological guidelines for the development of renewable energy exploitation, Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen, 65 p.
- Hötker, H. (2017). Birds of Prey and Wind Farms : Analysis of Problems and Possible Solutions.
- Hull C.L. & Cawthen L. 2013. Bat fatalities at two wind farms in Tasmania, Australia: Bat characteristics, and spatial and temporal patterns. *New Zealand Journal of Zoology* 40(1): 5-15.
- Huso, M.M.P. (2010): An estimator of wildlife fatality from observed carcasses. *Environmetrics*: doi: 10.1002/env.
- Huso, M. *et al.*, 2012. Fatality estimator users guide. — US Geological Survey Data Series 729.
- Hutterer R. Ivanova T. Meyer-Cords C. & Rodrigues L. 2005. Bat migrations in Europe. A review of banding data and literature. *Natursch. Biol. Vielf.*, 28 : 3-162 + app.
- Jain, A. *et al.*, 2007. Annual report for the Maple Ridge wind power project: post-construction bird and bat fatality study 2006. Final report. — L. Curry & Kerlinger. Syracuse, NY, Curry & Kerlinger, LLC: 53.
- Johnson G.D. Erickson W.P. Strickland M.D. Shepherd M.F. & Shepherd D.A. 2003. Mortality of bats at a Large-scale wind power development at Buffalo Ridge, Minnesota. — Am. Midl. Nat. 150: 332-342.
- Jones *et al.*, (2009). Altamont Pass Wind Resource Area 48-Hour Search Interval Bird Fatality Study. (p22).
- Kaňuch P. and Krištín A. 2007. Factors influencing bat assemblages in forest parks. *Ekológia (Bratislava)* 24:45-56.
- Kapfer G. & Aron S. 2007. Temporal variation in flight activity, foraging activity and social interactions by bats around a suburban pond. *Lutra*, 50(1) : 9-18.
- Kerns J. Erickson W.P. & Arnett E.B. 2005. Bat and bird fatality at wind energy facilities in Pennsylvania and West Virginia in Relationships between bats and wind turbines in Pennsylvania and West Virginia: an assessment of fatality search protocols, patterns of fatality, and behavioral interactions with wind turbines, Pour Bat and Wind Energy Cooperative. E.B Arnett, ed. pp. 24-95.
- Körner-Nievergelt, F., Brinkmann R., I. Niermann & O. Behr (2013): Estimating Bat and Bird Mortality Occurring at Wind Energy Turbines from Covariates and Carcass Searches Using Mixture Models. *PLoS ONE* 8 (7): e67997. doi: 10.1371/journal.pone.0067997
- Korner-Nievergelt, F., P. Korner-Nievergelt, O. Behr, I. Niermann, R. Brinkmann & B. Hellriegel (2011): A new method to determine bird and bat fatality at wind energy turbines from carcass searches. *Wildl. Biology* 17 (4): 350-363
- Kronwitter F. 1988. Population structure, habitat use and activity patterns of the Noctule bat, *Nyctalus noctula* Schreb., 1774 (Chiroptera: Vespertilionidae) revealed by radio-tracking. *Myotis*, 26: 23 -85.
- Krijgsveld KL *et al.*, (2009). Collision risk of birds with modern large wind turbines. (p10).
- Krüger T, Garthe S (2001). Flight altitudes of coastal birds in relation to wind direction and speed. (p14).
- Kunz, T.H., Arnett E.B., Erickson W.P., Hoar A.R., Johnson G.D., Larkin R.P., Strickland M.D., R.W. Thresher & M.D. Tuttle (2007). Ecological impacts of wind energy development on bats: questions, research needs and hypotheses. *Frontiers in Ecology* 5: 315-324.
- Lagrange, H., E. Roussel, A.-L. Ughetto, F. Melki, G. Steinmetz & C. Kerbiriou (2011): Chirotech, A Multi-Factorial Mitigation process to reduce Bat fatalities at wind energy facilities. In: Hutson A.M., P.H.C. Lina (eds.): XII European Bat Research Symposium - Programme, abstract, list of participants: 33.
- Lagrange, H., P. Rico, Y. Bas, A-L. Ughetto, F. Melki & C. Kerbiriou (2013): Mitigating bat fatalities from wind-power plants through targeted curtailment: results from 4 years of testing of CHIROTECH©. Presentation at the CWE in Stockholm 5-7 February 2013 and at the 16th International Bat Research Conference, Costa Rica.
- Le Campion T. & Dubos T. 2017. Etude la migration des chauves-souris en Bretagne 2013-2016 : rapport final mai 2017. G.M.B., 52 p.
- Lebreton, J.-D. *et al.*, 1992. Modelling survival and testing biological hypotheses using marked animals: a unified approach with case studies. — *Ecol. Monogr.* 62: 67-118.
- Lehnert, L.S., Kramer-Schadt, S., Schönborn, S., Lindecke, O., Niermann, I. & Voigt, C.C. (2014) Wind farm facilities in Germany kill noctule bats from near and far. *PLoS ONE*, 9, e103106.
- Limpens H.J.G.A. Boonman, M. Korner-Nievergelt F. Jansen E.A. Van der Valk M. La Haye M.J.J. Dirksen S. & Vreugdenhil S.J. 2013. Wind turbines and bats in the Netherlands - Measuring and predicting. Report 2013. 12, Zoogdiervereniging & Bureau Waardenburg.
- Long, C. V., J.A. Flint & P.A. Lepper (2011): Insect attraction to wind turbines: does colour play a role? *European Journal of Wildlife Research* 57 (2), 323-331.
- Loss SR, Will T, Marra PP (2013). Estimates of bird collision mortality at wind facilities in the contiguous United States. (p9).
- Madders M, Whitfield DP (2006). Upland raptors and the assessment of wind farm impacts. (p14).
- Martin, C.M., Arnett, E.B., Stevens, R.D. & Wallace, M.C. (2017) Reducing bat fatalities at wind facilities while improving the economic efficiency of operational mitigation. *Journal of Mammalogy*, 98, 378-385.
- Marques A.T., Santos C.D., Hanssen F., Muñoz A.R., Onrubia A., Wileski M., Moreira F., Palmeirim J.M., Silva J.P., (2020). Wind turbines cause functional habitat loss for migratory soaring birds. *J Anim Ecol.* 2020;89:93-103.
- Marx G., (2017). Le parc éolien français et ses impacts sur l'avifaune. Etude des suivis de mortalité réalisés en France de 1997 à 2015. Juin 2017, actualisé en esptembre 2017, 92 p.
- McAney C.M. & Fairley J.S. 1990. Observations at summer roosts of the lesser horseshoe bat in co clare. *Ir. Nat. J.* 23(1).
- McClure, C.J.W., Rolek, B.W., Dunn, L., McCabe, J.D., Martinson, L., Katzner, T., 2021. Eagle fatalities are reduced by automated curtailment of wind turbines. *Journal of Applied Ecology* 58, 446-452. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13831>
- MRNF. 2008. Protocole de suivi des mortalités d'oiseaux de proie et de chiroptères dans le cadre de projets d'implantation d'éoliennes au Québec – 8 janvier 2008. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Secteur Faune Québec. 18 pages.
- Natural England (2007): Disturbance and protected species: understanding and applying the law in England and Wales. Natural England, 24/8/07, 30 pages. Available: http://webarchive.nationalarchives.gov.uk/20140605090108/http://www.naturalengland.org.uk/Images/esisgd_tcm6-3774.pdf
- Niermann, I., O. Behr & R. Brinkmann (2007): Methodische Hinweise und Empfehlungen zur Bestimmung von Fledermaus-Schlagopferzahlen an Windenergiestandorten. *Nyctalus (N.F.)* 12 (2-3): 152-162.
- Niermann I. Brinkmann R. Korner-Nievergelt F. Behr O. 2011. Systematische Schlagopfersuche - Methodische Rahmenbedingungen, statistische Analyseverfahren und Ergebnisse. In: Brinkmann, R., Behr, O., Niermann, I. & Reich, M. (ed.): Entwicklung von Methoden zur Untersuchung und Reduktion des Kollisionsrisikos von Fledermäusen an Onshore-Windenergieanlagen. *Umwelt und Raum* 4: 40-115

- Norberg U.M. Rayner J.M.V. 1987. Ecological morphology and flight in bats (Mammalia; Chiroptera): wing adaptations, flight performance, foraging strategy and echolocation. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 316: 335-427.
- Parsons S. & Jones G. 2000. Acoustic identification of twelve species of echolocating bat by discriminant function analysis and artificial neural networks. *J. exp. Biol.* 203: 2641±2656.
- Parsons, K.N., G. Jones, I. Davidson-Watts & F. Greenaway (2003): Swarming of bats at underground sites in Britain - implications for conservation. *Biol. Conservation* 111 (1): 63-70.
- Pearce-Higgins J., Stephen L., Langston R., Bainbridge I., & Bullman R. (2009). The distribution of breeding birds around upland wind farms. *J. Appl. Ecol.* 46(6): 1323- 1331. Doi: 10.1111/j.1365-2664.2009.01715.x.
- Pearce-Higgins, J., Stephen, L., Douse, A., Langston, R., (2012). Greater impacts of wind farms on bird populations during construction than subsequent operation: Results of a multi-site and multi-species analysis. *Journal of Applied Ecology* 49. <https://doi.org/10.2307/41433362>
- Péron, G., J.E. Hines, J.D. Nichols, W.L. Kendall, K.A. Peters & D.S. Mizrahi (2013) Estimation of bird and bat mortality at wind-power farms with superpopulation models. *Journal of Applied Ecology* 50(4): 902-911.
- Pollock, R. 2007. Recommended formulas for adjusting fatality rates. California guidelines for reducing impacts to birds and bats from wind energy development. Final commission report. C. E. C. a. C. D. o. F. a. Game. — California Energy Commission, Renewables Committee, and Energy Facilities Siting Divisions, and California Dept of Fish and Game, Resources Management and Policy Division, pp. 117-118.
- Powlesland, R.G., 2009. Impacts of wind farms on birds: a review, Science for conservation. Pub. Team, Dept. of Conservation, Wellington, N.Z.
- Pratz J-L., (2010). Suivi ornithologique et chiroptérologique des parcs éoliens de Beauce - Premiers résultats 2006-2009. Loiret Nature Environnement, Eure-et-Loir Nature, Greet Ingénierie, ADEME, DIREN-centre, Conseil régional.
- Protocole de suivi environnemental des parcs éoliens terrestres, 2015.
- Rachwald A. 1992. Habitat preference and activity of the noctule bat *Nyctalus noctula* in the Bialowieza Primeval Forest. *Acta Theriol.* 37, 413-422.
- Redell D. Arnett E.B. Hayes J.P. & Huso M. 2006. Patterns of pre-construction bat activity at a proposed wind facility in south-central Wisconsin. A final report submitted to the Bats and Wind Energy Cooperative. Bat Conservation International. Austin, Texas, USA. 52 p.
- Refoyo Román, P., Olmedo Salinas, C., Muñoz Araújo, B., 2020. Assessing the effect of wind farms in fauna with a mathematical model. *Sci Rep* 10, 14785. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-71758-5>
- Rico, P. & H. Lagrange (2011): Chirotech, Bilan des tests d'asservissement sur le parc du Mas de Leuze (commune de Saint-Martin-de-Crau, 13) 2011. Rapport Biotope, contrat n°8 pour l'ADEME, 51 pages.
- Rodrigues L. Bach L. Dubourg-Savage M.-J. Goodwin J. & Harbush C. 2008. Lignes directrices pour la prise en compte des chauves-souris dans les projets éoliens. EUROBATS Publication Series No. 3 (version française). PNUE/EUROBATS Secretariat, Bonn, Germany
- Rodrigues, L. Bach, M-J. Dubourg-Savage, B.Karapandza, D.Kovac, T.Kervyn, J.Dekker, A.Kepel, P.Bach, J.Collins, C.Harbusch,K.Park, B.Micevski, J.Minderman (2015) Lignes directrices pour la prise en compte des chauves-souris dans les projets éoliens – Actualisation 2015. EUROBATS Publication Serie N° 6 (Version française). UNEP/EUROBATS Secrétariat, Bonn, Allemagne, 133p.
- Rollins, K.E., D. K. Meyerholz, G.D. Johnson, A.P. Capparella & S.S. Loew (2012): A Forensic Investigation Into the Etiology of Bat Mortality at a Wind Farm: Barotrauma or Traumatic Injury? *Veterinary Pathology* 49 (2): 362-371
- Roux D., Tran M., & Gay N., (2013). Suivi des oiseaux et des chiroptères sur un parc éolien. Comportement et mortalité à Bollène (84) entre 2009 et 2012. *Faune sauvage* 298: 10-16.
- Russ J.M. 1999a. The bats of Britain and Ireland. Echolocation calls, sound analysis and species identification. Newtown: Alana Books. 102
- Russ J.M. 1999b. The Microchiroptera of Northern Ireland: community composition, habitat associations and ultrasound. Unpubl. PhD thesis, The Queen's University of Belfast
- Rydell J. Bach L. Dubourg-Savage M-J. Green M. Rodrigues L. & Hedenström A. 2010a. Bat mortality at wind turbines in northwestern Europe. *Acta Chiropterologica* 12(2): 261-274
- Rydell J. Bach L. Dubourg-Savage M-J. Green M. Rodrigues L. & Hedenström A. 2010b. Mortality of bats at wind turbines links to nocturnal insect migration? *Eur. J. Wildl. Res.*, 56(6) : 823-827.
- Rydell, J., Engström, H., Hedenström, A., Kyed Larsen, J., Pettersson, J., Green, M., 2012. The effect of wind power on birds and bats - A synthesis. Swedish Environmental Protection Agency (Naturvardsverket), Stockholm.
- Sané, F. (2012): Contrôle de l'impact post-implantation du parc éolien de Lou Paou sur les habitats, l'avifaune et les chiroptères : Bilan de 3 années de suivi (2008-2009-2010). ALEPE, unpublished report for EDF EN, 111 pages.
- Sattler T. & Bontadina F. 2005. Bases pour l'évaluation écologique de deux secteurs d'installations éoliennes en France sur la base de la diversité et l'activité des chauves-souris. – Compte-rendu succinct, SWILD, Zürich par ordre de Megawatt Eole, Stuttgart, 23p.
- Schaub, A., J. Ostwald & B.M. Siemers (2008): Foraging bats avoid noise. *The Journal of Experimental Biology* 211: 3174-3180.
- Schaub, T., Klaassen, R.H.G., Boutsen, W., Schlaich, A.E., Koks, B.J., 2020. Collision risk of Montagu's Harriers *Circus pygargus* with wind turbines derived from high-resolution GPS tracking. *Ibis* 162, 520-534. <https://doi.org/10.1111/ibi.12788>
- Schwemmer, P., Mercker, M., Haecker, K., Kruckenberg, H., Kämpfer, S., Bocher, P., Fort, J., Jiguet, F., Franks, S., Elts, J., Marja, R., Piha, M., Rousseau, P., Pederson, R., Düttmann, H., Fartmann, T., Garthe, S., 2023. Behavioral responses to offshore windfarms during migration of a declining shorebird species revealed by GPS-telemetry. *Journal of Environmental Management* 342, 118131. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118131>
- Seiche K. Endl P. & Lein M. 2007. Fledermäuse und Windenergieanlagen in Sachsen – Ergebnisse einer landesweiten Studie. *Nyctalus (N.F.)* 12 (2-3): 170-181.
- Serrano, D., Margalida, A., Pérez-García, J.M., Juste, J., Traba, J., Valera, F., Carrete, M., Aihartza, J., Real, J., Mañosa, S., Flaquer, C., Garin, I., Morales, M.B., Alcalde, J.T., Arroyo, B., Sánchez-Zapata, J.A., Blanco, G., Negro, J.J., Tella, J.L., Ibañez, C., Tellería, J.L., Hiraldo, F., Donázar, J.A., 2020. Renewables in Spain threaten biodiversity. *Science* 370, 1282-1283. <https://doi.org/10.1126/science.abf6509>
- Silva R. 2009. Effet des conditions météorologiques sur l'activité de chasse des Chiroptères. M.N.H.N., C.R.B.P.O., 36p.
- Smallwood, K. 2007. Estimating wind turbine – Caused bird mortality. — *Journal of wildlife management* 71(8) : 2781-2791.

Soufflot, J., 2010. Synthèse de l'impact de l'éolien sur l'avifaune migratrice sur cinq parcs éoliens en Champagne-Ardenne. LPO.

Stone, E.L., G. Jones & S. Harris (2009): Street Lighting Disturbs Commuting Bats. *Current Biology* 19(13): 1123-1127. Doi:10.1016/j.cub.2009.05.058.

Swift S.M. 1980. Activity patterns of pipistrelle bats (*Pipistrellus pipistrellus*) in north-east Scotland. *Journal of Zoology*, London, 190, 285-295.

Therkildsen OR, Elmersen M (2015). First year post-construction monitoring of bats and birds at wind turbine test Centre Østerild. (p128).

Thonnerieux Y - Natur'ailes (2005). Éoliennes et Oiseaux : quelles conséquences ? (p6).

Voigt, Ch.C., A.G. Popa-Lisseanu, I. Niermann & S. Kramer-Schadt (2012): The catchment area of wind farms for European bats: A plea for international regulations. *Biological Conservation* 153: 80-86

Warren-Hicks, W., J. Newman, R. Wolpert, B. Karas & L. Tran (2013): Improving methods for estimating fatality of birds and bats at wind energy facilities. Public Interest Energy Research (PIER) Program. Final Project Report. California Energy Commission. February 2013.

Welcker, J., Liesenjohann, M., Blew, J., Nehls, G., Grünkorn, T., 2017. Nocturnal migrants do not incur higher collision risk at wind turbines than diurnally active species. *Ibis* 159, 366-373. <https://doi.org/10.1111/ibi.12456>

Werner, S., Aschwanden, J., Heynen, D., Schmid, H., 2018. Les oiseaux et l'énergie éolienne : Etude et évaluation de projets soumis à une EIE. Recommandations de la Station ornithologique suisse. Station ornithologique suisse, Sempach.

Whitaker J.O.Jr. 1998. Life history and roost switching in six summer colonies of eastern pipistrelles in buildings. *Journal of Mammalogy* 79 (2): 651-659.

Young Jr DP, Erickson WP, Strickland MD, Good RE, Sernka KJ (2003). Comparison of avian responses to UV-Light-Reflective Paint on Wind Turbines. (p67).

Zwart, M.C., Dunn, J.C., McGowan, P.J.K., Whittingham, M.J., 2016. Wind farm noise suppresses territorial defense behavior in a songbird. *BEHECO* 27, 101-108. <https://doi.org/10.1093/beheco/arv128>

Annexes

Annexe 1 : Formulaire général (suivi mortalité)

Annexe 2 : Formulaire de découverte d'un cadavre (suivi mortalité)

Annexe 3 : Fiche de saisie standardisée de la mortalité

FICHE DE TERRAIN STANDARDISEE – MORTALITE OISEAUX

Nom du parc éolien :

Point n° Date : Heure : Nom du découvreur :

Localisation :

Coordonnées GPS (en WGS 84) + indication sur carte

Latitude :

Longitude :

Numéro de l'éolienne la plus proche :

Distance au mât de l'éolienne la plus proche (en m) :

Orientation par rapport à l'éolienne la plus proche :

Couverture végétale au niveau de la découverte (type, hauteur) :

N° de photos :

Description et identification :

Taille de l'oiseau (ailes déployées) :

Particularités (couleur, forme quelconque) :

Identification (famille, espèce si possible) :

Etat de l'individu :

Vivant (blessé) Mort Fragment

Etat du cadavre :

Frais Avancé Décomposé Sec

Cause présumée de la mort (collision avec pale, avec tour...) :

COMMENTAIRES :

Annexe 4 : Sorties mortalité réalisées en 2024

Date	H. début	H. fin	T. début (°C)	T. fin (°C)	CN (%)	Pluie	Vent
16/04/2024	9:30	12:00	11	12	80	averses	moyen à fort
23/04/2024	8:45	10:15	4	6	100	absente	faible
02/05/2024	10:40	11:31	16	16	30	absente	faible
10/05/2024	8:30	9:46	14	15	30	absente	faible
13/05/2024	8:00	8:54	13	13	100	bruine	faible
22/05/2024	8:00	8:56	12	12	80	absente	faible
29/05/2024	9:10	10:12	14	17	100	bruine	faible
07/06/2024	14:15	16:00	18	20	5	absente	faible
11/06/2024	7:51	9:38	11	13	5	absente	faible
17/06/2024	9:22	10:45	11	13	70	absente	faible
24/06/2024	8:02	9:30	15	16	50	absente	faible
01/07/2024	8:15	9:45	16	17	60	absente	moyen à fort
08/07/2024	10:05	11:15	13	14	40	averses	faible
17/07/2024	10:00	11:00	14	16	50	absente	moyen à fort
25/07/2024	11:15	12:30	17	18	100	absente	moyen à fort
30/07/2024	9:00	10:13	16	17	20	absente	faible
06/08/2024	8:05	9:15	13	14	0	absente	faible
14/08/2024	8:30	9:30	16	16	60	absente	faible
19/08/2024	10:30	11:30	16	17	60	absente	faible
29/08/2024	7:30	8:30	13	13	60	absente	faible
04/09/2024	8:00	9:00	12	13	70	absente	moyen à fort
12/09/2024	8:10	9:15	12	12	90	averses	moyen à fort
19/09/2024	9:00	9:30	18	18	100	absente	moyen à fort
27/09/2024	10:30	11:00	12	12	100	averses	moyen à fort
03/10/2024	8:45	9:15	10	10	70	absente	moyen à fort
17/10/2024	11:30	13:44	15	15	30	absente	faible
23/10/2024	14:30	15:55	15	15	0	absente	faible
29/10/2024	13:10	14:35	16	16	100	bruine	faible

H : heure ; T : température ; CN : couverture nuageuse.

Annexe 5 : Cas de collision avec l'avifaune recensés en France et en Europe au 9 août 2023 (d'après Dürr, 2023)

Ordre	France	Europe
Passériformes	1 900	6 098
Accipitriformes	607	5 360
Charadriiformes	378	3 131
Falconiformes	464	1 129
Columbiformes	376	950
Galliformes	321	869
Apodiformes	436	770
Ansériformes	27	628
Ciconiiformes	5	176
Pélécaniformes	14	168
Strigiformes	25	138
Gruiformes	7	104
Inconnu	39	50
Piciformes	10	32
Suliformes	13	32
Cuculiformes	0	16
Coraciiformes	4	15
Bucérotiformes	3	12
Ptérocliformes	0	6
Podicipédiformes	2	5
Caprimulgiformes	0	3
Procellariiformes	0	3
Gaviiformes	0	1
Psittaciformes	0	1

Annexe 6 : Niveaux de sensibilité au risque de collision pour l'avifaune

Nom vernaculaire	Nom latin	Nombre de cas de mortalité recensés en Europe (Dürr, 09/08/2023)	Nombre d'individus nicheurs en Europe (BirdLife 2021, estimation la plus fiable)	Niveau de sensibilité (collision)
Vautour fauve	<i>Gyps fulvus</i>	1 960	75 700	4
Milan royal	<i>Milvus milvus</i>	864	70 300	4
Pygargue à queue blanche	<i>Haliaeetus albicilla</i>	490	24 500	4
Goéland argenté	<i>Larus argentatus</i>	1 189	1 130 000	3
Buse variable	<i>Buteo buteo</i>	1 189	2 070 000	3
Faucon crêcerelle	<i>Falco tinnunculus</i>	867	991 000	3
Faucon crêcerellette	<i>Falco naumanni</i>	143	73 400	3
Héron garde-bœufs	<i>Bubulcus ibis</i>	103	164 000	3
Busard cendré	<i>Circus pygargus</i>	87	174 000	3
Circaète Jean-le-Blanc	<i>Circaetus gallicus</i>	74	24 600	3
Balbuzard pêcheur	<i>Pandion haliaetus</i>	68	23 000	3
Faucon pèlerin	<i>Falco peregrinus</i>	46	41 300	3
Aigle botté	<i>Hieraaetus pennatus</i>	46	52 100	3
Grand-duc d'Europe	<i>Bubo bubo</i>	44	45 900	3
Vautour percnoptère	<i>Neophron percnopterus</i>	30	7 100	3
Aigle royal	<i>Aquila chrysaetos</i>	27	22 100	3
Vautour moine	<i>Aegypius monachus</i>	5	6 100	3
Aigle de Bonelli	<i>Hieraaetus fasciatus</i>	4	2 300	3
Aigle impérial	<i>Aquila heliaca</i>	4	4 800	3
Elanion blanc	<i>Elanus caeruleus</i>	3	3 800	3
Gypaète barbu	<i>Gypaetus barbatus</i>	2	1 500	3
Outarde houbara	<i>Chlamydotis undulata</i>	1	620	3
Mouette rieuse	<i>Chroicocephalus ridibundus</i>	777	3 380 000	2
Canard colvert	<i>Anas platyrhynchos</i>	405	3 200 000	2
Goéland brun	<i>Larus fuscus</i>	366	781 000	2
Lagopède des saules	<i>Lagopus lagopus</i>	214	3 230 000	2
Perdrix grise	<i>Perdix perdix</i>	203	2 820 000	2
Milan noir	<i>Milvus migrans</i>	187	433 000	2
Sterne pierregarin	<i>Sterna hirundo</i>	169	1 120 000	2
Cigogne blanche	<i>Ciconia ciconia</i>	166	530 000	2
Epervier d'Europe	<i>Accipiter nisus</i>	115	915 000	2
Goéland marin	<i>Larus marinus</i>	90	196 000	2
Busard des roseaux	<i>Circus aeruginosus</i>	84	380 000	2
Goéland pontique	<i>Larus cachinnans</i>	49	303 000	2
Faucon hobereau	<i>Falco subbuteo</i>	47	342 000	2
Héron cendré	<i>Ardea cinerea</i>	46	583 000	2
Bondrée apivore	<i>Pernis apivorus</i>	43	289 000	2
Cygne tuberculé	<i>Cygnus olor</i>	34	199 000	2
Grue cendrée	<i>Grus grus</i>	34	362 000	2
Effraie des clochers	<i>Tyto alba</i>	33	239 000	2
Busard Saint-Martin	<i>Circus cyaneus</i>	27	139 000	2
Sterne caugek	<i>Thalasseus sandvicensis</i>	27	258 000	2
Autour des palombes	<i>Accipiter gentilis</i>	18	291 000	2
Aigle pomarin	<i>Clanga pomarina</i>	15	39 700	2
Sterne naine	<i>Sterna albifrons</i>	15	81 600	2
Œdicnème criard	<i>Burhinus oedicnemus</i>	15	152 000	2
Martinet pale	<i>Apus pallidus</i>	14	230 000	2
Buse pattue	<i>Buteo lagopus</i>	13	81 400	2
Tadorne de Belon	<i>Tadorna tadorna</i>	12	124 000	2

Nom vernaculaire	Nom latin	Nombre de cas de mortalité recensés en Europe (Dürr, 09/08/2023)	Nombre d'individus nicheurs en Europe (BirdLife 2021, estimation la plus fiable)	Niveau de sensibilité (collision)
Mouette mélancéphale	<i>Ichthyaetus melanocephalus</i>	12	160 000	2
Cigogne noire	<i>Ciconia nigra</i>	10	25 400	2
Cygne chanteur	<i>Cygnus cygnus</i>	10	82 000	2
Avocette élégante	<i>Recurvirostra avosetta</i>	8	95 300	2
Ganga cata	<i>Pterocles alchata</i>	4	16 600	2
Outarde barbue	<i>Otis tarda</i>	4	38 300	2
Faucon émerillon	<i>Falco columbarius</i>	4	59 200	2
Pouillot à grands sourcils	<i>Phylloscopus inornatus</i>	3	49 000	2
Cygne de Bewick	<i>Cygnus columbianus bewickii</i>	2	14 600	2
Ganga unibande	<i>Pterocles orientalis</i>	2	24 300	2
Oie des neiges	<i>Anser caerulescens</i>	1	4 500	2
Sirli de Dupont	<i>Cersophilus duponti</i>	1	4 700	2
Martinet noir	<i>Apus apus</i>	728	41 700 000	1
Roitelet à triple bandeau	<i>Regulus ignicapilla</i>	492	12 100 000	1
Pigeon ramier	<i>Columba palumbus</i>	469	48 400 000	1
Bruant poyer	<i>Emberiza calandra</i>	383	27 500 000	1
Etourneau sansonnet	<i>Sturnus vulgaris</i>	365	69 900 000	1
Hirondelle de fenêtre	<i>Delichon urbica</i>	340	33 000 000	1
Roitelet huppé	<i>Regulus regulus</i>	241	37 400 000	1
Faisan de Colchide	<i>Phasianus colchicus</i>	203	6 410 000	1
Corneille noire	<i>Corvus corone</i>	192	20 800 000	1
Cochevis de Thékla	<i>Galerida theklae</i>	187	4 380 000	1
Perdrix rouge	<i>Alectoris rufa</i>	187	11 700 000	1
Alouette lulu	<i>Lullula arborea</i>	150	6 010 000	1
Gobemouche noir	<i>Ficedula hypoleuca</i>	107	19 600 000	1
Goéland cendré	<i>Larus canus</i>	91	2 250 000	1
Alouette calandre	<i>Melanocorypha calandra</i>	75	2 750 000	1
Tourterelle des bois	<i>Streptopelia turtur</i>	50	6 900 000	1
Pluvier doré	<i>Pluvialis apricaria</i>	47	1 960 000	1
Fauvette passerine	<i>Sylvia cantillans</i>	44	8 490 000	1
Pigeon colombin	<i>Columba oenas</i>	41	1 700 000	1
Caille des blés	<i>Coturnix coturnix</i>	36	6 560 000	1
Oie cendrée	<i>Anser anser</i>	35	866 000	1
Foulque macroule	<i>Fulica atra</i>	34	2 590 000	1
Hibou moyen-duc	<i>Asio otus</i>	33	788 000	1
Grand Cormoran	<i>Phalacrocorax carbo</i>	31	926 000	1
Vanneau huppé	<i>Vanellus vanellus</i>	31	3 820 000	1
Grand Corbeau	<i>Corvus corax</i>	29	1 720 000	1
Huîtrier pie	<i>Haematopus ostralegus</i>	28	598 000	1
Martinet à ventre blanc	<i>Tachymarptis melba</i>	27	960 000	1
Pipit rousseline	<i>Anthus campestris</i>	24	2 980 000	1
Goéland leucophée	<i>Larus michahellis</i>	23	947 000	1
Eider à duvet	<i>Somateria mollissima</i>	18	1 410 000	1
Fauvette pitchou	<i>Sylvia undata</i>	18	1 750 000	1
Gallinule poule-d'eau	<i>Gallinula chloropus</i>	18	2 150 000	1
Courlis cendré	<i>Numenius arquata</i>	14	470 000	1
Grand Tétras	<i>Tetrao urogallus</i>	14	2 110 000	1
Chouette hulotte	<i>Strix aluco</i>	13	1 520 000	1
Sarcelle d'hiver	<i>Anas crecca</i>	12	1 240 000	1
Râle d'eau	<i>Rallus aquaticus</i>	10	438 000	1
Bernache nonnette	<i>Branta leucopsis</i>	9	939 000	1

Nom vernaculaire	Nom latin	Nombre de cas de mortalité recensés en Europe (Dürr, 09/08/2023)	Nombre d'individus nicheurs en Europe (BirdLife 2021, estimation la plus fiable)	Niveau de sensibilité (collision)
Pouillot ibérique	<i>Phylloscopus ibericus</i>	9	1 190 000	1
Pic vert	<i>Picus viridis</i>	9	1 560 000	1
Locustelle tachetée	<i>Locustella naevia</i>	9	1 660 000	1
Pipit maritime	<i>Anthus petrosus</i>	8	433 000	1
Oie des moissons	<i>Anser fabalis</i>	8	534 000	1
Chevalier gambette	<i>Tringa totanus</i>	8	596 000	1
Aigrette garzette	<i>Egretta garzetta</i>	7	146 000	1
Hibou des marais	<i>Asio flammea</i>	7	215 000	1
Hirondelle de rochers	<i>Ptyonoprogne rupestris</i>	7	562 000	1
Canard siffleur	<i>Mareca penelope</i>	7	574 000	1
Canard chipeau	<i>Anas strepera</i>	6	202 000	1
Coucou geai	<i>Clamator glandarius</i>	6	301 000	1
Butor étoilé	<i>Botaurus stellaris</i>	5	174 000	1
Pie-grièche grise	<i>Lanius excubitor</i>	5	175 000	1
Fauvette à lunettes	<i>Sylvia conspicillata</i>	5	535 000	1
Grèbe huppé	<i>Podiceps cristatus</i>	5	903 000	1
Barge à queue noire	<i>Limosa limosa</i>	4	300 000	1
Fauvette orphée	<i>Sylvia hortensis</i>	4	349 000	1
Tournepieuvre à collier	<i>Arenaria interpres</i>	3	61 400	1
Crave à bec rouge	<i>Pyrrhocorax pyrrhocorax</i>	3	120 000	1
Canard souchet	<i>Anas clypeata</i>	3	339 000	1
Fuligule milouin	<i>Aythya ferina</i>	3	500 000	1
Mouette pygmée	<i>Larus minutus</i>	2	88 900	1
Monticole de roche	<i>Monticola saxatilis</i>	2	310 000	1
Glaréole à collier	<i>Glareola pratincola</i>	1	23 800	1
Pélican blanc	<i>Pelecanus onocrotalus</i>	1	27 400	1
Fuligule nyroca	<i>Aythya nyroca</i>	1	28 600	1
Spatule blanche	<i>Platalea leucorodia</i>	1	29 000	1
Guignard d'Eurasie	<i>Charadrius morinellus</i>	1	31 300	1
Goéland d'Audouin	<i>Ichthyaetus audouinii</i>	1	36 300	1
Bernache du Canada	<i>Branta canadensis</i>	1	44 700	1
Gravelot à collier interrompu	<i>Charadrius alexandrinus</i>	1	46 600	1
Bécassine sourde	<i>Lymnocryptes minimus</i>	1	51 100	1
Macreuse noire	<i>Melanitta nigra</i>	1	56 500	1
Nette rousse	<i>Netta rufina</i>	1	82 000	1
Pluvier argenté	<i>Pluvialis squatarola</i>	1	95 100	1
Grande Aigrette	<i>Casmerodius albus</i>	1	102 000	1
Plongeon catmarin	<i>Gavia stellata</i>	1	115 000	1
Fuligule milouinan	<i>Aythya marila</i>	1	128 000	1
Bihoreau gris	<i>Nycticorax nycticorax</i>	1	137 000	1
Faucon kobelz	<i>Falco vespertinus</i>	1	140 000	1
Echasse blanche	<i>Himantopus himantopus</i>	1	158 000	1
Harle huppé	<i>Mergus serrator</i>	1	198 000	1
Harle huppé	<i>Mergus serrator</i>	1	198 000	1

Annexe 7 : Cas de collision avec des chiroptères recensés en France et en Europe au 9 août 2023 (d'après Dürr, 2023)

Espèces	Europe	France
Pipistrelle commune	3 401	1 931
Pipistrelle de Nathusius	1 792	415
Noctule commune	1 765	269
Chiroptère sp.	1 123	465
Pipistrelle sp.	864	421
Noctule de Leisler	813	243
Pipistrelle de Kuhl	661	411
Pipistrelle pygmée	494	199
Pipistrelle commune / pygmée	412	40
Vespère de Savi	346	59
Sérotine bicolore	218	11
Sérotine commune	165	72
Sérotine Isabelline	120	0
Sérotine commune / Isabelline	115	0
Molosse de Cestoni	85	3
Sérotine de Nilsson	45	0
Grande Noctule	41	10
Noctule sp.	26	5
Minioptère de Schreibers	14	8
Murin de Daubenton	12	2
Oreillard gris	11	2
Murin sp.	10	1
Grand Murin	9	5
Oreillard roux	9	1
Murin à moustaches	8	4
Barbastelle d'Europe	8	6
Petit Murin	7	1
Murin de Natterer	6	3
Murin à oreilles échancrées	5	3
Murin des marais	3	0
Murin de Bechstein	2	2
Murin de Brandt	2	0
Grand Rhinolophe	2	1
Oreillard sp.	1	1
Rhinolophe de Mehely	1	0
Rhinolophe sp.	1	0

Annexe 8 : Notes de risque chiroptères

Nom vernaculaire	Nom scientifique	Statuts de protection	Statuts Listes rouges (IUCN)			Note de risque
			Directive Habitats	Monde	Europe	France
Rhinolophe de Mehely**	<i>Rhinolophus mehelyi</i>	Annexe II & IV	VU	VU	CR = 5	3*
Minioptère de Schreibers	<i>Miniopterus schreibersii</i>	Annexe II & IV	NT	NT	VU = 4	3*
Murin de Capaccini	<i>Myotis capaccinii</i>	Annexe II & IV	VU	VU	NT = 3	1,5
Rhinolophe euryale	<i>Rhinolophus euryale</i>	Annexe II & IV	NT	VU	LC = 2	1
Grand Rhinolophe	<i>Rhinolophus</i>	Annexe II & IV	LC	NT	LC = 2	1,5*
Murin de Bechstein	<i>Myotis bechsteinii</i>	Annexe II & IV	NT	VU	NT = 3	2*
Petit Murin	<i>Myotis blythii</i>	Annexe II & IV	LC	NT	NT = 3	2*
Noctule de Leisler	<i>Nyctalus leisleri</i>	Annexe IV	LC	LC	NT = 3	3,5
Noctule commune	<i>Nyctalus noctula</i>	Annexe IV	LC	LC	VU = 4	4
Pipistrelle de Nathusius	<i>Pipistrellus nathusii</i>	Annexe IV	LC	LC	NT = 3	3,5
Petit Rhinolophe	<i>Rhinolophus hipposideros</i>	Annexe II & IV	LC	NT	LC = 2	1
Molosse de Cestoni	<i>Tadarida teniotis</i>	Annexe IV	LC	LC	NT = 3	3
Barbastelle d'Europe	<i>Barbastella barbastellus</i>	Annexe II & IV	NT	VU	LC = 2	1,5*
Sérotine de Nilsson	<i>Eptesicus nilssonii</i>	Annexe IV	LC	LC	DD = 1	1,5
Sérotine commune	<i>Eptesicus serotinus</i>	Annexe IV	LC	LC	NT = 3	3
Vespère de Savi	<i>Hypsugo savii</i>	Annexe IV	LC	LC	LC = 2	2,5
Murin d'Alcatheo	<i>Myotis alcatheo</i>	Annexe IV	DD	DD	LC = 2	1
Murin de Brandt	<i>Myotis brandtii</i>	Annexe IV	LC	LC	LC = 2	1,5
Murin de Daubenton	<i>Myotis daubentonii</i>	Annexe IV	LC	LC	LC = 2	2
Murin à oreilles échancrées	<i>Myotis emarginatus</i>	Annexe II & IV	LC	LC	LC = 2	1,5*
Grand Murin	<i>Myotis myotis</i>	Annexe II & IV	LC	LC	LC = 2	1,5*
Murin à moustaches	<i>Myotis mystacinus</i>	Annexe IV	LC	LC	LC = 2	1,5
Murin de Natterer	<i>Myotis nattereri</i>	Annexe IV	LC	LC	LC = 2	1,5
Pipistrelle de Kuhl	<i>Pipistrellus kuhlii</i>	Annexe IV	LC	LC	LC = 2	3
Pipistrelle commune	<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	Annexe IV	LC	LC	NT = 3	3,5
Pipistrelle pygmée	<i>Pipistrellus pygmaeus</i>	Annexe IV	LC	LC	LC = 2	2,5
Oreillard roux	<i>Plecotus auritus</i>	Annexe IV	LC	LC	LC = 2	1,5
Oreillard gris	<i>Plecotus austriacus</i>	Annexe IV	LC	LC	LC = 2	2
Murin d'Escalera	<i>Myotis escalerae</i>	NE	NE	/	VU = 4	2*
Grande Noctule	<i>Nyctalus lasiopterus</i>	Annexe IV	NT	DD	VU = 4	3*
Oreillard montagnard	<i>Plecotus macrobullaris</i>	Annexe IV	LC	NT	VU = 4	2
Sérotine bicolore	<i>Vesptilio murinus</i>	Annexe IV	LC	LC	DD = 1	2
Murin des marais**	<i>Myotis dasycneme</i>	Annexe II & IV	NT	NT	EN=5	3*

DD : Données insuffisantes ; LC : Préoccupation mineure ; NT : Quasi menacée ; VU : Vulnérable ; EN : En danger ; CR : En danger critique d'extinction ; NA : Non applicable

* Arrêté du 23 avril 2007 fixant la liste des mammifères terrestres protégés sur l'ensemble du territoire et les modalités de leur protection

** Espèce faisant partie de la liste des vertébrés protégés menacés d'extinction et dont l'aire de répartition excède le territoire d'un département (Arrêté du 9 juillet 1999)

Note calculée par ENCIS sur la base de la SFEPM 2015 avec la mise à jour de la mortalité de DURR : mise à jour le 30/08/2023

* : surclassement possible localement pour les espèces forestières si implantation en forêt, et les espèces fortement grégaires (proximité d'importantes nurseries ou de sites d'hibernation majeurs)

Annexe 9 : Surfaces prospectées par éolienne et par sortie lors du suivi de la mortalité

Sortie	Date	Surface prospectée / éolienne (m ²)			
		1	2	3	Total
1	16/04/2024	7 015	7 508	6 122	20 645
2	22/04/2024	7 015	7 508	6 122	20 645
3	02/05/2024	7 015	5 418	4 969	17 402
4	10/05/2024	10 081	5 382	4 969	20 432
5	13/05/2024	10 081	5 382	5 473	20 936
6	22/05/2024	9 974	5 382	4 310	19 666
7	29/05/2024	9 974	5 382	4 310	19 666
8	07/06/2024	9 974	5 382	5 619	20 975
9	11/06/2024	9 974	5 382	5 619	20 975
10	17/06/2024	9 974	5 382	5 619	20 975
11	24/06/2024	9 974	5 382	5 619	20 975
12	01/07/2024	9 974	5 382	5 619	20 975
13	08/04/2024	9 974	5 382	5 619	20 975
14	17/07/2024	9 974	5 382	5 619	20 975
15	25/07/2024	1 525	4 661	1 499	7 685
16	30/07/2024	1 910	5 627	2 119	9 656
17	06/08/2024	1 910	5 627	2 119	9 656
18	07/08/2024	1 910	5 627	2 119	9 656
19	19/08/2024	1 910	5 627	2 119	9 656
20	29/08/2024	1 910	5 627	2 119	9 656
21	04/09/2024	1 910	5 627	2 119	9 656
22	12/09/2024	1 910	5 627	2 119	9 656
23	19/09/2024	0	5 627	2 119	7 746
24	27/09/2024	1 910	5 627	2 119	9 656
25	03/10/2024	1 910	5 627	2 119	9 656
26	17/10/2024	2 841	5 627	4 969	13 437
27	23/10/2024	2 841	5 627	4 969	13 437
28	29/10/2024	2 841	5 627	4 969	13 437
Moyenne sur l'ensemble du suivi		5 650	5 623	4 043	15 317
Proportion (%)		39,24	39,05	28,08	35,45