

*Evaluation des impacts résiduels cumulés des éoliennes du
Jura vaudois et des régions limitrophes sur la faune ailée¹*

Annexe B

Effets cumulés des éoliennes du Jura vaudois et des régions limitrophes sur l'avifaune et les chiroptères, Korner-Nievergelt et al.

¹ Disponible sur www.vd.ch/etudes-eolien

Effets cumulés des éoliennes du Jura vaudois et des régions limitrophes sur l'avifaune et les chiroptères

Risque de collisions et de perte d'habitat pour quelques espèces d'oiseaux et de chiroptères

Fränzi Korner-Nievergelt
Christophe Brossard
Roger Filliger
Jérôme Gremaud
Alain Lugon
Olivier Mermoud
Michael Schaub
Samuel Wechsler



vogelwarte.ch



Haute école
spécialisée bernoise



L'Azuré
Etudes en écologie appliquée

atelier11a
Jérôme Gremaud
biologiste

Impressum

Effets cumulés des éoliennes du Jura vaudois et des régions limitrophes sur l'avifaune et les chiroptères: risque de collisions et de perte d'habitat pour quelques espèces d'oiseaux et de chiroptères

Rapport à l'intention de canton Vaud.

Auteurs

Fränzi Korner-Nievergelt (Schweizerische Vogelwarte, Sempach [SOS]), Christophe Brossard (Centre de coordination ouest pour l'étude et la protection des chauves-souris, Suisse [CCO]), Roger Filliger (Haute école spécialisée bernoise, Institut d'analyse des risques et valeurs extrêmes [I-REX]), Jérôme Gremaud (Atelier11a), Alain Lugon (L'Azuré), Olivier Mermoud (Haute école spécialisée bernoise, Institut d'analyse des risques et valeurs extrêmes [I-REX]), Michael Schaub (Schweizerische Vogelwarte, Sempach [SOS]), Samuel Wechsler (Schweizerische Vogelwarte, Sempach [SOS]).

Collaboration

Nadine Apolloni (SOS), Janine Aschwanden (SOS), Thierry Bohnenstengel (CCO), Fabio Bontadina (SWILD), Isabelle Kaiser (SOS), Pius Korner (SOS), Michael Lanz (SOS), Pascal Moeschler (CCO), Pierre Mollet (SOS), Hans Schmid (SOS), Reto Spaar (SOS)

Traduction

Henri-Daniel Wibaut (Lausanne), Antoine Sierro (Leuk), Nadine Apolloni (SOS)

Photos (page de titre)

Milan royal: Marcel Burkhardt (SOS), Gütsch Andermatt: Daniela Heynen (SOS), Pipistrelle commune: www.fledermausschutz.ch.

Citation recommandée

Korner-Nievergelt, F., C. Brossard, R. Filliger, J. Gremaud, A. Lugon, O. Mermoud, M. Schaub & S. Wechsler (2016): Effets cumulés des éoliennes du Jura vaudois sur l'avifaune et les chiroptères: risque de collisions et de perte d'habitat pour quelques espèces d'oiseaux et de chiroptères. Station ornithologique suisse, Sempach.

Contact

Fränzi Korner-Nievergelt, Station ornithologique suisse, Seerose 1, 6204 Sempach

Tél.: 041 462 97 00, Fax: 041 462 97 10, fraenzi.korner@vogelwarte.ch

© 2016, Station ornithologique suisse

Sans discussion préalable avec le canton de Vaud et la Station ornithologique suisse, ce rapport ne peut être reproduit même partiellement

Contenu

Résumé	7
1. Contexte général et cadre de l'étude	17
1.1 Contexte	17
1.2 Effet des éoliennes sur la faune ailée	18
1.3 Effets cumulés et mesures de mitigation	19
1.4 Objectifs de l'étude	20
1.5 Choix des espèces et du périmètre d'étude	21
1.6 Utilité et limites de l'étude	22
2. Méthodologie	23
2.1 Processus général	23
2.2 Collisions	25
2.2.1 Le modèle	25
2.2.2 Carte des nids	25
2.2.3 Modèles de type A	25
2.2.4 Modèles de type B	26
2.3 Perte d'habitat	26
2.3.1 Distances d'évitement	26
2.4 Modèle de population	27
2.4.1 Modèle matriciel	27
3. Milan royal	31
3.1 Répartition et taille de la population	32
3.1.1 Données et méthodes	32
3.1.2 Résultats	33
3.1.3 Estimation de la population et répartition: discussion	35
3.2 Estimation du nombre de collisions	36
3.2.1 Méthode et choix des paramètres	36
3.2.2 Résultats	42
3.2.3 Discussion du modèle de collision	43
3.3 Estimation de la mortalité supportable avec le modèle de populations simple	44
3.3.1 Paramètres démographiques	44
3.3.2 Résultats	47
3.3.3 Discussion du modèle de population	49
3.4 Estimation de la mortalité supportable avec le modèle de population spatialement explicite	49
3.4.1 Méthodes	49
3.4.2 Résultats	52
3.4.3 Discussion des modèles de population	54
3.5 Effets attendus sur la population de Milan royal	54

3.6	Synthèse des mesures	55
3.7	Synthèse et recommandations pour le Milan royal	56
4.	Grand Tétras	58
4.1	Répartition et estimation de la population	59
4.1.1	Données et méthodes	59
4.1.2	Résultats	60
4.2	Estimation du nombre de collisions	60
4.2.1	Méthode et choix des paramètres	60
4.2.2	Résultats	64
4.2.3	Discussion du modèle de collisions	65
4.3	Modèle de perte d'habitat	66
4.3.1	Paramètres	66
4.3.2	Résultats	67
4.3.3	Discussion du modèle de perte d'habitat	68
4.4	Modèle de population	68
4.4.1	Paramètres démographique	68
4.4.2	Résultats	72
4.4.3	Discussion du modèle de population	75
4.5	Effets attendus sur la population de Grand Tétras	75
4.6	Synthèse des mesures	76
4.7	Synthèse et recommandations pour le Grand Tétras	77
5.	Bécasse des bois	80
5.1	Carte de densité et estimation de la population	81
5.1.1	Données et méthodes	81
5.1.2	Résultats et discussion	81
5.2	Modèle de collisions	81
5.2.1	Méthode et choix des paramètres	81
5.2.2	Résultats	82
5.3	Modèle de perte d'habitat	82
5.3.1	Méthode	82
5.3.2	Résultats	83
5.3.3	Discussion du modèle de perte d'habitat	84
5.4	Modèle de population	85
5.4.1	Paramètres démographiques	85
5.4.2	Résultats	87
5.4.3	Discussion du modèle de population	89
5.5	Effets attendus sur la population de Bécasse des bois	90
5.6	Synthèse des mesures	90
5.7	Synthèse et recommandations pour la Bécasse des bois	91
6.	Hibou grand-duc	92
6.1	Carte de densité et estimation de population	92
6.1.1	Données et méthodes	92
6.1.2	Résultats et discussion	93

6.2 Collisions	93
6.2.1 Méthode et choix des paramètres	93
6.2.2 Résultats et discussion	95
6.3 Modèle de population	97
6.3.1 Paramètres démographiques	97
6.3.2 Résultats	100
6.3.3 Discussion du modèle de population	101
6.4 Effets attendus sur la population de Hibou grand-duc	101
6.5 Synthèse des mesures	102
6.6 Synthèse et recommandations pour le Hibou grand-duc	103
7. Alouette lulu	104
7.1 Estimation de la population et cartes de densité	104
7.1.1 Données et méthodes	104
7.1.2 Résultats	105
7.2 Collisions et perte d'habitat	107
7.2.1 Méthode et choix des paramètres	107
7.2.2 Résultats	109
7.2.3 Discussion du modèle	110
7.3 Modèle de population	111
7.3.1 Paramètres démographique	111
7.3.2 Résultats	115
7.3.3 Discussion du modèle de population	116
7.4 Effet attendus sur la population d'Alouette lulu	116
7.5 Synthèse des mesures	117
7.6 Synthèse et recommandation pour l'Alouette lulu	118
8. Chauve-souris	119
8.1 Collisions	119
8.1.1 Principes	119
8.1.2 Données de base	119
8.1.3 Méthodologie pour la mortalité	120
8.1.4 Méthodologie pour l'influence probable du schéma prédéfini d'interruption	121
8.1.5 Résultats et discussion: mortalité de toutes les espèces	121
<i>Données et méthode</i>	121
<i>Résultats</i>	123
8.1.6 Résultats et discussion : influence du schéma prédéfini d'interruption	127
<i>Données et méthodes</i>	127
<i>Résultats</i>	129
8.2 Pipistrelle commune	130
8.2.1 Densité et taille de population	130
8.2.2 Collisions	131
<i>Données et méthode</i>	131
<i>Résultats</i>	131
<i>Discussion</i>	133

<i>Synthèse</i>	134
8.2.3 Influence du schéma prédéfini d'interruption	135
<i>Données et méthode</i>	135
<i>Résultats</i>	135
8.2.4 Modèle de population	135
<i>Paramètres démographiques</i>	135
<i>Résultats et discussion</i>	138
8.2.5 Effet attendus des collisions sur la population des pipistrelles communes	139
8.2.6 Synthèse des mesures	140
8.2.7 Synthèse et recommandations pour la pipistrelle commune	142
8.3 Sérotine commune	142
8.3.1 Estimation de la population	142
8.3.2 Collisions	143
<i>Données et méthode</i>	143
<i>Résultats</i>	144
8.3.3 Influence du schéma prédéfini d'interruption	145
<i>Données et méthode</i>	145
<i>Résultats</i>	145
8.3.4 Modèle de populations	145
<i>Paramètres démographiques</i>	145
<i>Résultats et discussion</i>	146
8.3.5 Effet attendus des collisions sur la population des sérotines communes	147
8.3.6 Synthèse des mesures	147
8.3.7 Synthèse et recommandations pour la sérotine commune	147
8.4 Espèce curieuse	148
9. Bibliographie	149
10. Annexes	160
10.1 Cartes d'habitats utilisées pour estimer le risque de collision du Milan royal	160
10.2 Sensibilité du modèle de population par rapport à la capacité chez le Milan royal	161
10.3 Sensibilité du modèle de population en relation de la variance de la probabilité de survie des jeunes chez le Milan royal	162
10.4 Sensibilité du modèle de population pour le Milan royal en relation avec la distribution altitudinale supposée	162
10.5 Hiérarchisation des parcs en relation avec le risque de collision pour le Milan royal	163
10.6 Paramètres de modèle de collision 3d pour le Grand Tétras	164
10.7 Sensibilité du modèle de population Grand Tétras par rapport à la capacité <i>K</i>	165
10.8 Sensibilité du modèle de population de la Bécasse des bois à la capacité <i>K</i>	165
10.9 Sensibilité du modèle de la population de Hibou grand-duc face à l'acceptation de la capacité <i>K</i>	166

10.10	Sensibilité du modèle de population de l'Alouette lulu en fonction de la densité du nombre de jeunes	166
10.11	Risque de collision de la Pipistrelle commune – première approche	166
10.11.1	Méthode et choix des paramètres	167
10.11.2	Resultats	174
10.11.3	Discussion du modèle de visites	175
10.11.4	Limites conceptuelles du modèle de collision	178
10.11.5	Discussion des résultats du modèle de collision	178
10.12	Risque de collision de la Sérotine commune – premier approche	178
10.13	Contribution d'experts	179

Résumé

Objectif

Nous avons étudié l'influence cumulée des 145 éoliennes, réparties sur 13 sites, planifiées dans le Jura vaudois sur les populations de certaines espèces d'oiseaux menacées et sensibles aux collisions, aux perturbations et/ou à la perte d'habitat (Milan royal, Grand tétras, Hibou grand-duc, Bécasse des bois, Alouette lulu), ainsi que sur deux chiroptères (Pipistrelle commune, Sérotine commune), sans tenir compte des effets potentiels de l'infrastructure et des dérangements. Les éoliennes peuvent porter atteinte à la faune ailée non seulement en provoquant des collisions directes, mais également en entraînant un effet d'abandon de l'habitat, à cause de dérangements liés à l'exploitation des éoliennes et par un accès facilité à des sites jusqu'à présents largement épargnés par l'activité humaine. Dans la mesure du possible, des recommandations portant sur les sites et d'autres concernant des études nécessaires supplémentaires pour l'évaluation des effets ont été formulées pour toutes les espèces en se basant sur les résultats.

Méthodes

Cette étude a été réalisée à l'aide de modèles de simulations stochastiques pour lesquels les paramètres provenaient soit de la littérature soit d'avis d'experts des espèces étudiées. Pour toutes les espèces sauf pour la Bécasse des bois, les nombres de collisions attendues ont été calculés; pour le Grand tétras, la Bécasse des bois et l'Alouette lulu, la disparition de l'habitat a été quantifiée. A l'aide de modèles démographiques de populations, nous avons pu estimer l'influence des éoliennes sur le taux de croissance des populations des espèces choisies.

Limites de l'étude

Le potentiel impact des infrastructures inhérentes aux parcs éoliens et les dérangements occasionnés par la réalisation des projets éoliens n'ont pas été considérés dans le cadre de cette étude. Cependant, pour les espèces étudiées, ces effets sont également notables.

Les modèles appliqués étaient différents selon les espèces analysées, ce qui est à mettre sur le compte du niveau de connaissance inégal. Tous les modèles se basaient sur de nombreuses hypothèses; ainsi, ils ne représentent pas la réalité, mais sont adaptés pour esquisser une estimation grossière. Plusieurs simplifications ont dû être réalisées par manque d'information, les lacunes dans les connaissances étant particulièrement élevées chez les deux espèces de chauves-souris.

Résultats

- Le taux de croissance de chaque espèce est diminué par les collisions attendues et par la disparition de l'habitat. En se basant sur des modèles de populations spécifiques pour chaque espèce, nous concluons que les espèces étudiées ne peuvent pas compenser la mortalité supplémentaire. La diminution des taux de croissance de toutes les espèces étudiées sont des estimations minimales car les effets additionnels du dérangement et de l'infrastructure n'ont pas été examinés dans les modèles.
- Chez le **Milan royal**, dont les effectifs en Suisse et dans le Jura vaudois sont actuellement en augmentation, les collisions attendues entraînent certes une diminution du taux de croissance, mais la population peut toutefois continuer à croître. Toutefois, cette affirmation ne se base que sur les collisions advenues pendant la saison de reproduction (85 jours).
- Chez les espèces à la présence localisée comme le **Grand tétras**, l'**Alouette lulu** et le **Hibou grand-duc**, les collisions attendues et la disparition de l'habitat conduisent à une diminution de la population. Pour éviter ou diminuer cet impact négatif, la mesure la plus importante est le choix adéquat des sites d'implantation du parc éolien. Pour éviter de porter atteinte à ces espèces, en particulier au grand tétras, nous conseillons de renoncer à certains sites.

- La population de **Bécasses des bois** diminue actuellement en Suisse. Cette tendance à la baisse va se renforcer à cause des éoliennes planifiées. L'habitat potentiel de la Bécasse des bois doit par conséquent être épargné par les éoliennes. Par manque de données de base, il ne nous a pas été possible de calculer le risque de collision de la Bécasse des bois.
- Les nombres de collisions attendues chez les deux espèces de **chauves-souris** sont élevés. Comme les connaissances sur leur distribution, leurs effectifs et leur évolution s'avèrent lacunaires, il n'est pas possible d'estimer si les collisions sont significatives pour l'évolution de leurs populations. Les modèles de collisions montrent que le nombre de collisions peut être massivement réduit, si, durant la nuit, les installations fonctionnent seulement à partir d'une vitesse du vent supérieure 6.5 ms^{-1} .

Les mesures d'évitement (renoncements, distances) ont priorité par rapport aux mesures de réduction (algorithm d'arrêtes, managements d'habitat et autres). Les compensations doivent être appliquées en dernier ressort et ne peuvent justifier la poursuite d'un projet qui aurait des effets jugés inacceptables sur des populations d'espèces sensibles.

Conclusions générales

L'analyse montre que la totalité des éoliennes prévues sur la zone d'étude est passible d'avoir des effets négatifs importants sur l'évolution des populations de toutes les espèces étudiées du fait de perte d'habitat ou de collisions. Les impacts négatifs réels seront très probablement plus importants que ceux dépeints dans l'étude, parce que celle-ci n'a pas pu prendre en compte la totalité des mécanismes responsables de ces influences négatives. Pour diminuer ces effets négatifs, certains parcs ou certaines éoliennes planifiés ne devraient pas être réalisées et les sites d'installation des éoliennes devraient être examinés de nouveau avec soin. Cette étude ne remplace pas l'étude d'impact sur l'environnement de chaque site. Nous recommandons que les espèces analysées ici soient considérées dans les études d'impact.

Points principaux par espèce

Milan royal

- Le Milan royal est considéré comme potentiellement menacé (NT) sur la liste rouge de l'UICN et ses populations sont en recul au niveau mondial. Au contraire des populations d'Espagne, de France et d'Allemagne, les effectifs ont augmenté en Suisse ces dernières années. De plus, une partie considérable de la population mondiale hiverne dans notre pays. La Suisse porte ainsi une responsabilité importante pour l'espèce. Pour ne pas suivre l'évolution globale négative, la population du Jura devrait continuer de produire un excédent d'individus, dont le niveau ne peut être chiffré.
- Le Milan royal est sensible aux collisions avec les éoliennes. L'objectif de cette étude est d'estimer l'effet des éoliennes planifiées dans le périmètre d'étude sur la population de Milan royal.
- Le comportement de vol et les autres paramètres de vol pendant la période de nidification sont bien connus. Le taux de collision pendant la période de nidification (85 jours) a été estimé à l'aide d'une modélisation. L'effet de ce taux de collisions sur l'évolution des populations a ensuite été estimé.
- Il n'a pas été tenu compte dans le modèle du taux de collision en dehors de ces 85 jours (période de nidification), parce que les connaissances au sujet des paramètres de vol en dehors de la période de nidification sont insuffisantes.
- Les collisions prédites par les modèles pendant la période de nidification vont freiner la croissance de la population.
- La population croît actuellement si fort dans le périmètre d'étude que, malgré la mortalité additionnelle due aux collisions estimées pour la période de nidification, la tendance positive se maintient encore.
- Il n'est toutefois pas possible de savoir comment la tendance évoluerait si le modèle prenait en compte les collisions sur l'ensemble de la saison (aussi pendant la migration et l'hivernage).
- Les résultats ne peuvent être appliqués à d'autres régions car ils dépendent de la tendance évolutive de la population.
- Le modèle de collisions permet une hiérarchisation des différents parcs éoliens planifiés. Le modèle ne permet pas toutefois une prédiction au niveau des turbines prises isolément; cela dépend de la distance entre chaque éolienne et les nids, pour lesquels il n'existe pas de données précises.
- Certaines mesures de réduction des impacts s'avèrent efficaces, mais les possibilités de mesures de compensations sont très limitées. La carte des conflits potentiels de la Station ornithologique suisse recommande le maintien d'une distance minimale de 5 km entre les éoliennes et les dortoirs hivernaux de Milans royaux. Pour des dortoirs regroupant plus de 100 oiseaux, de plus grandes distances pourraient être nécessaires. Nous recommandons à ce sujet d'étudier l'utilisation de l'espace par les Milans royaux hivernants pour pouvoir fixer une distance minimale.

Grand Tétras

- A peu d'exceptions près, les effectifs du Grand Tétras ont suivi une tendance négative ces 50 dernières années en Europe centrale. Son aire de répartition s'est fortement réduite et l'espèce a même disparu en maints endroits. L'évolution défavorable de la structure forestière et les dérangements d'origine humaine sont considérés comme les principales causes de ce déclin.
- En Suisse, les populations principales se trouvent dans le Jura occidental, dans le centre et l'est du versant nord des Alpes ainsi que dans les Alpes centrales orientales. Dans le Jura occidental et dans l'est du versant nord des Alpes, le nombre d'individus a probablement augmenté depuis 2001. Malgré cela, les populations sont partout si faibles que l'espèce ne pourra survivre à long terme que si tous ses habitats importants sont préservés de dérangements supplémentaires et de nouvelles infrastructures.
- La Confédération a publié un plan d'action pour la conservation du Grand Tétras en Suisse. Dans le cadre de ce plan, la Confédération et les cantons fournissent les moyens permettant de mettre en œuvre les mesures de conservation. Celles-ci semblent avoir du succès dans le Jura occidental. En raison de l'estimation des tailles minimales de populations capables de survivre (minimal viable population, Grimm et Storch 2000) et selon l'estimation actuelle de la population, nous devons conclure que les populations de Grands Tétras du Jura occidental ne pourront se maintenir que si toute la région située au sud-ouest du col du Mollendruz reste ou redevient habitable pour cette espèce sensible aux dérangements. Cela signifie que la construction de nouvelles infrastructures et de routes d'accès est très problématique. La survie des quelques populations isolées au nord-est du col du Mollendruz en dépend également.
- Nous avons évalué les parcs éoliens planifiés, pour savoir où les collisions avec des Grands Tétras étaient à craindre et quelle était la surface d'habitat directement touchée par l'effet d'effarouchement des pales d'éoliennes. En raison de l'absence d'informations suffisantes, les autres impacts potentiellement négatifs des éoliennes n'ont pas pu être considérés. Ceux-ci comprennent les dérangements causés par la fragmentation, la construction et l'exploitation de l'installation ainsi que par la création des voies d'accès et leur utilisation ultérieure. A l'aide d'un modèle de population, nous avons finalement estimé l'influence de la mortalité due aux collisions et de la perte d'habitat due à l'effet d'effarouchement sur l'évolution des effectifs. Là non plus, les effets indirects décrits ci-dessus ne sont pas pris en compte.
- Notre modélisation montre que des collisions auront lieu dans trois parcs éoliens prévus. Nous prévoyons la plupart des collisions dans le parc éolien EolJoux, qui se situerait entre les deux plus grandes populations contiguës de Grands Tétras dans le Jura et à proximité des deux plus grands sites de parade nuptiale.
- Sur la base de notre modèle, le nombre total de collisions dans ces trois parcs éoliens est estimé en moyenne à 0,58 collisions par an, ce qui correspond à 0,2 % de la population. La perte cumulée de l'habitat en raison de l'effet d'effarouchement des turbines s'établit à 9,7 %. Elle couvre tous les habitats de 1^{re} et de 2^e priorité dans un rayon de 750 m en moyenne (pondération diminuant de façon linéaire de 500 à 1000 m) autour des éoliennes. La perte des zones actuellement habitées par le Grands Tétras (1^{re} priorité) se monte à 1,7 % (surface)–4,1 % (nombre de femelles) de la population. Dans la zone 1^{re} priorité, la mortalité directe estimée et la perte d'habitat due à l'effet d'effarouchement des turbines provoquent une diminution du taux de croissance démographique d'au moins 0,1–0,2 % (de 0,998 à 0,996–0,997).
- Cet effet est considéré comme trop optimiste parce que le modèle de population ignore

- que la population est actuellement fragmentée et le pourrait encore davantage par les parcs éoliens prévus. En tenant compte de la fragmentation, on peut s'attendre à un impact encore plus négatif sur le développement de la population.
 - que la construction et l'exploitation des éoliennes ainsi que l'utilisation ultérieure des voies d'accès vont provoquer des dérangements, ce qui aura un effet négatif supplémentaire sur la population.
 - la structure sociale de la population (par exemple places de parade). Il est à craindre que les dérangements sur les places de parade conduisent à la perturbation du système social, ce qui a un effet négatif sur la population. Il n'y a pas de recherches scientifiques sur ce thème, car aucune expérience ne peut être menée sur les places de parade des espèces sensibles.
- Le Grand Tétras a besoin de grandes zones non perturbées, contiguës et disposant d'un habitat favorable. Dans le Jura suisse, l'espèce ne trouve ces habitats qu'au sud-ouest du col du Mollendruz, région où vit la partie la plus grande et la plus importante de la population du Grand Tétras. La construction d'un parc éolien entre les populations des deux côtés de la Vallée de Joux est très défavorable pour la survie de la population jurassienne du Grand Tétras parce qu'il porte atteinte aux habitats optimaux, est situé juste à côté des deux places de parade traditionnelles les plus grandes du Jura entier et met en danger l'échange des individus entre la Haute Chaîne et le Risoux.
 - Si des parcs d'éoliennes critiques pour le Grand Tétras seront réalisés, il faut attendre des effets négatifs pour la population. La compensation est très difficile et même impossible pour certains sites, en particulier si des places de parade traditionnelles sont touchées et en ce qui concerne des collisions.

En fin de compte, chaque parc éolien et chaque éolienne à l'intérieur d'un parc doit être évalué individuellement en fonction de son impact.

Bécasse des bois

- La population de Bécasses des bois de la chaîne jurassienne a diminué ces dernières décennies et n'occupe plus aujourd'hui que les forêts les plus favorables au-dessus de 1100 m d'altitude. Au niveau suisse, la Bécasse des bois est une espèce prioritaire pour une conservation ciblée (Keller et al. 2010, OFEV 2011) et fait partie de la sélection d'espèces d'importance nationale potentiellement menacées par les éoliennes définie par la Station ornithologique suisse (Horch et al. 2013).
 - Sur mandat du canton de Vaud, nous avons évalué les parcs éoliens planifiés, pour savoir où les collisions avec des Bécasse des bois étaient à craindre et quelle était la surface d'habitat directement touchée par l'effet d'effarouchement des pales d'éoliennes. En raison de l'absence d'informations modélisables, nous avons renoncé à considérer d'autres impacts potentiellement négatifs des éoliennes dans le modèle. Ceux-ci comprennent les dérangements causés par la construction et l'exploitation de l'installation ainsi que par la création des voies d'accès et leur utilisation ultérieure.
- En raison de l'insuffisance des données relatives au nombre d'individus et au comportement de vol, il n'a pas été possible d'établir un modèle de collision. Des collisions de Bécasse des bois avec des éoliennes sont documentées. Il faut s'attendre à ce que des collisions se produisent quand les éoliennes se trouvent dans des secteurs utilisés par la Bécasse des bois.
- Avec l'approche globale, la perte d'habitat attendue est de 2,4 % (3,5 % de la surface d'habitat favorable du Canton de Vaud) lorsqu'on considère l'habitat entre 200 et 500 m de distance des éoliennes comme perdu et de 7,2 % (10,6 % de la surface d'habitat favorable du Canton de Vaud) pour une distance entre 500 et 1000 m. L'approche locale donne des valeurs légèrement plus élevées pour la partie suisse du périmètre d'étude, avec une perte de 6,9 % des mâles (modèle 200–500 m) et 11,8 % (modèle 500–1000 m). Un phénomène d'évitement dû aux éoliennes a été rapporté par Dorka et al. (2014) sur les aires de croule; ce comportement d'évitement est également suspecté par rapport aux aires de gagnage et aux zones de reproduction à proprement parler, mais n'est pas connu pour l'instant.
- En raison de l'état critique des populations de Bécasse des bois, la mortalité additionnelle induite par des collisions et la perte d'habitat a une forte influence négative sur la population.
- La population de Bécasses des bois dans le Jura sera fortement affectée par les éoliennes installées dans leur habitat, tant par suite de perte d'habitat que de mortalité directe vraisemblable (collisions). Des mesures d'évitement comme le déplacement des éoliennes qui portent le plus préjudice à l'espèce, notamment celles situées à proximité immédiate des aires de croule, doivent être envisagées pour espérer conserver l'espèce. Actuellement, aucune mesure de compensation efficace (p.e. mesures de revitalisation des habitats) n'est connue pour la Bécasse des bois (Mollet 2014).
- Le taux de croissance de la population de Bécasse des bois est déjà considéré comme négatif en l'état actuel, soit un taux de 0,98. En y ajoutant une perte d'habitat comprise entre 2,4 et 7,2 % dans le canton de Vaud, qui réduit la capacité du milieu proportionnellement, le taux de croissance pourrait encore baisser. Comme le taux de croissance actuel est déjà inférieur à 1, la population de Bécasses des bois ne peut tolérer ni mortalité additionnelle ni perte d'habitat. Pour cette raison, les études d'impact sur l'environnement dans le cadre d'éoliennes en projet doivent prendre en compte l'impact de celles-ci sur la Bécasse des bois.

Hibou grand-duc

- Le Hibou grand-duc appartient à la Liste Rouge des oiseaux nicheurs de Suisse, où il est classé comme menacé (EN) et il est une des 50 espèces du Programme de conservation des espèces prioritaires. Ses effectifs nicheurs sont faibles en Suisse (<150 couples), mais actuellement en légère augmentation (taux de croissance de 1,015).
- Une des causes de mortalité les plus fréquentes chez le Hibou grand-duc sont les collisions avec des éléments artificiels, avant tout les lignes électriques, les trains, les véhicules ainsi que les électrocutions. Les collisions avec les éoliennes ont été constatées plusieurs fois (36 cas connus en Europe).
- Le modèle de population développé ici part du principe que la population de Hibou grand-duc augmente actuellement. Il prédit que la population s'effondre si la mortalité augmente de plus de 2,5 %. Avec une taille de population de 11 couples dans la région d'étude, cela correspondrait à ~0,5 collision d'oiseaux nicheurs par année.
- Une modélisation des collisions a été développée sur la base d'avis d'experts. Il prédit qu'en moyenne 1,18 collisions d'adultes nicheurs auraient lieu chaque année si toutes les éoliennes planifiées sont construites. Ceci conduirait à une diminution de la population.
- Le nombre absolu de collisions prédites par ce modèle doit toutefois être considéré avec précaution vu l'impossibilité de le calibrer; la hiérarchisation des parcs reste toutefois valable. Les collisions sont distribuées très différemment sur les éoliennes isolées – certains parcs ne posent pas de problème au Hibou grand-duc, tandis que d'autres sont responsables de la plupart des collisions.
- En Suisse, le Hibou grand-duc a des exigences spécifiques pour son site de nidification – les sites potentiels sont par conséquent rares, ils sont souvent utilisés pendant des années et lors de la mort du couple (ou d'un partenaire), ils sont immédiatement réoccupés par un nouveau couple (ou partenaire).
- Le choix du site pour l'implantation d'éoliennes s'avère le facteur le plus important pour éviter une influence négative de l'utilisation des éoliennes sur la population de Hibou grand-duc.
- A côté de la distance entre les éoliennes et le site de reproduction, la topographie et l'habitat ont une influence sur le risque de collision. Pour le choix du site d'implantation des éoliennes, il semble que l'application de règles strictes d'espacement ne soit pas suffisante. Pour toutes les installations à proximité de sites de reproduction de Hibou grand-duc, une évaluation par un expert local du Hibou grand-duc permet de clarifier la situation.

Alouette lulu

- L'Alouette lulu est considérée comme vulnérable (VU) sur la liste rouge des oiseaux menacés en Suisse et est une espèce prioritaire pour une conservation ciblée (Keller et al. 2010, OFEV 2011). Le Swiss bird index (SBI), qui s'appuie sur des données de toute la Suisse, indique une tendance légèrement positive pour l'espèce (1,01), mais ses populations dans le Jura ont fortement diminué durant les deux dernières décennies.
- Les éoliennes ont un impact sur l'Alouette lulu principalement par la perte et la modification de son habitat. Par son comportement de vol, elle est de plus exposée à un fort risque de collision.
- La population jurassienne de l'Alouette lulu dans la zone d'étude est comprise entre 25 et 70 territoires (moyenne 40). Une partie de ces territoires ne sont pas occupés chaque année et le nombre de couples nicheurs est inférieur au nombre de territoires connus.
- L'objectif de cette étude est d'estimer l'effet des éoliennes planifiées dans le périmètre d'étude sur la population d'Alouette lulu.
- Le comportement de vol pendant la période de nidification est plus ou moins connu. Le taux de collision et la perte d'habitat pendant la période de nidification ont été estimés à l'aide d'un modèle simple de distance. L'effet de ce taux de collisions et de la perte d'habitat sur l'évolution des populations a ensuite été estimé.
- Il n'a pas été tenu compte dans le modèle du taux de collision en dehors de la période de nidification, notamment en migration et pendant l'hivernage, parce que les connaissances au sujet des paramètres en dehors de la période de nidification sont insuffisantes.
- Le taux de collision et la perte d'habitat prédit par les modèles pendant la période de nidification vont faire diminuer la population (taux de croissance inférieur à 1).
- Les modèles de collisions et de perte d'habitat permettent une hiérarchisation des différents parcs éoliens planifiés, au niveau des éoliennes. Plusieurs éoliennes au sein de 3 projets de parcs sont proches des territoires d'Alouette lulu connus et présentent donc des risques.
- Des mesures d'évitement telles que l'éloignement des éoliennes à plus de 500 m des zones de nidification pourraient être efficaces pour diminuer l'impact des éoliennes sur l'espèce.
- Les possibilités de mesures de compensations efficaces sont très limitées. Il s'avère très difficile de recréer ou reconstituer un habitat à Alouette lulu.

Chauve-souris

- Toutes les espèces de chauves-souris de Suisse sont protégées. Les chauves-souris sont en général des espèces longévives; elles réagissent ainsi de manière particulièrement sensible à de petits changements du taux de survie. Comme les chauves-souris sont des victimes fréquentes des éoliennes, il faut s'attendre à ce que les éoliennes aient un effet négatif majeur sur les populations de chauves-souris.
- Nous avons essayé ici d'estimer quels effets auront les éoliennes planifiées dans le Jura vaudois sur les populations de pipistrelle commune et de Sérotine commune.
- Malheureusement, les connaissances sur la répartition, les effectifs, la démographie et le risque de collision des deux espèces s'avèrent rudimentaires. C'est pourquoi nos arguments reposent sur les données de la littérature et sur l'avis d'experts.
- Les collisions attendues chez la Pipistrelle commune ont un effet négatif sur la population. C'est particulièrement marqué si les échanges entre populations (dispersion) sont faibles.
- Les collisions attendues conduisent à une forte diminution de la Sérotine commune.
- Le nombre de collisions diminue fortement chez les deux espèces, si un algorithme d'arrêt ($6,5 \text{ ms}^{-1}$) est utilisé. La réduction s'avère si marquée que seuls des effets négatifs mineurs peuvent être attendus chez la Pipistrelle commune. Il semble que chez la Sérotine commune l'arrêt ne suffise pas à empêcher la population de diminuer. Des algorithmes d'arrêt plus efficaces et adaptés au Jura devraient être développés et utilisés.
- Afin de pouvoir faire des affirmations fiables dans le futur, les connaissances sur les chauves-souris doivent être améliorées. Ceci concerne divers aspects, comme la distribution, les effectifs, et la démographie.

1. Contexte général et cadre de l'étude

1.1 Contexte

La Confédération et les cantons souhaitent promouvoir une production d'électricité durable au moyen de l'énergie éolienne et planifient à cet effet la construction d'un grand nombre d'éoliennes. Bien que les éoliennes produisent une électricité renouvelable, elles peuvent avoir une incidence négative sur la faune et la flore, de même que sur le paysage. Les conséquences négatives pour la flore et la faune s'expliquent par les modifications de l'habitat, les dérangements et la mortalité directe liée aux collisions avec les rotors. Une bonne planification des sites d'installation de parcs éoliens s'avère donc indispensable, en vue de réduire les effets négatifs autant que possible.

Dans le canton de Vaud, plusieurs projets de parcs éoliens sont à l'étude. Ils prévoient de manière générale l'installation d'éoliennes de dernière génération, d'une puissance nominale égale ou supérieure à 3 MW, soit des éoliennes avec une hauteur au moyeu de 100 à 150 m, pour une hauteur totale de 140 à 200 m. A cet égard, le canton aimerait élaborer des bases de décision. L'une d'entre elles consiste à évaluer dans quelle mesure les collisions et les pertes d'habitat provoquées par les éoliennes chez les oiseaux et les chauves-souris exercent une influence négative sur leurs effectifs. Tel est l'objectif premier de la présente étude.

La Station ornithologique (SOS) a donc été chargée de calculer, à l'aide de modèles de population, l'effet de la mortalité additionnelle sur les populations de Milan royal, de Grand Tétrás, d'Alouette lulu, de Bécasse des bois, de Grand Duc d'Europe, de Pipistrelle commune et de Sérotine commune. L'institut d'analyse des risques et valeurs extrêmes de la Haute école spécialisée bernoise (I-REX) a été mandaté pour évaluer le nombre de collisions prévisible. Une comparaison des résultats a pour but de révéler si les parcs éoliens envisagés auront pour effet une croissance négative de leur population. Le canton a également chargé les bureaux Atelier11a et L'Azuré de quantifier la perte d'habitat pour la Bécasse des bois, l'Alouette lulu et le Grand Tétrás, car il est à prévoir que ces espèces soient davantage concernées par la perte d'habitat que par des collisions. De plus, des mesures d'évitement, de réduction et de compensation sont formulées pour chacune des espèces. Ces mesures sont décrites de manière générale pour donner des pistes, mais ne sont pas spécifiques pour les sites. Des mesures spécifiques sont proposées dans un rapport séparé (Atelier11a et L'Azuré).

Pour apprécier les conséquences de l'industrie éolienne sur les populations d'oiseaux et de chauves-souris, il est essentiel de prendre en considération non pas l'effet d'une installation isolée, mais l'effet cumulé de l'ensemble des parcs éoliens. L'influence d'une seule éolienne ou d'un seul parc peut s'avérer mineure, alors que la somme des influences de plusieurs parcs peut avoir une incidence négative sur une population. On ne peut le déterminer qu'en considérant l'effet cumulé de toutes les installations (Schaub 2012, Bellebaum et al. 2013, Erickson et al. 2014, Bastos et al. 2015). La présente étude évalue par conséquent dans quelle mesure les populations d'espèces d'oiseaux et de chauves-souris sélectionnées seraient influencées par des collisions (mortalité directe) et des pertes d'habitat, si la totalité des éoliennes prévues dans le périmètre d'étude étaient construites. A l'heure actuelle, il n'y a encore aucune éolienne dans le périmètre d'étude, et nul ne sait combien d'éoliennes seront effectivement réalisées.

Ne sont pas intégrés dans cette étude les dérangements induits par les éoliennes (fréquentation accrue des sites liée à l'aménagement de chemins d'accès), l'impact de la construction des turbines, l'impact de l'infrastructure autour des turbines, l'impact sur les oiseaux hors de la période de nidification, ni l'impact sur les oiseaux et chauves-souris migrateurs ou hivernants.

La présente étude n'est pas censée remplacer les expertises environnementales spécifiques des divers projets, car elle a pour but d'examiner les effets globaux cumulés. Il résulte de cette approche cumulative que l'étude se fonde souvent sur des valeurs moyennes et des extrapolations, au détriment des nuances locales.

1.2 Effet des éoliennes sur la faune ailée

Malgré leur faible emprise au sol, les installations éoliennes peuvent mettre certains groupes faunistiques en danger; de nombreuses études ont mis en évidence des problèmes possibles pour les oiseaux et les chauves-souris, mais les incidences spécifiques sur chaque espèce particulière sont encore peu connues.

L'impact direct le plus documenté est la **collision entre les oiseaux ou les chauves-souris et les pales des éoliennes**. On sait également que ces groupes peuvent être victimes de lésions mortelles suite à l'aspiration dans la dépression engendrée par une éolienne (barotraumatismes). Le risque de collision concerne les chauves-souris et les oiseaux migrateurs, mais également les espèces reproductrices lors de déplacements, de la recherche de nourriture ou de comportements nuptiaux.

Le nombre de collisions varie selon les espèces, le type et l'emplacement des éoliennes, mais il peut être compris le plus souvent entre 0 et plus de 100 collisions (p.e. Traxler et al. 2005) par éolienne et par année pour les oiseaux, avec une moyenne estimée à 8,2 (Zimmerling et al. 2013). Ces chiffres concernent essentiellement les oiseaux migrateurs. Pour les chauves-souris, le nombre de collisions rapportées varie entre 0 et 69 par éolienne et par année (Rydell et al. 2010, Brinkmann et al. 2011) avec une moyenne estimée à 8,2 pour la Suisse (intervalle compris entre 4,9 et 11,4; Leuzinger et al. 2008).

Les éoliennes et les infrastructures qui leur sont liées peuvent réduire la valeur d'un habitat pour une espèce donnée et entraîner un **effet d'abandon**. Diverses études attestent que les oiseaux utilisent moins les zones équipées d'éoliennes que celles qui n'en possèdent pas et peuvent même les désertir complètement (Steinborn et al. 2011, Horch et al. 2013a). Dans les zones ouvertes, cela concerne surtout les oiseaux qui évitent les structures verticales parce que les éoliennes provoquent des situations de stress (bruit, mouvement des hélices, influence de leur ombre, effet de barrière) qui entraînent un éloignement ou un abandon des secteurs proches des mâts. Ainsi, l'implantation d'éoliennes dans une zone de milieux ouverts réduit l'offre en sites de nidification, de repos ou de recherche de nourriture. Aucune étude à long terme n'est encore disponible sur la cause et l'effet précis de ce facteur d'évitement, et certains résultats sont encore controversés, notamment par rapport aux distances d'évitement, qui peuvent varier de quelques dizaines de mètres à plusieurs kilomètres (Steinborn et al. 2011, Dorka et al. 2014, Winder et al. 2015). De tels effets sont aussi attendus pour des espèces forestières.

La construction et l'exploitation d'éoliennes exigent en général que les voies d'accès soient construites ou améliorées. Celles-ci peuvent aussi être utilisées après la construction, ce qui peut conduire à augmenter les dérangements à cause de la présence humaine. Ces dérangements secondaires n'ont pas été considérés dans nos modélisations.

Les gallinacés et la bécasse des bois semblent particulièrement sensibles à cette problématique et des effets négatifs liés aux dérangements ont été documentés à plusieurs reprises (Stadler et al. 2008, Thiel et al. 2007, Schnidrig et al. 2003, Mollet 2002, Dorka et al. 2014).

La présente étude tient compte du risque de collision pendant la période de nidification et de la perte d'habitat sur les populations reproductrices d'une sélection d'espèces. Elle ne tient pas compte du risque de collision en dehors de la période de nidification, de la fragmentation due aux éoliennes et du dérangement humain.

1.3 Effets cumulés et mesures de mitigation

Les mesures de mitigation comprennent les mesures d'évitement, de réduction et de compensation (PricewaterhouseCoopers 2010, Peste et al. 2015). Selon la Loi fédérale sur la protection de l'environnement (LPE), toutes les installations doivent être compatibles avec les dispositions légales en matière d'environnement. L'étude d'impact sur l'environnement (EIE) doit fournir des renseignements sur l'état initial, estimer les impacts attendus, et proposer des mesures susceptibles de réduire ces impacts à un niveau acceptable. L'EIE permet donc au final de déterminer si le droit de l'environnement applicable est respecté.

Selon l'ordonnance fédérale relative à l'étude de l'impact sur l'environnement du 19 octobre 1988 (OEIE), les installations éoliennes d'une puissance installée de plus de 5 MW sont soumises à étude d'impact sur l'environnement.

L'art 13, al. 1 de l'ordonnance relative à l'étude de l'impact sur l'environnement (OEIE) exige que les services de l'Etat examinent, à la lumière des directives qu'ils ont édictées, si les indications contenues dans le rapport d'impact sur l'environnement (RIE) sont complètes et exactes. Le canton de Vaud a édicté des directives en la matière (Vaud 2013) qui fixent des exigences minimales quant aux études à mener sur les oiseaux et les chauves-souris.

La Direction générale de l'environnement (DGE) s'assure que l'impact des projets éoliens déposés dans le canton de Vaud sur les oiseaux et les chauves-souris soit réduit ou compensé par des mesures qui le rendent compatible avec la législation en vigueur, notamment l'art. 18 de la Loi sur la protection de la nature (LPN). La présente étude vise à déterminer l'ampleur des effets cumulés sur différentes espèces d'oiseaux et de chauves-souris. Nous rappelons ici que ce rapport n'est pas une EIE.

Mesure d'évitement

La loi demande en priorité d'éviter un préjudice aux espèces et aux milieux naturels dignes de protection. Cela nécessite parfois de renoncer au projet ou à l'emplacement prévu par le projet. Dans le cas de projets éoliens, cette phase s'applique surtout au moment de la planification pour éviter d'implanter des projets ou des éoliennes dans des zones abritant des espèces sensibles. Elle concerne également la planification des infrastructures liées aux éoliennes (routes d'accès, acheminement électrique, etc.). Cette étude permettra d'identifier, pour certaines espèces, les parcs et/ou les éoliennes les plus problématiques.

Mesures de réduction

Si la décision de principe aboutit à qualifier d'inévitable le projet sous la forme et à l'emplacement prévu malgré la présence d'espèces sensibles, il faut examiner la possibilité de mettre en place des mesures de limitation. Dans le cadre de projets éoliens, cela concerne la disposition des éoliennes (déplacement de certaines machines problématiques) ou leur mise à l'arrêt sous certaines conditions (conditions météorologiques particulières et/ou densité migratoire forte).

Des mesures de réduction avec des systèmes d'arrêt automatiques sont proposées depuis peu pour les éoliennes:

- **Algorithme d'arrêt:** Ce système concerne en premier lieu les chauves-souris pour lesquelles les collisions interviennent essentiellement quand la vitesse de vent est faible et que les éoliennes produisent peu (Brinkmann et al. 2011). En arrêtant les éoliennes pendant les principales phases d'activité des chauves-souris, la perte de production est, selon les sites, relativement faible et permet de diminuer fortement la mortalité (Baerwald et al. 2009). Les conditions d'arrêt peuvent être définies soit sur la base des données d'activité des chauves-souris, de vent et de mortalité enregistrées durant les premières années d'exploitation, soit sur la base d'un

modèle prédéfini. Dans ses directives (Vaud 2013), le canton de Vaud propose un algorithme d'arrêt prédéfini avec un arrêt des machines la nuit de mars à octobre si la vitesse du vent est inférieure à 6,5 m/s, si la température dépasse 5°C et en absence de pluie continue.

- **Systèmes d'arrêts automatiques couplés à de la détection:** ces systèmes concernent essentiellement les oiseaux et nécessitent l'installation d'un radar ou d'un système de détection visuelle qui implique l'arrêt des rotors des éoliennes 1) pour éviter une collision prédite entre un oiseau et une machine (grands rapaces par exemple) ou 2) pour éviter des collisions possibles basées sur la quantité d'oiseaux dans l'espace aérien commun avec les éoliennes (passereaux migrateurs). Des systèmes, mesurant au moyen de radar la densité d'oiseaux et arrêtant les éoliennes lors de densités d'oiseaux élevées, sont développés. Ils n'ont pas encore été mis en œuvre et leur efficacité est encore à tester (par ex. Aschwanden et al. 2015). Les systèmes sont en train d'être développés pour la protection d'oiseaux isolés.

Mesures de compensation

S'il s'avère que malgré les mesures de réduction il subsiste un impact résiduel, il faut prévoir des mesures de compensation. Ces mesures sont spécifiques à chaque espèce et doivent s'appliquer à la population concernée en premier lieu, mais ne pas se trouver trop près des éoliennes pour ne pas engendrer de nouveaux risques de collisions. Ces différents types de mesures peuvent être combinés si nécessaire.

Cette hiérarchie des mesures implique que les mesures d'évitement ont priorité par rapport aux mesures de compensation qui doivent être appliquées en dernier ressort et ne peuvent justifier la poursuite d'un projet qui aurait des effets jugés inacceptables sur des populations d'espèces sensibles (PricewaterhouseCoopers 2010, BBOP 2012).

Les projets soumis à EIE doivent prouver que les impacts après compensation sont acceptables. Les mesures concernant les espèces restent toutefois difficiles à quantifier en termes d'effets: il est ainsi difficile de relier directement une mesure de compensation comme par exemple la revitalisation d'un habitat à Grand-Tétràs à un nombre d'oiseaux «reconstitué» par cette mesure. Au vu de la connaissance lacunaire de l'écologie et des populations de certaines espèces d'oiseaux et de chauves-souris, il est difficile de proposer des mesures efficaces à même d'assurer l'effet escompté sur les populations. Il faut compter en biologie avec une certaine incertitude liée à ce genre de mesures. Il est ainsi extrêmement important d'assurer un suivi de l'efficacité après la mise en place des mesures pour adapter l'exploitation le cas échéant.

1.4 Objectifs de l'étude

La présente étude vise les objectifs suivants:

- 1) Développer un outil qui permette d'évaluer le risque d'effets cumulés pour un choix d'espèces d'oiseaux et de chauves-souris; cet outil s'appuie sur la dynamique des populations, le risque de collision et le risque de perte d'habitat, en considérant l'ensemble des parcs planifiés dans le périmètre d'étude
- 2) Hiérarchiser l'impact des parcs et des turbines, en développant des modèles prédictifs permettant d'identifier quels sont les parcs les plus problématiques pour les espèces considérées; pour certaines espèces, une prédiction à l'échelle des éoliennes a pu être réalisée
- 3) Proposer des mesures correctives générales

Le risque de collision a pu être analysé à l'échelle des parcs pour les différentes espèces d'oiseaux étudiées. Par contre, nous sommes restés à l'échelle du périmètre d'étude pour les chauves-souris, le modèle de collision ne permettant pas de descendre au niveau des parcs

1.5 Choix des espèces et du périmètre d'étude

Le choix des espèces et du périmètre d'étude a été défini conjointement par la Station ornithologique suisse (Michael Schaub), I-REX (Olivier Mermoud), le Centre de coordination ouest pour l'étude et la protection des chauves-souris (CCO, Pascal Moeschler), les organisations de défense de la nature et de l'environnement (François Turrian) et le canton de Vaud (Nadia Christinet, Patrick Patthey), et ce avant la soumission des offres. La sélection des espèces d'oiseaux et de chauves-souris à étudier reposait sur les critères suivants: l'espèce sélectionnée devait être une espèce prioritaire pour la protection de la nature et donc présenter un potentiel élevé de conflit avec les éoliennes. L'appréciation de ce potentiel se fondait sur la carte des potentiels de conflit (Horch et al. 2013b) et les listes d'espèces victimes de collisions avec des éoliennes (Langgemach and Dürr 2014). Seules ont été intégrées des espèces pour lesquelles on pensait disposer de données suffisantes pour permettre cette étude. L'application de ces critères a abouti à la liste suivante (Tabl. 1): Milan royal (*Milvus milvus*), Alouette lulu (*Lullula arborea*), Grand Tétrás (*Tetrao urogallus*), Grand Duc (*Bubo bubo*), Bécasse des bois (*Scolopax rusticola*), Pipistrelle commune (*Pipistrellus pipistrellus*) et Sérotine commune (*Eptesicus serotinus*). Il était aussi prévu de modéliser une chauve-souris curieuse pour analyser à quel point un comportement curieux contribuait aux collisions. Pour des raisons diverses, ça n'a finalement pas été fait (voir 8.4.).

La délimitation du périmètre d'étude a dû tenir compte de plusieurs aspects. L'étude a en effet pour but de déterminer si les *populations* des espèces sélectionnées risquent de diminuer par suite d'éventuelles collisions et de pertes d'habitat. La littérature spécialisée n'offre toutefois aucune définition suffisamment valide d'une population, permettant une délimitation claire (Begon et al. 1991). Cette délimitation est particulièrement difficile pour les espèces dont la présence est plus ou moins continue. C'est pourquoi nous avons tenu compte des considérations suivantes. Nous voulions nous assurer qu'un grand nombre d'individus vivant dans le périmètre défini y seraient encore présents après la dispersion des juvéniles. Cela garantirait que les populations ne soient pas tributaires d'immigrants, si ce n'est dans une faible mesure. Comme la dispersion des individus peut toutefois s'étendre sur des centaines de kilomètres, un périmètre d'étude respectant scrupuleusement ce critère serait tellement vaste qu'il ne permettrait plus de formuler des énoncés raisonnables. Afin de tenir compte du cumul des effets, en particulier pour les espèces migratrices, il faudrait prendre en considération toutes les éoliennes européennes. Nous avons donc défini le périmètre d'étude dans un rayon de 10 km autour des sites éoliens. Cette distance correspond à peu près à la distance moyenne de dispersion des Milans royaux, espèce la plus exigeante en matière d'espace parmi les espèces sélectionnées. Ont été pris en compte les sites des projets éoliens prévus dans le secteur vaudois du Jura ainsi que les projets limitrophes situés dans le canton de Neuchâtel et en France voisine. Ces 10 km sont plus vastes que les zones utilisées par toutes les espèces étudiées pour la recherche de nourriture. Pour certaines espèces, des périmètres plus petits ont été définis sur la base de leur biologie et des données disponibles (Tabl. 1).

Le périmètre d'étude couvre une surface d'un peu plus de 2000 km² et est centré sur la chaîne jurassienne, entre Saint-Cergue au sud-ouest et les Ponts-de-Martel au nord-est. 145 éoliennes au total y sont projetées: 98 dans le canton de Vaud (10 projets), 35 dans le canton de Neuchâtel (2 projets) et 12 en France (1 zone d'étude). Les projets sont à différents stades d'avancement, des études de faisabilité à l'enquête publique. Au cours de la présente étude, les données concernant les emplacements et le nombre d'éoliennes a évolué. Par conséquent, les calculs pour le milan royal, prenant plus de temps, ont été effectués avec 32 éoliennes supplémentaires dans la zone d'étude française (version 3, du 13 juillet 2015). Pour toutes les autres espèces, la version 6 de la localisation des éoliennes du 11 juillet 2016 a été utilisée.

Tabl. 1. Vue d'ensemble des analyses effectuées, du périmètre d'étude et des informations concernant les sites éoliens, pour chacune des espèces étudiées.

Espèce	Modèle de population	Modèle de population spatial	Modèle de collision	Perte d'habitat	Périmètre
Milan royal	x	Version 3	Version 3		périmètre d'étude
Grand-Tétras	x		Version 6	Version 6	périmètre d'étude
Alouette lulu	x		Version 6	Version 6	partie suisse du périmètre d'étude voir chapitre 7.1.1
Bécasse des bois	x		Données insuffisantes	Version 6	périmètre d'étude (modèle de population uniquement pour la partie suisse du périmètre)
Grand Duc	x		Version 6		périmètre d'étude
Pipistrelle commune	x		x		périmètre d'étude et polygone avec radius de 3 km autour les éoliennes
Sérotine commune	x		x		périmètre d'étude et polygone avec radius de 3 km autour les éoliennes

Les recommandations sont émises au niveau du périmètre d'étude et des parcs individuels pour les cinq espèces d'oiseaux considérées. Pour les chauves-souris, les modèles utilisés ne nous permettent pas de hiérarchiser les impacts cumulés au niveau des parcs, seule une approche à l'échelle du périmètre d'étude s'est révélée pertinente

1.6 Utilité et limites de l'étude

La présente étude se base sur une sélection d'espèces dans un périmètre limité. Elle considère les espèces durant leur période de reproduction uniquement et ne tient pas compte des autres périodes de leur cycle de vie. Les espèces peuvent donc être soumises à une mortalité additionnelle due aux éoliennes sur leur trajet dispersion, migratoire ou dans leurs lieux d'hivernage sans que le modèle en tienne compte.

Les modèles proposés sont dépendants de nombreux paramètres dont il faut fixer des valeurs, ce qui entraîne des incertitudes. Les paramètres démographiques et les distances de risque pour les collisions et la perte d'habitat ont été extrapolés à partir des études disponibles. Peu d'études traitent toutefois à l'heure actuelle de l'effet de perte d'habitat, et les distances utilisées dans le cadre de cette étude ont été fixées essentiellement sur la base d'avis d'experts. Des tests de sensibilité ont été effectués en faisant varier ces paramètres afin de déterminer l'influence du choix des paramètres sur les modèles. Enfin, les populations sont soumises à une stochasticité démographique (Stephens and Sutherland 1999). Dans les modèles, nous avons pris en compte une partie (cf. ci-après) et non la totalité des stochasticités naturelles. Si la population diminue, plusieurs facteurs peuvent expliquer qu'à la fois le taux de reproduction et la survie régressent. Nos modèles ne prennent en compte aucun de ces effets et ne conviennent donc pas pour l'évaluation du risque d'extinction. Nous ne considérons que les effets de la mortalité additionnelle pendant la période nidification et de la perte d'habitat sur le taux de croissance.

Un modèle propose une image de la réalité mais il n'est pas la réalité; il permet d'en déduire une généralisation et de formuler des prévisions pour les populations au sein de la zone d'étude, mais ne

permet pas d'apporter des réponses locales au niveau de chaque projet éolien. Il est donc important d'interpréter les résultats de cette étude avec toutes les précautions d'usage, en tenant compte des limites méthodologiques et des lacunes en matière de connaissances concernant l'effet des éoliennes sur la faune ailée. Enfin, les modèles appréhendent l'effet cumulé de l'ensemble des parcs sur les espèces considérées et ne tiennent pas compte de la mise en œuvre progressive des parcs. Ce point important devra être affiné dans une approche ultérieure.

Nous nous sommes efforcés de décrire les modèles utilisés avec un maximum de précision et de justifier les paramètres sous-jacents, de façon à assurer la transparence et le fondement scientifique de la méthodologie utilisée. Comme tous les modèles, ceux que nous avons conçus ne reproduisent pas la réalité; ils permettent des énoncés de probabilité basés sur des hypothèses simplificatrices. Le gros avantage de modèles formulés explicitement par rapport aux avis d'experts réside cependant dans le fait que les hypothèses sont clairement décrites et que les limites des énoncés formulées par les modèles sont bien définies. Les valeurs paramétriques choisies sont un autre aspect important de ces modèles stochastiques.

Les prévisions des modèles de population reposent sur l'hypothèse que les valeurs paramétriques démographiques utilisées correspondent à la situation actuelle et que les conditions (habitabilité, disponibilité de la nourriture, dérangements, causes de mortalité et conditions météorologiques, p. ex.) demeureront identiques à l'avenir. Rien ne garantit donc que les scénarios prédits se produisent effectivement. Néanmoins, les modèles permettent d'apprécier la vulnérabilité d'une population, en intégrant diverses informations provenant d'études démographiques menées dans des zones comparables.

2. Méthodologie

2.1 Processus général

Pour l'ensemble des espèces, nous avons établi un modèle de population qui reflète la situation actuelle de la population dans le périmètre d'étude (Fig. 1). Les paramètres démographiques (taux de survie, productivité, âge lors de la première reproduction) appliqués dans ce modèle proviennent de la littérature spécialisée, et nous les avons complétés, le cas échéant, par des avis d'expert. Nous avons ajouté dans ce modèle la mortalité additionnelle liée aux collisions avec des éoliennes et, pour l'Alouette lulu, le Grand Tétrás et la Bécasse des bois, la perte d'habitat, afin d'étudier l'évolution de la dynamique démographique.

Exception faite de la Bécasse des bois, nous avons élaboré des modèles de collision spécifiques afin d'évaluer le nombre de collisions qu'il fallait prévoir par an et par éolienne. Ces modèles s'appuient sur des cartes de densité et de répartition, ainsi que sur le savoir disponible au sujet du comportement de vol des espèces étudiées. Les paramètres de description du comportement de vol sont issus de la littérature scientifique, complétés le cas échéant par des avis d'expert. Pour 3 espèces (Grand Tétrás, Alouette lulu, Bécasse des bois) présentant sans doute une forte sensibilité à la perte d'habitat liée aux éoliennes, cette perte a été quantifiée (Tabl. 1).

Finalement, il est ainsi possible de comparer la dynamique actuelle de population avec une dynamique modélisée après construction des parcs éoliens selon qu'intervienne le risque de collision, de perte d'habitat ou une combinaison de ces deux facteurs selon les espèces. Le modèle de population intègre un paramètre K décrivant la capacité du milieu ainsi qu'un paramètre q décrivant la mortalité additionnelle liée aux collisions. Ces paramètres sont respectivement calculés par le modèle de perte d'habitat et le modèle de collision.

Concernant le Milan royal, le modèle de population et le modèle de collision ont été combinés dans un modèle de population spatialement explicite, simulant les itinéraires individuels de tous les Milans royaux (naissance, mort, nombre de descendants).

La Fig. 1 présente le schéma général d'analyse avec les paramètres q (mortalité additionnelle) et K (capacité du milieu) issus des modèles de collision et de perte d'habitat, ensuite utilisés dans le modèle de population.

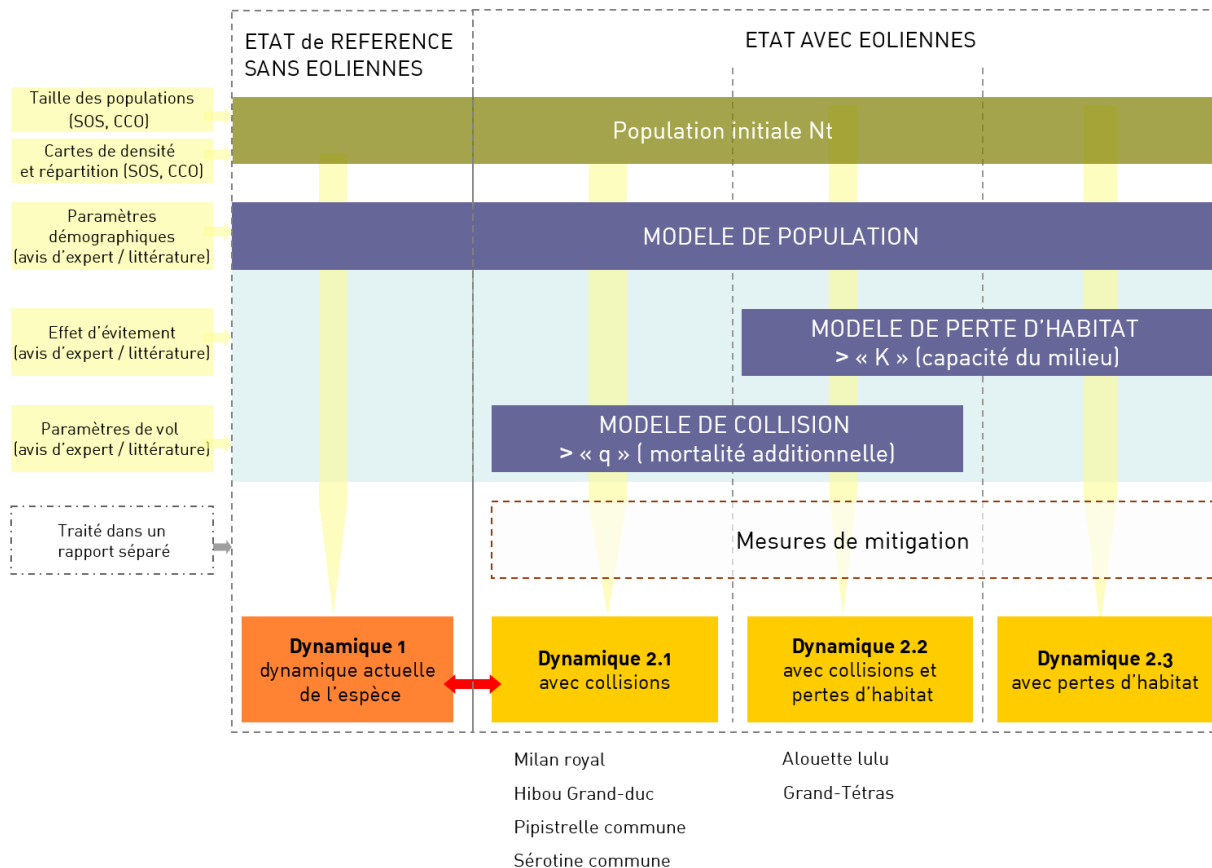


Fig. 1. Schéma général de déroulement des analyses.

Les divers modèles stochastiques constituent ainsi la base de tous les énoncés contenus dans le présent rapport. L'utilisation de modèles stochastiques s'impose, car nous souhaitons formuler des énoncés relatifs à l'évolution future des populations et devons prendre en considération le fait que l'environnement ne présente aucune constance temporelle et spatiale et que les paramètres sous-jacents ne sont pas parfaitement connus (erreurs de mesure). Comme bon nombre de ces valeurs paramétriques sont inconnues pour les populations modélisées au sein du périmètre d'étude, il a fallu les rechercher dans d'autres études. A cet égard, nous avons procédé selon les usages scientifiques. Nous avons recherché ces valeurs dans les publications scientifiques, afin de nous assurer qu'elles avaient bien été relevées selon des critères scientifiques. Ces valeurs ont subi un contrôle de qualité. Dans les cas où aucun paramètre ne pouvait être trouvé dans des publications scientifiques, nous avons recouru à des avis d'expert. Nous avons soumis à des analyses de sensibilité les valeurs paramétriques qui reposaient selon nous sur des informations incertaines, afin d'évaluer l'influence que diverses hypothèses liées à ces paramètres pouvaient exercer sur les résultats.

2.2 Collisions

2.2.1 Le modèle

L'estimation du risque de collision nécessite des modèles distincts pour les différentes espèces. Néanmoins il est possible de regrouper les modèles proposés en deux classes: une première classe de modèles qui fait intervenir l'emplacement des nids (dans le cas des espèces d'oiseaux) ou des gîtes et colonies (dans le cas des chauve-souris) et le comportement balistique de l'espèce, que l'on appellera la classe A, et une deuxième classe qui fait intervenir exclusivement l'emplacement des nids, que l'on appellera classe B. Pour certaines espèces dont l'emplacement des nids est difficile à déterminer (en particulier l'Alouette lulu), la carte des nids correspond plus précisément à une carte des territoires. Par souci de simplification, la notion de «nid» utilisée dans les modèles décrit un nid ou un territoire pour une espèce d'oiseau, et un gîte ou une colonie pour une espèce de chauve-souris.

2.2.2 Carte des nids

Les deux classes de modèles ont ceci en commun qu'elles nécessitent de connaître la localisation des nids de l'espèce considérée. Pour la pipistrelle, les emplacements des gîtes et colonies sont bien documentés dans une partie du périmètre d'étude, et obtenus par extrapolation dans l'autre partie. La «carte de nid» est dans ce cas admise comme étant connue et fixe.

Par contre, pour les autres espèces, les emplacements exacts des nids ne sont pas connus, et peuvent de toute manière varier d'une année à l'autre. L'information sur la localisation des nids est donnée sous la forme de cartes de densité au km², qui sont les cartes de densité utilisées pour l'estimation des populations. Dans un tel cas, il est nécessaire de générer des cartes de nids en se basant sur ces cartes de densité. Afin de pouvoir reproduire en moyenne les densités données au km², et de pouvoir effectuer les simulations de manière suffisamment précise, ces cartes de nids ont une résolution à l'hectare.

Pour chaque espèce considérée, plusieurs cartes sont ainsi générées de manière aléatoire d'après une distribution de probabilité donnée par les densités observées, permettant de reproduire ainsi la variabilité naturelle des emplacements exacts de nids. En effectuant des simulations basées sur ces différentes cartes de nids, on obtiendra des résultats tenant compte de la variabilité géographique des emplacements, dans le sens où la densité moyenne des différentes cartes tirées reproduira statistiquement les densités observées de nids au km².

2.2.3 Modèles de type A

Les modèles de type A sont basés sur le modèle de Band (Band et al. 2007) et sont adaptés pour prendre en compte des incertitudes de manière similaire à (Masden et al. 2015). Ils consistent à représenter de manière abstraite les oiseaux ou chauve-souris de l'espèce considérée comme des «mobiles» se déplaçant dans l'espace selon des lois appelées à reproduire statistiquement des grandeurs de références connues, telles que le rayon d'action, la taille du territoire exploré, etc. Une trajectoire suivie par un tel mobile est appelée «excursion» dans la présente étude.

Le principe général des simulations est le suivant: pour chaque carte de nids, un grand nombre d'excursions est simulé à partir de chaque nid. Ce nombre, de l'ordre de la centaine, représente le nombre d'excursions d'un individu pendant une saison de nidification. Le nombre de collisions est estimé en pondérant convenablement le nombre de fois que ces excursions passent à proximité d'une éolienne. Dans cette pondération interviennent des facteurs locaux décrivant la probabilité effective de collision lorsque le mobile se trouve à proximité immédiate d'une éolienne. Cette procédure est reconduite un grand nombre de fois, également de l'ordre de la centaine, afin d'obtenir une moyenne sur les saisons de nidification.

Le risque de collision pour le Milan royal, le Grand Tétrás et la Pipistrelle commune ont été estimé par un modèle de type A. Pour les deux premières espèces, le nombre de collisions est obtenu en effectuant deux moyennes, l'une sur les emplacements des nids, l'autre sur les saisons d'activité.

2.2.4 Modèles de type B

Le risque de collision pour l'Alouette lulu et le Grand Duc a été estimé par un modèle de type B. Pour ces espèces, on calcule pour chaque carte de nids simulée toutes les distances «nid-éolienne». On identifie par la suite le nombre de collision par saison comme la moyenne du nombre de nids situés à une distance «nid-éolienne» inférieure à une distance critique fixée (la moyenne se fait sur les différentes cartes de nids). Le résultat est donné en fonction du paramètre «distance critique».

2.3 Perte d'habitat

2.3.1 Distances d'évitement

Les éoliennes sont susceptibles de générer un effet d'évitement pour certaines espèces d'oiseaux, en particulier pour les espèces nichant au sol (Alouettes, Tétrás) ou utilisant l'espace aérien balayé par les pales lors de leur vol de parade (Alouettes, Bécasse). Les raisons de cet évitement ne sont pas clairement établies (mouvement des pales, ombres portées, bruit, etc.).

Un habitat favorable situé à proximité d'une éolienne sera ainsi abandonné ou utilisé moins intensivement par les espèces en question. Les distances d'évitement sont largement discutées dans la littérature et ne font pas toutes l'objet d'un consensus. Peu de publications sont disponibles sur des expériences concrètes, avec un état initial et un état après la mise en service d'un parc.

Comme pour les modèles de collision (chap. 2.2), la distance entre les éoliennes et les territoires des espèces considérées est déterminante. Pour tenir compte des incertitudes au sujet des distances d'évitement, nous proposons une approche analogue à celle traitant du risque de collision, en considérant une distance minimale d_1 en-deçà de laquelle l'habitat est abandonné avec une probabilité de 100 % et une distance d_2 avec une décroissance linéaire du risque d'abandon de l'habitat de d_1 à d_2 (Fig. 2). Pour chacune des espèces, la perte d'habitat est estimée avec 2 distances; si la distance est inférieure à d_1 , le risque de perte d'habitat = 1, au-delà de cette distance, la probabilité de perte diminue linéairement jusqu'à la distance maximale d_2 (perte d'habitat = 0).

Au sein du périmètre d'étude, la perte d'habitat concerne les trois espèces suivantes: Alouette lulu, Bécasse des bois et Grand Tétrás. Les autres espèces traitées dans cette étude ne montrent pas de comportement d'évitement du périmètre situé à proximité des éoliennes, seul le risque de collision est susceptible d'affecter leurs populations.

Peu d'études traitent de la perte d'habitat et des distances d'évitement pour les trois espèces considérées (Tabl. 2). Nous nous sommes donc également appuyés sur des avis d'experts. Ces distances sont à considérer comme des minima en l'état actuel des connaissances.

Tabl. 2. Distances d_1 et d_2 retenues pour les trois espèces; voir les chapitres spécifiques pour une explication de ces choix.

	d_1 (m)	d_2 (m)	Source
Alouette lulu	100	300	Schaefer and Vogel (2000), Niedersächsischer Landkreistag (2011)
Bécasse des bois	200	500	Dorka et al. (2014)
	500	1000	
Grand-Tétrás	200	500	Piela (2010, González and Ena (2011), Horch et al. (2013a)
	500	1000	

Le modèle de population (chap. 2.4) introduit la notion de capacité du milieu (paramètre K = nombre maximal de territoires que la région d'étude peut héberger). Au sein du périmètre considéré, la perte d'habitat influence directement la capacité du milieu en la réduisant.

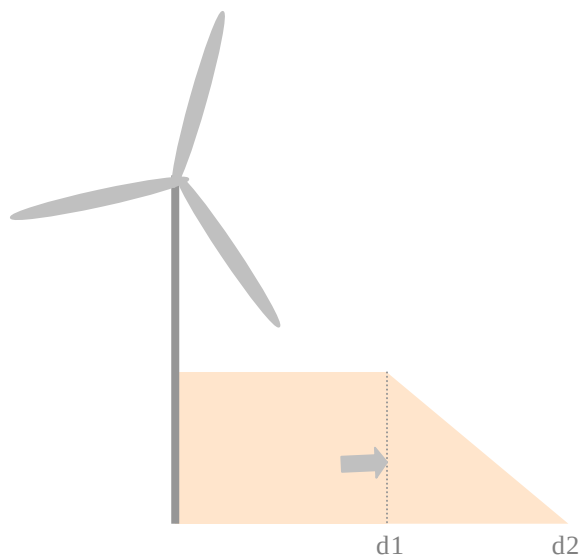


Fig. 2. Modèle de risque de perte d'habitat. Entre une distance 0 et d_1 , la perte d'habitat est totale (100 %), le risque décroît ensuite linéairement entre la distance d_1 et d_2 .

2.4 Modèle de population

Pour pouvoir prédire l'évolution de la population et évaluer comment la population évolue en cas de mortalité artificielle additionnelle, nous avons utilisé des modèles de population structurés par classes d'âge. Ces modèles permettent de calculer le nombre d'individus de chaque classe d'âge au moment $t+1$ à partir du nombre d'individus de l'année t et des paramètres démographiques (taux de survie en fonction de l'âge, taux de reproduction). Ces modèles dits matriciels (aussi appelés modèles de Leslie) sont bien connus (p. ex., Caswell (2001)) et constituent la méthode standard pour un grand nombre d'études démographiques. Ils sont notamment utilisés dans le cadre d'études démographiques quantitatives ainsi que pour des analyses de viabilité de populations (Beissinger 2002, Morris and Doak 2002).

2.4.1 Modèle matriciel

Les paragraphes qui suivent décrivent le modèle de population utilisé. Il a été conçu de façon à pouvoir être appliqué à toutes les espèces étudiées grâce au choix approprié des paramètres démographiques. Cela signifie qu'il ne reste à décrire, dans les chapitres suivants, que les paramètres démographiques de chaque espèce.

Ces modèles offrent une grande souplesse et plusieurs processus importants pour l'évolution de la population peuvent être pris en considération (Caswell 2001). Pour la majorité des espèces, nous avons pris en compte la variation temporelle des paramètres démographiques et intégré des processus densité-dépendants. En revanche, nous avons exclu la stochasticité démographique, qui peut être importante dans le cas de petites populations (Lande 1993). Elle a pour effet que les variations de

population s'accroissent et qu'ainsi, les taux de croissance moyens diminuent (Tuljapurkar and Orzack 1980). Par conséquent, les résultats obtenus dans le cas d'espèces présentant de petites populations (Grand Duc, Alouette lulu) s'avèrent plutôt trop optimistes.

Dans le modèle matriciel, nous définissons la taille de la population N_{at} comme étant le nombre de femelles de la classe d'âge a juste avant la période de reproduction de l'année t («pre-breeding census»). Concernant la dynamique de population, les paramètres démographiques pertinents sont la reproduction et la survie, car nous nous fondons sur une population géographiquement fermée. Le nombre de femelles d'un an $t + 1$, $N_{1,t+1}$, est le produit résultant du nombre de femelles devenues aptes à voler l'année t et de la probabilité qu'elles survivent la première année. Le calcul du nombre de femelles aptes à voler au moment t se fonde sur le produit du nombre de femelles de la population ($\sum_{a=1}^A N_{at}$, A = âge maximal), de la part de femelles reproductrices (p_{a,N_t}), et, dans l'hypothèse d'un rapport équilibré entre les sexes, de la moitié du nombre de jeunes ($f_{a,N_t}/2$). L'indice « a » signifie que le paramètre démographique correspondant (p. ex., p ou f , Tabl. 3) peut dépendre de l'âge. L'indice « N_t » signifie que le paramètre peut dépendre des effectifs de la population ($N_t = \sum_{a=1}^A N_{at}$). Cela permet de tenir compte de la densité-dépendance dans le modèle de population. Nous avons recherché, dans la mesure du possible, l'ampleur de la dépendance vis-à-vis de l'âge ainsi que la forme de la densité-dépendance dans la littérature spécialisée. Ces corrélations sont décrites dans les chapitres spécifiques. De même, nous supposons que la probabilité de survie annuelle peut dépendre de l'âge et nous la décrivons dans les chapitres spécifiques.

Le modèle calcule séparément, pour chaque classe d'âge, le nombre de femelles produites survivant au moins jusqu'à la saison de reproduction suivante ($p_{a,N_t} f_{a,N_t} S_{1,t}/2$) et les additionne pour obtenir le nombre de femelles produites dans l'ensemble de la population.

Le nombre de femelles d'âge a au moment $t+1$ est déterminé par le nombre de femelles plus jeunes d'un an l'année précédente et leur probabilité de survie. Le nombre de femelles par classe d'âge de l'année $t + 1$ peut se calculer à l'aide d'une multiplication matricielle, à partir du nombre de femelles par classe d'âge au moment t (Leslie (1945). Nous supposons qu'il n'y a ni immigration ni émigration. L'évolution de la population peut se décrire comme suit:

$$\begin{pmatrix} N_{1,t+1} \\ N_{2,t+1} \\ N_{3,t+1} \\ N_{4,t+1} \\ \vdots \\ N_{A,t+1} \end{pmatrix} = \begin{bmatrix} p_{1,N_t} \frac{f_{1,t,N_t}}{2} S_{1,t} & p_{2,N_t} \frac{f_{2,t,N_t}}{2} S_{1,t} & p_{3,N_t} \frac{f_{3,t,N_t}}{2} S_{1,t} & p_{4,N_t} \frac{f_{4,t,N_t}}{2} S_{1,t} & \dots & p_{A,N_t} \frac{f_{A,t,N_t}}{2} S_{1,t} \\ S_{2,t} & 0 & 0 & 0 & \dots & 0 \\ 0 & S_{3,t} & 0 & 0 & \dots & 0 \\ 0 & 0 & S_{4,t} & 0 & \dots & 0 \\ \vdots & \vdots & \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ 0 & 0 & 0 & 0 & \dots & 0 \end{bmatrix} \times \begin{pmatrix} N_{1,t} \\ N_{2,t} \\ N_{3,t} \\ N_{4,t} \\ \vdots \\ N_{A,t} \end{pmatrix}$$

La matrice est désignée par le terme de matrice de Leslie.

Tabl. 3. Notation et définition des paramètres démographiques utilisés.

Notation	Définition
N_{at}	Nombre de femelles (ou de couples nicheurs) de la classe d'âge a au moment t
N_t	Nombre total de femelles (ou de couples nicheurs) pour l'ensemble des classes d'âge au moment t
$p_{a,Nt}$	Breeding propensity: probabilité qu'une femelle d'âge a se reproduise l'année t , si la taille de la population s'élève à N_t .
$f_{a,Nt}$	Nombre de juvéniles aptes à voler (mâles et femelles) produits par une femelle d'âge a au moment t , si la taille de la population s'élève à N_t .
$S_{a,t}$	Survie: probabilité qu'une femelle d'âge a l'année t survive jusqu'à l'année $t+1$.
K	Capacité: nombre maximal de couples nicheurs susceptibles d'élever des jeunes avec succès dans le périmètre d'étude.
A	Age maximal
λ_t	Taux de croissance de l'année t à l'année $t+1$: $\lambda_t = \frac{N_{t+1}}{N_t}$
q	Mortalité artificielle additionnelle: probabilité qu'une femelle meure de mortalité additionnelle en l'espace d'un an.

Les variances interannuelles des probabilités de survie et du taux de reproduction, ainsi que les incertitudes liées aux estimations des effectifs de la population et de la capacité sont prises en compte dans des simulations. A cet égard, nous avons entamé les simulations la première année avec une population initiale résultant aléatoirement de la distribution postérieure de l'estimation démographique. La distribution des âges la première année a été choisie de telle sorte qu'elle corresponde à la distribution stable (fondée sur le vecteur droit de la matrice de Leslie avec le nombre maximal). Ensuite, le nombre de femelles par classe d'âge a été calculé pour chaque année suivante au moyen de la multiplication matricielle décrite plus haut. Chaque année, les paramètres démographiques ont été recalculés et simulés dans la matrice de Leslie en fonction de la variance interannuelle, de l'incertitude et de la densité-dépendance.

Nous avons appliqué le modèle matriciel sur vingt ans et répété la simulation à cent reprises. Nous avons enregistré les tailles de population chaque année et calculé les taux de croissance sous forme d'exposant de la pente de la droite de régression dans la régression des effectifs logarithmiques par rapport à l'année (Caswell 2001). Nous avons calculé les taux de croissance démographique sans et moyennant plusieurs niveaux de mortalité additionnelle. Dans le cas d'un niveau q de mortalité additionnelle, tous les taux de survie ont été multipliés par $(1-q)$. A partir des effectifs de population, la part de mortalité additionnelle peut aussi être calculée comme étant le nombre de femelles victimes de collision: $(\sum_{a=1}^A N_{at} q)$.

Les simulations ont été effectuées à l'aide du logiciel R 3.1.1. (R Core Team 2014). Le code R est disponible chez le Canton.

Nous avons vérifié les hypothèses relatives aux paramètres du modèle reposant sur des indications incertaines au moyen d'analyses de sensibilité. Comme la fiabilité des informations relatives aux paramètres démographiques varie d'une espèce à l'autre, nous décrivons également les analyses de sensibilité dans les chapitres spécifiques.

Dans la mesure où les informations relatives aux paramètres démographiques sont en général nettement moins abondantes en ce qui concerne les chauves-souris, et notamment les variances interannuelles, nous avons utilisé, pour ces espèces, un modèle matriciel déterministe. A l'inverse des modèles stochastiques, il ne faut pas simuler l'évolution de la population, mais calculer le taux de croissance de la population directement à partir des probabilités de survie et du nombre de juvéniles. Le

taux de croissance correspond à la valeur propre maximale de la matrice de Leslie. Dans ces modèles de population déterministes, nous n'avons pas utilisé non plus de densité-dépendance, faute d'information. L'intégration de processus densité-dépendants présupposerait que la taille de la population ainsi que la limite de capacité soient plus ou moins connues. Ce n'est toutefois pas le cas en ce qui concerne les espèces de chauve-souris étudiées. Comme la densité n'est pas prise en considération, les modèles de population des chauves-souris sont indépendants des effectifs de leur population.

3. Milan royal

Les chapitres suivants présentent les résultats obtenus pour chaque espèce (carte de densité, estimation de la population, collisions, perte d'habitat et modèle démographique) ainsi que les questions qui en découlent directement.

Résumé

- Le Milan royal est considéré comme potentiellement menacé (NT) sur la liste rouge de l'UICN et ses populations sont en recul au niveau mondial. Au contraire des populations d'Espagne, de France et d'Allemagne, les effectifs ont augmenté en Suisse ces dernières années. De plus, une partie considérable de la population mondiale hiverne dans notre pays. La Suisse porte ainsi une responsabilité importante pour l'espèce. Pour ne pas suivre l'évolution globale négative, la population du Jura devrait continuer de produire un excédent d'individus, dont le niveau ne peut être chiffré.
- Le Milan royal est sensible aux collisions avec les éoliennes. L'objectif de cette étude est d'estimer l'effet des éoliennes planifiées dans le périmètre d'étude sur la population de Milan royal.
- Le comportement de vol et les autres paramètres de vol pendant la période de nidification sont bien connus. Le taux de collision pendant la période de nidification (85 jours) a été estimé à l'aide d'une modélisation. L'effet de ce taux de collisions sur l'évolution des populations a ensuite été estimé.
- Il n'a pas été tenu compte dans le modèle du taux de collision en dehors de ces 85 jours (période de nidification), parce que les connaissances au sujet des paramètres de vol en dehors de la période de nidification sont insuffisantes.
- Les collisions prédites par les modèles pendant la période de nidification vont freiner la croissance de la population.
- La population croît actuellement si fort dans le périmètre d'étude que, malgré la mortalité additionnelle due aux collisions estimées pour la période de nidification, la tendance positive se maintient encore.
- Il n'est toutefois pas possible de savoir comment la tendance évoluerait si le modèle prenait en compte les collisions sur l'ensemble de la saison (aussi pendant la migration et l'hivernage).
- Les résultats ne peuvent être appliqués à d'autres régions car ils dépendent de la tendance évolutive de la population.
- Le modèle de collisions permet une hiérarchisation des différents parcs éoliens planifiés. Le modèle ne permet pas toutefois une prédiction au niveau des turbines prises isolément; cela dépend de la distance entre chaque éolienne et les nids, pour lesquels il n'existe pas de données précises.
- Certaines mesures de réduction des impacts s'avèrent efficaces, mais les possibilités de mesures de compensations sont très limitées. La carte des conflits potentiels de la Station ornithologique suisse recommande le maintien d'une distance minimale de 5 km entre les éoliennes et les dortoirs hivernaux de Milans royaux. Pour des dortoirs regroupant plus de 100 oiseaux, de plus grandes distances pourraient être nécessaires. Nous recommandons à ce sujet d'étudier l'utilisation de l'espace par les Milans royaux hivernants pour pouvoir fixer une distance minimale.

3.1 Répartition et taille de la population

3.1.1 Données et méthodes

Le Milan royal est présent selon des densités variables sur la quasi-totalité de la zone étudiée. Comme aucune cartographie globale n'est disponible, nous avons établi une carte de densité pour le périmètre en question à l'aide d'un modèle d'habitat. Le modèle d'habitat se fonde sur des données du Monitoring des oiseaux nicheurs répandus (MONiR), les cartographies courantes relatives au nouvel Atlas des oiseaux nicheurs et le Monitoring de la biodiversité (MBD). Des hypothèses précises concernant les territoires de Milan royal de la région de Payerne (données de L. Broch et son équipe) ont été validées et calibrées.

Les données du MONiR, de l'Atlas 2013–2016 et du MBD se fondent sur 3 passages durant chaque saison de nidification dans des carrés kilométriques sélectionnés (Fig. 3). Comme le rayon d'action du Milan royal est nettement supérieur à 1 km², il est probable que les cartographies de territoire sur des surfaces de 1 km² donnent lieu à une surestimation de la densité, car les secteurs de territoire sont à chaque fois inventoriés comme des territoires complets. Nous avons donc calibré notre estimation de la densité à l'aide des vastes cartographies de Laurent Broch et de son équipe.

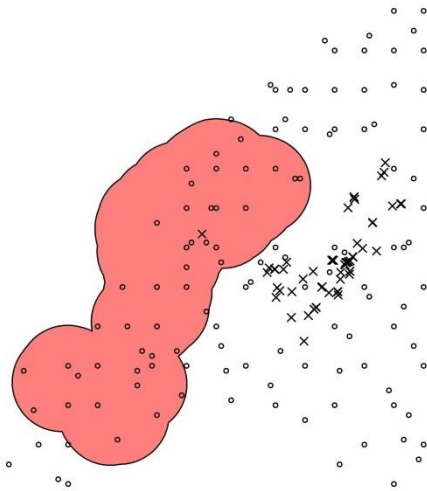


Fig. 3. Base de données destinée à la modélisation de la densité du Milan royal. Rouge = périmètre d'étude; cercles = carrés kilométriques cartographiés dans le cadre du MONiR, de l'Atlas et du MBD; croix noires = aires contrôlées par L. Broch et son équipe.

En guise de prédicteurs de la densité de nidification du Milan royal, nous avons utilisé les données sur l'occupation des sols CORINE (Tabl. 4) ainsi que l'altitude (Danielson and Gesch 2011). Ces données présentaient une qualité analogue, tant pour le secteur français que suisse de la zone d'étude.

Nous avons extrait des données CORINE l'utilisation des sols aux points d'intersection d'un raster de 100 m x 100 m. Nous avons ensuite calculé, pour chaque carré kilométrique, la part de forêt (total des catégories «Broad-leaved forest», «Coniferous forest», «Mixed forest») en tant qu'effet linéaire et quadratique, la part de surfaces artificialisées (bâtiments, routes etc.), la part des zones aquatiques, la part des types d'habitat importants pour le Milan royal (listés dans le Tabl. 4) ainsi que la part des différents types d'habitat (mesure de la diversité du paysage).

Tabl. 4. Types d'habitat importants pour le Milan royal (d'après Aebischer 2009, Mammen et al. 2013), figurant également dans les données CORINE (50 types différents, cf. <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps>).

CORINE code	Définition
12	Non-irrigated arable land
15	Vineyards
16	Fruit trees and berry plantations
18	Pastures
20	Complex cultivation patterns
21	Agriculture with natural vegetation
26	Natural grasslands
27	Moors and heathland
29	Transitional woodland-shrub
31	Bare rocks
32	Sparsely vegetated areas
36	Peat bogs

Les indications altitudinales figuraient sur une grille moyennant une distance de 230 m. Ces données nous ont permis de calculer la valeur moyenne pour chaque carré kilométrique. Tous les prédicteurs ont fait l'objet d'une transformée en Z (afin de présenter une valeur moyenne de zéro et un écart type de 1), les parts ayant été précédemment soumises à une transformation arc sinus racine carrée. Nous avons utilisé le nombre de territoires (nombre de territoires/km²) provenant des données cartographiques comme variable indépendante et les prédicteurs décrits plus haut comme variables explicatives. Nous avons eu recours à un zeroinflated truncated Poisson mixed model (GLMM). Nous avons tronqué la distribution de Poisson pour une valeur de 3 territoires par carré kilométrique, afin de garantir que les densités de territoires supérieures à 3 territoires/km² soient exclues. Les nombres de territoires élevés par kilomètre carré sont peu réalistes en Suisse (Schmid et al. 1998). Nous avons pris comme facteurs aléatoires le carré kilométrique et l'année, en vue, d'une part, de corriger la pseudo-réplication (le même carré kilométrique a été cartographié à chaque fois pendant dix ans) et, d'autre part, de prendre en considération la variance interannuelle des effectifs de Milan royal.

Nous avons calculé l'incertitude des estimations paramétriques à l'aide des intervalles de crédibilité bayésiens à 95 %. Pour vérifier les hypothèses du modèle et valider le modèle, nous avons effectué un predictive model checking. A cet égard, nous avons simulé de nouveaux nombres de territoires possibles sur la base du modèle et nous les avons comparés avec les données cartographiques de L. Broch et de son équipe des années 2011 et 2013.

3.1.2 Résultats

Dans le modèle d'habitat, la densité de Milan royal décroissait à mesure que l'altitude augmentait (Tabl. 5). Les parts moyennes de forêt allaient de pair avec les densités élevées de Milan royal (effet quadratique de la part de forêt). Plus la part de milieux aquatiques était élevée, plus la densité de Milan royal était faible. Plus le paysage était diversifié et la part des types d'habitat importants pour le Milan royal était élevée, plus sa densité était grande (Tabl. 5).

Tabl. 5. Estimation des paramètres pour le modèle d'habitat du Milan royal: l'estimation correspond au quantile à 50 % des distributions postérieures; les limites inférieure et supérieure de l'intervalle de crédibilité à 95 % correspondent respectivement au quantile à 2,5 % et à 97,5 %.

Paramètre	Estimation	Limite inférieure de l'intervalle de crédibilité à 95 %	Limite supérieure de l'intervalle de crédibilité à 95 %
Intercept	-1,38	-1,77	-1,06
Altitude	-0,10	-0,40	0,19
Part de forêt (linéaire)	2,87	-5,82	11,45
Part de forêt (quadratique)	-2,30	-7,27	2,54
Surfaces artificialisées	0,00	-0,37	0,36
Milieux aquatiques	-0,43	-1,13	0,03
Diversité paysagère	0,13	-0,20	0,47
Part des habitats importants	0,26	-0,19	0,68

Nous avons recouru au modèle d'habitat fondé sur les données du MONiR, de l'Atlas et du MBD, afin d'estimer la densité et la population totale sur 925 km², correspondant à la zone cartographiée par L. Broch et son équipe en 2011 et en 2013 (hors zones périphériques, mais avec des zones lacustres supplémentaires pour des raisons pratiques). Cette estimation s'est chiffrée à 140–388 territoires de Milan royal. Sur cette superficie, seuls entre 67 et 86 aires de Milan royal ont été toutefois cartographiées. Il en résulte que l'estimation de notre modèle présente des nombres de territoires entre 1,6 et 5,8 fois supérieurs. Nous appliquons par conséquent un facteur de 3,3 en moyenne, afin de corriger la carte de densité et l'estimation des effectifs dans la zone d'étude (Fig. 4).

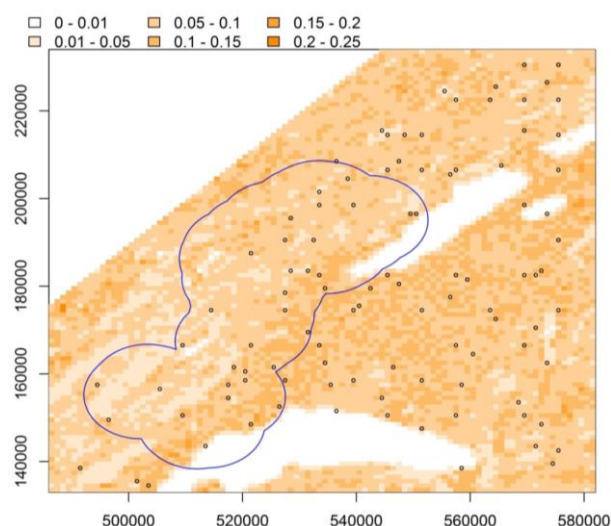


Fig. 4. Densité de nidification estimée du Milan royal (territoires/km²; zones orangées). La zone d'étude est entourée d'un trait bleu. Les cercles noirs représentent les carrés du MONiR, de l'Atlas et du MBD dont les données ont servi à l'estimation de la population.

Les densités moyennes estimées s'élèvent à 0,07 couple nicheur/km² (fourchette 0–0,19). Les effectifs estimés par le modèle (y compris correction ultérieure) dans la zone d'étude s'élèvent à 91–244 couples nicheurs (moyenne 147, Fig. 5).

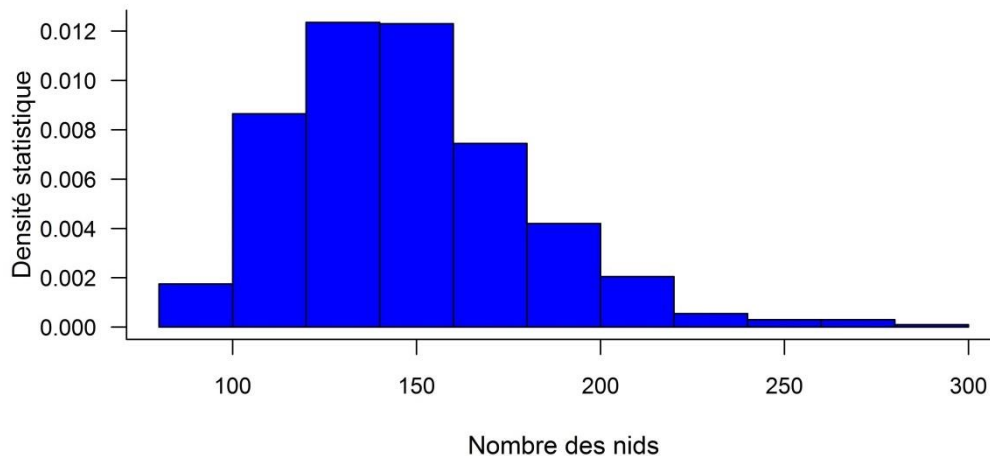


Fig. 5. Distribution postérieure des effectifs estimés de Milan royal dans la zone d'étude. La dispersion reflète l'incertitude de l'estimation, liée au modèle d'habitat et à la correction (comparaison avec données de L. Broch et son équipe).

3.1.3 Estimation de la population et répartition: discussion

Notre modèle d'habitat avait pour objectif d'établir une carte de densité du Milan royal ainsi qu'une estimation de ses effectifs dans le périmètre d'étude. Le modèle a été validé concernant son extrapolation vers d'autres zones à l'aide de données externes, et adapté par la suite (cf. 3.1.1). Le modèle d'habitat ne servait pas à comprendre l'utilisation de l'habitat du Milan royal. Nous avons utilisé des prédicteurs facilement accessibles et susceptibles de servir de corrélats entre la densité en Milan royal et son habitat. Il reste à élucider si ces corrélats influent réellement sur la diffusion du Milan royal. Cet aspect s'avère également secondaire en ce qui concerne l'établissement de la carte de densité.

Heuck et al. (2013) ont constaté, comme le suggère notre modèle, une corrélation négative entre la densité de Milans royaux et l'altitude, de même qu'une corrélation positive entre la densité et la part de prairies et pâturages. Une étude antérieure menée en Suisse montre également que le Milan royal peuple moins densément les zones situées en altitude que les régions de plaine (Schmid et al. 1998). En outre, Heuck et al. (2013) ont aussi établi une corrélation négative entre la densité de Milans royaux et la part de surfaces artificialisées (zones urbanisées) et de forêt. Nous n'avons pas pu constater ces deux corrélations. Cependant, la forêt exerçait aussi une influence dans notre étude: les parts de forêt moyennes étaient associées à de fortes densités de Milans royaux.

S'agissant de la Suisse occidentale, Aebischer (2009) indique des densités de 0,06 à 0,08 couple nicheur/km² pour les années 1997–2007. Concernant la période 2008–2013, il fait état de densités situées entre 0,09 et 0,13 couple nicheur/km² (A. Aebischer, comm. pers.). Les densités moyennes que nous avons estimées (valeur moyenne 0,07, valeur médiane 0,07 et fourchette 0 à 0,19) correspondent à ces ordres de grandeur. Elles concordent également avec les densités de Milans royaux mesurées dans d'autres régions d'Europe centrale: 0,08–0,1 dans le Brandebourg (D) (Nachtigall 2008) et 0,08 en Thuringe (D) (Pfeiffer 2009). Des densités supérieures, de l'ordre de 1,8 couple nicheur/km², ont par contre été mesurées en Espagne (Mougeot et al. 2011). Le Milan royal y niche toutefois en colonies, ce qui n'est pas typique de notre zone d'étude.

Bien que le Milan royal présente une population moins dense en altitude, il peut aussi exploiter cette zone pour y trouver de la nourriture durant la période de reproduction. Les sites thermiquement favorables peuvent même faire l'objet d'une utilisation intense en raison des vents ascendants. La carte de

densité présente la densité d'utilisation potentielle par le Milan royal en période de reproduction, ce qui s'avère important pour déterminer le risque de collision durant cette période (Mammen et al. 2013).

La carte présentée ici ne s'applique qu'à la période de reproduction. Au moins deux dortoirs hivernaux sont connus dans la zone d'étude: dans les environs de Rances et dans le Jura neuchâtelois à Brot-Plamboz, Vallée des Ponts (A. Aebischer, Rapports à la Station ornithologique, 2010 à 2016). Le nombre de Milans royaux hivernant en Suisse occidentale était entre 2011 et 2015 en moyenne plus élevé qu'entre 2006 et 2010 (A. Aebischer, Rapport à la Station ornithologique 2015). Il est difficile de savoir si cette évolution persistera et s'il y aura davantage de sites d'hivernage. Outre les oiseaux nicheurs de Suisse, des hivernants provenant du nord de l'Europe centrale peuvent y séjourner durant l'hiver.

3.2 Estimation du nombre de collisions

3.2.1 Méthode et choix des paramètres

Nous présentons dans ce paragraphe le processus d'estimation du nombre de collisions entre des Milans royaux et des éoliennes dans le périmètre d'étude présenté à la Fig. 3. Ce nombre est estimé selon le schéma de principe suivant:

(*) Nombre de collisions = Nombre de Milans royaux $\times$ Probabilité de collision globale.

Le nombre de Milans royaux se réfère à la zone d'étude et vaut en moyenne 147 (voir Fig. 6). La probabilité de collision globale se réfère aussi au domaine d'étude; elle est estimée selon l'équation:

$$\text{Probabilité de collision globale} = 1 - (1 - p)^{\text{nombre de visites}}$$

Le «nombre de visites» estime le nombre de fois qu'un Milan s'approche d'une éolienne pendant une saison et p estime la probabilité qu'un Milan entre en collision avec une éolienne, sachant qu'il est proche d'une éolienne (appelons cette probabilité «probabilité de collision locale»). Le terme $(1 - p)$ s'interprète alors comme une probabilité de survie lors d'un passage proche de l'éolienne et $(1 - p)^{\text{nombre de visites}}$ comme la probabilité de n'entrer en collision avec aucune éolienne pendant toute une saison.

Nous avons donc fondamentalement deux quantités à estimer: le «nombre de visites» et la «probabilité de collision locale» (p).

Cette subdivision du problème en une estimation d'un nombre de visites et d'une probabilité de collision locale p se trouve déjà dans notre référence de base (Eichhorn et al. 2012). Contrairement à cette étude, nous considérons ici, dans l'estimation du nombre de visites, des excursions dont le point de départ coïncide avec le point d'arrivée. Eichhorn et al. (2012) prend en considération des trajectoires où les points d'arrivée et de départ sont, a priori, différents. Ceci constitue, à part l'adaptation des paramètres selon l'avis d'experts (voir plus bas), un changement majeur par rapport à cette étude. En particulier, nous suivons Eichhorn et al. (2012) dans la réduction du vol à une simulation d'une marche aléatoire asymétrique à 2 dimensions et d'une intégration ad hoc de la troisième dimension (hauteur de vol) par le biais du facteur p .

Zone d'étude

La région sélectionnée pour l'étude s'étend partiellement sur Vaud, Neuchâtel et le département du Doubs, en Franche-Comté. Pour les simulations de marche aléatoire, la représentation cartographique de cette région est subdivisée en cellules carrées, régulièrement alignées et couvrant chacune une superficie d'un hectare (100 m $\times$ 100 m). Ce choix de dimension d'une cellule définit la résolution spatiale de notre approche: la résolution est suffisamment fine pour pouvoir entrevoir l'impact de chaque turbine et suffisamment grossière pour ne pas faire surcharger de temps de calcul. D'autre part, cette

résolution est également celle employée pour les cartes de nids simulées à partir des densités observées.

À chaque cellule est attribuée une catégorie de paysage, choisie dans la liste suivante: lacs, forêts, surfaces construites, cultures, pâturages et autres; cette dernière catégorie, qui regroupe des paysages tels que névé, pierriers ou carrières, n'est que très peu représentée dans le périmètre d'étude. Selon différents avis d'experts (annexe 10.13), des poids numériques reflétant les «préférences de vol» du Milan sont attribués à ces catégories. Les poids prennent des valeurs entre 0 et 10. Un poids de 10 représente une cellule très attrayante pour le Milan tandis qu'une cellule de poids 0 n'est jamais visitée (cf. Tabl. 6).

Tabl. 6. Classement d'une cellule selon la catégorie de paysage prédominante

Catégories:	Lac	Forêts	Surf.const.	Cultures	Pâturages	Autres
Poids Expert 1	1	3	2	4	5	0
Poids Expert 2	1	2	3	4	4	0
Poids Expert 3	2	1	3	4	5	0
Poids Expert 4	0	5	3	8	10	0
Poids Expert 5	1	3	2	4	5	0
Poids Expert 6	1	2	3	5	4	0

Ces poids constituent le modèle d'interaction entre les excursions des Milans et l'habitat en définissant les probabilités de transition d'une marche aléatoire asymétrique.

La marche aléatoire est donc le schéma probabiliste retenu pour modéliser les vols des Milans. Pour expliquer ce schéma, imaginons qu'un Milan se trouve dans une cellule de poids 3 (cf. Fig. 6). A partir de là, il peut faire 5 transitions possibles: soit il reste sur place, soit il choisit une cellule voisine dans une des directions cardinales. Selon les poids choisis dans l'exemple, il resterait sur place avec une probabilité de 3/11, partirait en direction du nord avec une probabilité de 1/11, en direction de l'est avec une probabilité de 4/11, en direction du sud avec une probabilité de 2/11 et en direction de l'ouest avec une probabilité de 1/11.

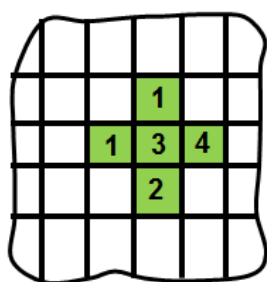


Fig. 6. Exemple de poids attribués aux cellules.

Notons que le but de ce schéma est de reproduire une statistique fidèle de la fréquentation des cellules et non pas un comportement balistique fidèle au Milan.

Les emplacements des éoliennes dans la région sélectionnée étant donnés, les cellules se partagent en deux catégories: des cellules sans éolienne et des cellules avec éolienne. Cette subdivision constitue, en quelque sorte, l'interaction (statique) entre l'habitat et les éoliennes.

Ces deux interactions permettent de formuler l'hypothèse de travail suivante: une collision ne peut se produire que si un Milan visite une cellule contenant une éolienne.

Ceci nous amène à compter le nombre de visites de cellules contenant une éolienne par des marcheurs aléatoires.

Le nombre de visites

Le nombre de visites intervenant indirectement dans la relation (*) correspond au nombre de fois où les Milans en excursion traversent une cellule occupée par une éolienne. L'estimation de ce nombre est basée sur des simulations numériques d'excursions aléatoires asymétriques et fait intervenir des interactions entre le vol d'un Milan et le paysage: un Milan en excursion choisira sa prochaine cellule de visite aléatoirement mais selon l'attrait du paysage adjacent – c'est-à-dire selon le critère «préférence de vol».

Les simulations numériques sont effectuées sur la base des paramètres de vol suivants. Après un vol d'une durée moyenne de 20 minutes et d'une vitesse moyenne de 10 km/h (Tabl. 7), correspondant à une visite moyenne de 33 cellules d'un hectare, le Milan retourne à sa cellule de départ. Ceci définit une excursion aléatoire, une fois la cellule de départ donnée.

Pour chaque cellule de départ, le nombre d'excursions à simuler est déterminé par un budget de vol total pour une saison de nidification, qui se monte à 450 heures. Ce budget de vol est établi de la manière suivante: la durée moyenne des phases d'activité du Milan, calculée d'après les observations de Nachtigall (2008), s'élève à 10,6 h/jour. Toujours d'après Nachtigall, le Milan ne vole que pendant 50 % de son temps d'activité, ce qui donne 5,3 h/jour. Finalement, la période de nidification du Milan durant 85 jours, il en résulte un budget de 450 heures de vol pendant la saison de nidification.

Les emplacements des nids, et donc les points de départ des excursions aléatoires simulées, sont générés à l'aide de la carte de densité (Fig. 4). Cette carte constitue un élément clé dans l'estimation du nombre de visites car elle détermine les distances aux éoliennes. Cette distance est le paramètre le plus influent du modèle. En effet, une analyse préalable a montré que le nombre de visites auprès d'une éolienne donnée suit une loi du type

Nombre de visites = $A \times e^{(-B \times \text{Distance})}$

A et B sont des paramètres indépendants de l'éolienne choisie et «Distance» est la distance entre le nid et cette éolienne. De plus, les paramètres A et B ne varient que très peu lorsque l'on change le critère «préférences de vol». Des valeurs typiques pour A et B sont:

$A = 8,5$ visites, $B = 0,003 \text{ m}^{-1}$

Cette relation exponentielle constitue une bonne approche pour le calcul du nombre de visites dès que la plus petite distance «nid-éolienne» dépasse 1,4 km. En-deçà de cette distance, le modèle exponentiel n'est pas concluant et des simulations de type «Monte Carlo» sont incontournables (Fig. 7).

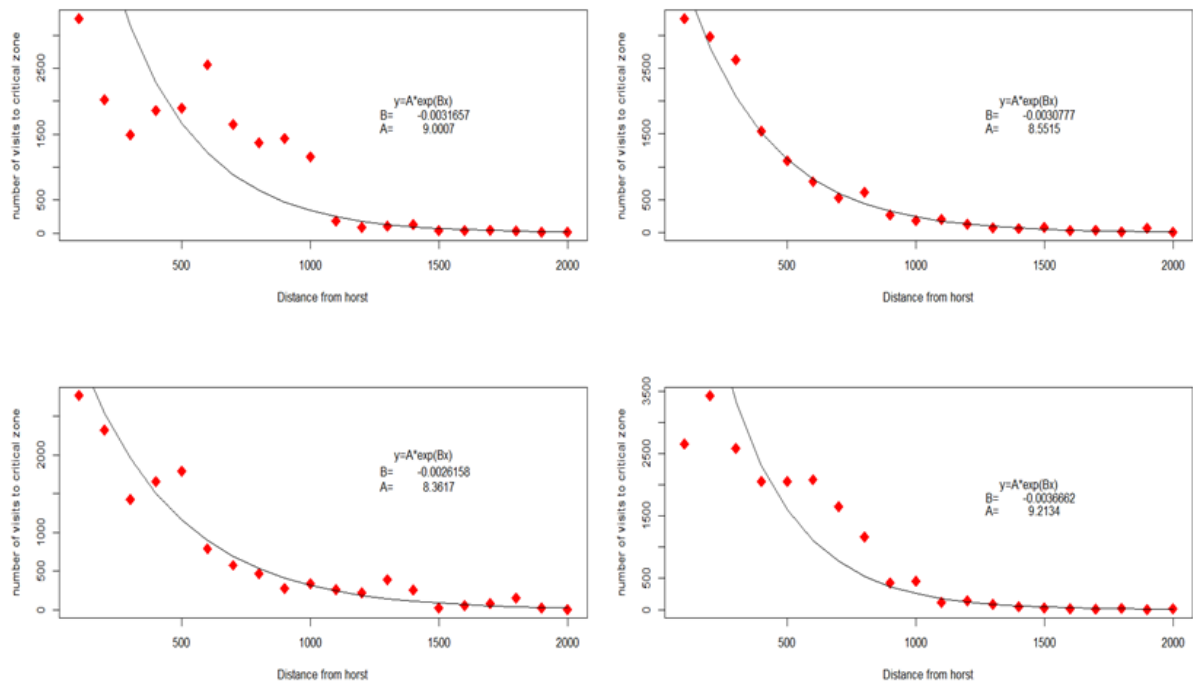


Fig. 7. Nombre de visites par un Milan royal auprès d'une cellule occupée par une éolienne en fonction de la distance nid-éolienne. Les nombres de visites (points rouges) représentent une moyenne sur 100 simulations. Les 4 graphiques montrent le nombre de visites pour 4 choix aléatoires d'emplacement des nids.

La Fig. 8 montre l'emplacement des éoliennes et un tirage des cartes de répartition des nids de Milan royal. Pour tous les nids dont la distance minimale à une éolienne est inférieure à 1,4 km, on simule des excursions aléatoires selon le budget de vol de 450 h par saison. Pour les autres nids, on calcule le nombre de visites selon le modèle exponentiel. On remplit ainsi une matrice indexée par les nids (lignes, x) et les éoliennes (colonnes, y). L'entrée (x, y) de cette matrice indique alors le nombre de visites du Milan provenant du nid x auprès de l'éolienne y.

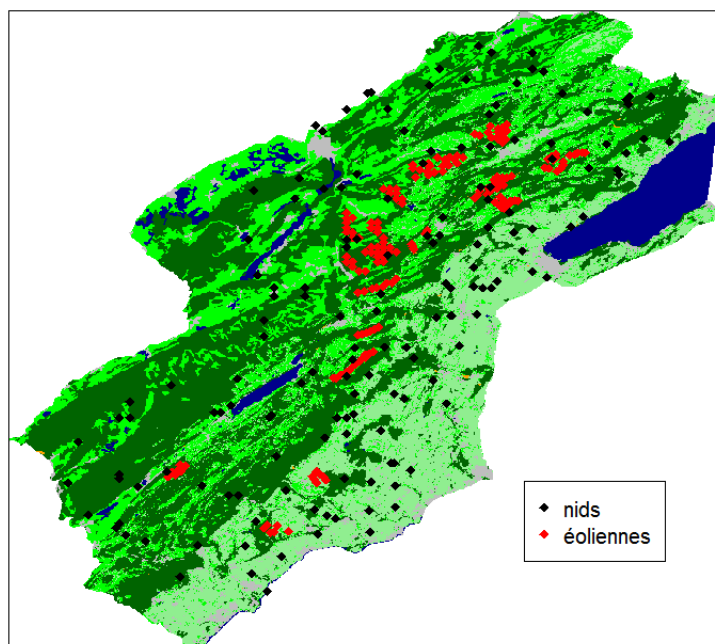


Fig. 8. L'emplacement des éoliennes est indiqué en rouge. Les points noirs correspondent à la réalisation d'un tirage aléatoire de nids des Milans royaux selon le modèle de densité décrit dans 2.1. D'autres tirages aléatoires, utilisés pour établir une moyenne stable et répondant aux exigences de confiance imposées, ont été simulés (annexe 10.1).

Paramètres utilisés. Les paramètres utilisés dans le modèle pour le Milan royal sont résumés dans le Tabl. 7.

Tabl.7. Résumé et références des paramètres pour le modèle de collisions du Milan royal.

	Paramètre	Valeur	Référence
Nids	Carte d'emplacements des nids, résolution à l'hectare	Tirage aléatoire dans maillage 1 km × 1 km, selon modèle de Poisson tronqué à 3 et avec paramètre selon modèle de densité (voir 3.1.1). Ceci résulte – si on calcule une moyenne sur 10 tirages aléatoires (voir annexe 10.1) -- d'une distribution binomiale négative avec en moyenne 147 nids (c.f. 3.1.1).	SOS
	Nombre de cartes de répartitions des nids	10 dans la phase préliminaire 30 dans la phase finale suivi d'un Bootstrapping des résultats.	I-Rex: valeur ad-hoc, choisie en fonction du temps de simulation disponible.
	Budget de vol par saison	450 heures	Eichhorn et al. (2012)
	Durée moyenne d'une excursion	20 min	Fit avec fonction de répartition mesurée dans Mammen et al. (2013)
	Vitesse moyenne de vol	10 km/h	Bruderer and Boldt (2001)
Vol	Vol	Marche aléatoire asymétrique et forcée de revenir au point de départ après la durée moyenne d'excursion	Concept basée sur l'idée exprimée dans Eichhorn et al. (2012)
	Choix des directions pour la marche aléatoire	Selon poids attribués aux paysages par des experts (préférences de vol)	6 experts (SOS1)
	Paysage	Catégories Lac/forêts/surf.const./cultures/pâturages	Subdivision selon SOS

	Paramètre	Valeur	Référence
Attribuées à chaque cellule d'un hectare			
Simulations	Nombre de simulations par saison, expert et carte de répartition des nids	100	I-Rex: Estimation de la convergence de la moyenne
	Distance nid-éolienne critique (si en dessous, le nombre de visites est estimé avec des méthodes Monte Carlo. Sinon, on utilise le modèle exponentiel).	1,4 km	I-Rex: Estimation de la convergence du nombre de visites vers un modèle exponentiel de type: $NV = A \cdot \exp(-Distance \cdot B)$

La probabilité de collision locale p

La probabilité de collision locale p , est un amalgame de probabilités conditionnelles, qui estime le risque de collision d'un Milan traversant une cellule contenant une éolienne. Il se présente sous forme d'un produit de 4 termes:

$$p = p_{ha} \times p_{sa} \times p_{hit} \times (1 - p_{av}) \times p_{fct}$$

Les interprétations de ces termes sont données dans le Tabl. 8.

Tabl. 8. Facteurs intervenant dans le calcul de la probabilité de collision locale pour le Milan royal

p_{ha}	Le facteur p_{ha} quantifie la probabilité conditionnelle qu'un Milan vole à une hauteur critique (i.e., une hauteur balayée par le rotor de l'éolienne), conditionnée par le fait qu'il vole dans une cellule occupée par une éolienne. Les données empiriques citées dans Eichhorn et al. (2012) suggèrent une valeur prudente de 0,34 dans les plaines d'Allemagne. Des valeurs plus basses et différentes selon la saison (entre 0,22 au printemps et 0,29 en automne) ont été avancées dans Mammen et al. (2013). La valeur retenue est celle de notre référence de base Eichhorn et al. (2012): 0,34.
p_{sa}	Le facteur p_{sa} estime la probabilité conditionnelle qu'un Milan traversera la zone balayée par le rotor, sachant qu'il se trouve dans une cellule contenant une éolienne et qu'il vole à une hauteur critique. Le nombre retenu dépend de la dimension de l'éolienne; il s'agit d'un simple rapport entre l'aire du disque balayé par le rotor et l'aire d'un rectangle de base 100 m et de hauteur donnée par le diamètre du rotor. Les valeurs calculées individuellement pour toutes les éoliennes sont proches de 0,65 (Eichhorn et al. 2012).
p_{hit}	Le facteur p_{hit} quantifie la probabilité conditionnelle qu'un Milan (passif) soit frappé par une pale du rotor, sachant qu'il traverse à une hauteur critique la zone balayée par le rotor d'une éolienne. Cette probabilité dépend de la taille du Milan, de la forme des pales, de la vitesse de rotation du rotor et la vitesse du Milan. La valeur retenue de 0,175 est basée sur le modèle exposé dans Band et al. (2007).
p_{av}	Le facteur p_{av} est la probabilité conditionnelle qu'un Milan puisse activement éviter une pale, sachant que sans manœuvre active, il serait frappé par cette pale. La valeur retenue est 0,995 (Eichhorn et al. 2012).
p_{fct}	Probabilité de fonctionnement de l'éolienne, à déterminer lorsque les données fournies par les responsables de projet seront disponibles. D'après F. Schaller, ce nombre s'élève à 0,9.

Les valeurs retenues pour ces probabilités conditionnelles sont en accord avec la littérature consultée. Le facteur résultant pour une éolienne standard, sans tenir compte de la probabilité de fonctionnement d'une éolienne, est ainsi

$$p = 0,34 \times 0,65 \times 0,175 \times (1 - 0,995) = 0,000193$$

Il est à noter que la littérature sur le sujet est plutôt restreinte et que les données empiriques sont particulièrement rares. Pour cette raison, aucune «méta-analyse» sur la variabilité des valeurs proposées dans la littérature n'a été effectuée. Par conséquent, l'écart-type du nombre de collisions provient uniquement de l'incertitude due à l'estimation du nombre de visites. L'incertitude de notre résultat est ainsi sous-estimée.

D'un point de vue formel, chaque facteur de p entre dans la formule avec la même sensibilité. À un niveau ornithologique par contre, c'est surtout la valeur de $(1-p_{av})$ qui confère une incertitude importante au résultat final.

Sensibilité du modèle par rapport aux avis d'experts et aux cartes d'habitats

En combinant le nombre de visites avec la probabilité de collision locale (sans probabilité de fonctionnement de l'éolienne à ce stade), on obtient l'estimation du nombre de collisions. Une première série de simulations pour 10 cartes de nids générées aléatoirement d'après les cartes de densité montre que les avis d'expert quant à la préférence du Milan pour les différentes catégories de paysage ont une moins grande influence sur les résultats que les cartes de nids. Plus précisément, la variabilité des résultats provient en grande partie du facteur «carte de nids». Cette information est très importante: malgré le fait que les poids attribués par les experts aux différentes catégories de paysage soient parfois très différents, les nombres de collisions simulées restent comparables pour une carte de nids donnée.

3.2.2 Résultats

Le modèle de collision fournit – pour la saison initiale, pour le domaine considéré et pour un fonctionnement ininterrompu des éoliennes uniquement – une estimation du nombre moyen de mâles qui entrent en collision avec des éoliennes. Pour les paramètres décrits dans le paragraphe 3.2.1, les valeurs numériques résultantes équivalent à 9,4 collisions (avec écart-type de 4,0). Le nombre de collisions concerne seulement les mâles adultes. Pour obtenir le nombre total de collisions, il faudrait ajouter les collisions des femelles et des jeunes.

Les valeurs ont été calculées sur un total de 3000 simulations (100 saisons pour chacune des 30 cartes de nids).

Rappelons que pour l'estimation du nombre de collisions, les détails de vol sont moins importants que les cartes de nids. Nous constatons en effet dans la figure 9 que l'écart-type par rapport aux avis des experts (ici, 0,5) est approximativement 7 fois moins important que l'écart-type dû au choix des cartes de nids (ici, 3,5).

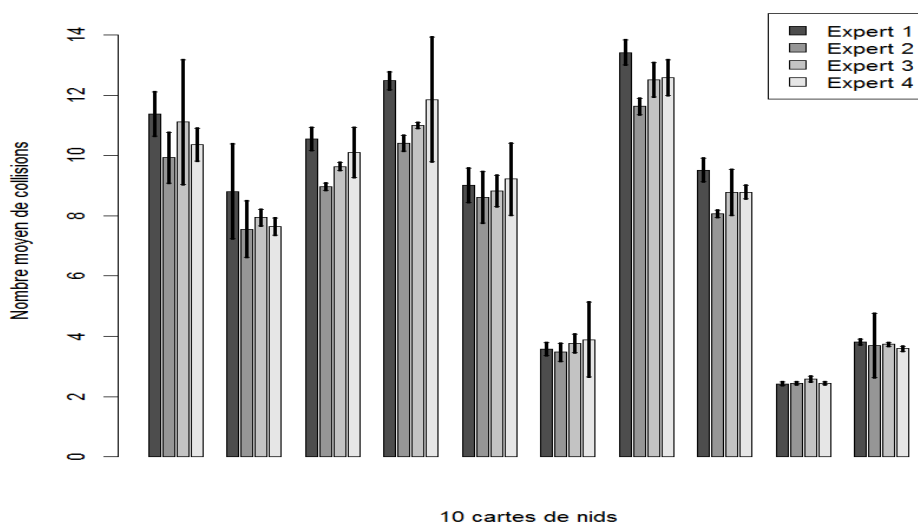


Fig. 9. Comparaison de l'influence des cartes de nids (ici 10 cartes différentes) avec les avis des experts sur les préférences d'habitat. Visiblement, les cartes de nids ont une influence plus grande que les détails de vols encodés dans les avis des experts. Les barres représentent les écarts-types.

La moyenne de 9,4 collisions est répartie selon la figure 10 sur l'ensemble des parcs.

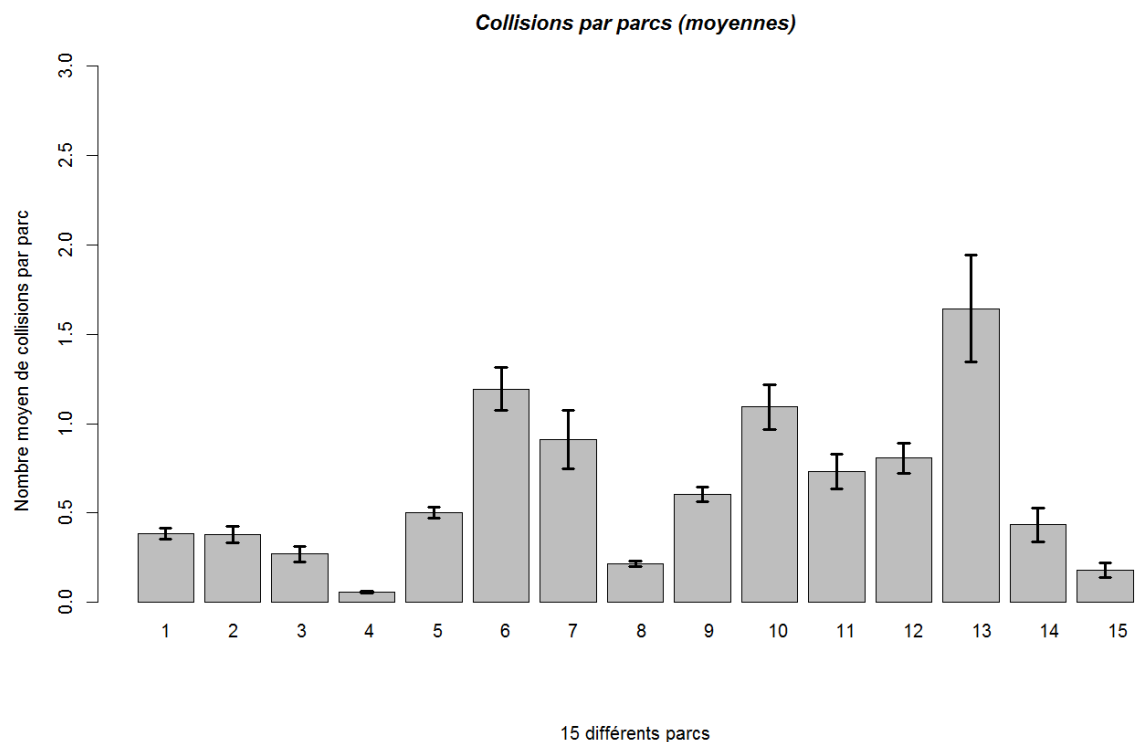


Fig. 10. Les fluctuations du nombre moyen de collisions par parc et par saison sont sensibles. L'ordre apparemment décroissant, change facilement avec les cartes de nids. Ceci est souligné par les barres d'erreur qui indiquent les écarts-types. Les nombres figurant au-dessus des barres indiquent les parcs (annexe 10.13).

La sensibilité du nombre moyen de collisions par rapport au choix de la carte de nids se répercute naturellement sur le nombre moyen de collisions par parc et *a fortiori* sur le nombre moyen de collisions par éolienne. Cette sensibilité empêche une hiérarchisation fiable des turbines. Il est néanmoins possible de hiérarchiser chaque parc par rapport au risque de collision potentiel (voir annexe 10.5).

3.2.3 Discussion du modèle de collision

Le modèle de collision corrobore l'importance des distances entre nids et éoliennes. C'est elles qui influencent avant tout le risque de collision. Ce résultat est robuste et – en grande partie – indépendant des valeurs numériques attribuées aux paramètres. Ces valeurs numériques – fixées en accord avec la littérature existante et les retours des experts (voir Tabl. 7 et 8) – influencent par contre les résultats quantitatifs. Il est alors clair que les résultats quantitatifs ne donnent qu'une idée de grandeur et doivent être interprétés et communiqués en connaissance de cause. Idéalement, le modèle est calibré avec des données provenant d'un recensement fait dans le domaine d'étude. Dans le cadre d'une étude prospective ceci n'est pas possible et nous avons comparé nos résultats avec des études allemandes.

Dans le Brandebourg, un taux de collision de 0,1 par turbine et par an a été calculé sur la base des recherches systématiques de victimes de collision (Bellebaum et al. 2013). Concernant notre périmètre d'étude, cela correspondrait à environ 13 collisions (de Milans des deux sexes) par an. Le chiffre estimé dans le modèle de collision (9,4) ne concerne que les mâles. Si nous supposons que les femelles présentent un risque de collision de 10 % inférieur, il en résulterait environ 18 individus des

deux sexes. Etant donné la grande incertitude des calculs, nos chiffres se situent à un niveau similaire ou légèrement supérieur au taux de collision estimé dans le Brandebourg.

3.3 Estimation de la mortalité supportable avec le modèle de populations simple

3.3.1 Paramètres démographiques

Part des femelles couveuses et nombre de jeunes prêts à l'envol

Dans les données relatives au taux de reproduction de L. Broch et de son équipe, le nombre des jeunes ayant pris leur envol par nid variait entre 0 et 3 dans les années 2004–2014 (Fig. 11) soit 1,47 jeune en moyenne. La variation standard annuelle du taux de reproduction s'élevait à 0,29. De plus, le taux de reproduction moyen semble en légère décroissance au fil des années. Cette diminution pourrait suggérer un effet de densité, car la population de Milan royal s'est accrue au cours de la période d'observation. Nous avons donc supposé que le taux de reproduction décroissait à mesure que les non-nicheurs (cf. plus bas) étaient présents, car ceux-ci dérangent les couples nicheurs ou entrent en concurrence pour la nourriture. Un tel mécanisme a été observé, par exemple, chez l'aigle royal (*Aquila chrysaetos*), dans les Alpes (Jenny 1992, Haller 1996). Nous avons calculé le nombre de jeunes ayant pris leur envol par couple nicheur au moyen de la fonction exponentielle $f_t = \exp(\log(1,47) - 5 \max(0, \frac{\sum_{a=3}^A N_{at} - K}{\sum_{a=3}^A N_{at}} + \varepsilon_t))$ (Fig. 12). ε_t est une variable aléatoire normalement distribuée présentant une valeur moyenne de 0 et un écart type de 0,18. Cette variable aléatoire produit, dans le modèle, une variance interannuelle en f de 0,29, ce qui correspond à la variance interannuelle dans les données de L. Broch et de son équipe.

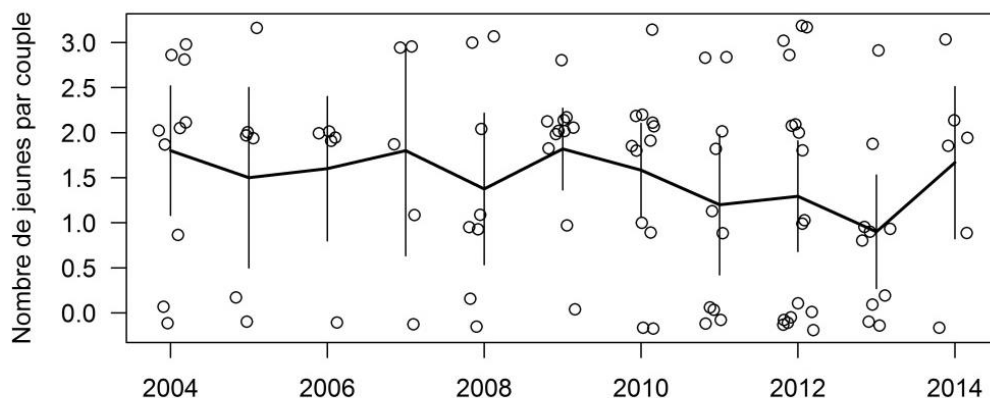


Fig. 11. Taux annuel de reproduction (nombre de jeunes quittant le nid) chez le Milan royal pour les couvées contrôlées par L. Broch et son équipe entre 2004 et 2014 (cercles). La courbe indique la valeur moyenne annuelle. Les barres d'erreur sont des intervalles de confiance à 95 % de la moyenne annuelle. Les cercles sont légèrement dispersés, afin de rendre visibles les mesures chevauchantes.

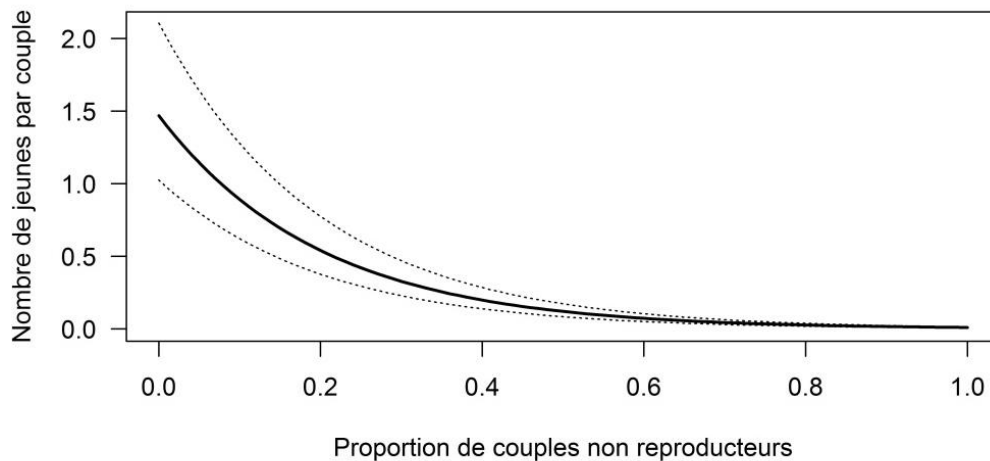


Fig. 12. Nombre moyen de jeunes à l'envol par couple nicheur par rapport à la part des couples non reproducteurs, c'est-à-dire la part des Milans royaux en surnombre du point de vue de la limite de capacité. Les lignes pointillées indiquent l'intervalle à 95 % qui décrit la variance interannuelle.

Le Milan royal commence à nicher au plus tôt à l'âge de deux ans (Aebischer 2009); autrement dit, $p_1 = 0$. La plupart des Milans royaux de deux ans ne nichent pas encore et nous supposons que 20 % le font ($p_2 = 0,2$; A. Aebischer). En revanche, la plupart des Milans royaux plus âgés nichent ($p_{3...A} = 0,8$; A. Aebischer). Afin de simuler la densité-dépendance, nous avons supposé que le nombre de territoires est limité par la nourriture disponible ou les sites de nidification (capacité). Nous avons donc conçu le modèle de telle sorte que la part des femelles non couveuses augmente dès que la capacité est atteinte (voir plus bas pour la détermination de la capacité 3.3.1). La part des nicheurs parmi les Milans de deux ans s'est donc abaissée à $p_2 = \frac{0.2K}{2 \sum_{a=3}^A N_{at}}$, dès que la population des femelles de trois ans ou plus (prêtes à se reproduire), $\sum_{a=3}^A N_{at}$, a excédé $K/2$. Concernant les couples nicheurs plus âgés, nous avons supposé que la part des nicheurs s'abaissait à $p_{ad} = \frac{0.8K}{\sum_{a=3}^A N_{at}}$ dès que $\sum_{a=3}^A N_{at} > K$ (Fig. 13).

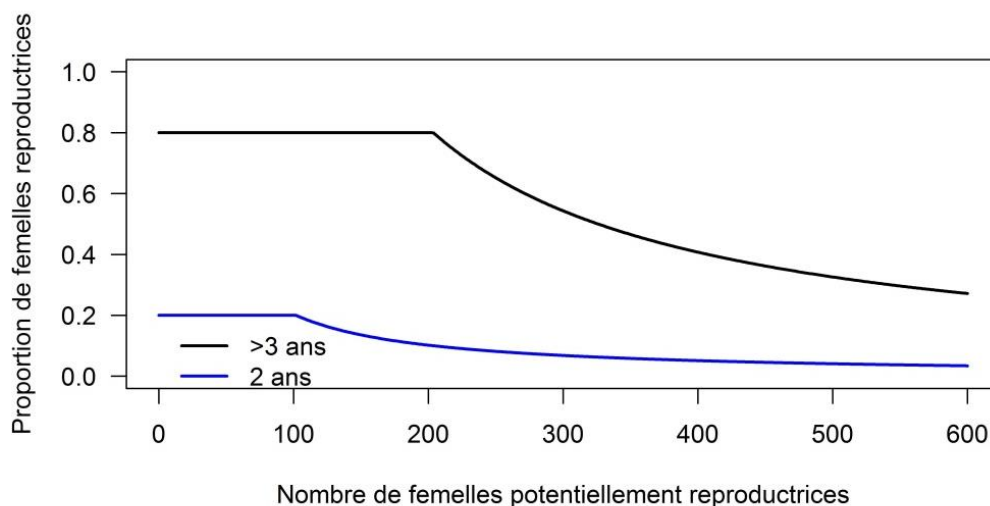


Fig. 13. Probabilité que les Milans royaux nidifient en fonction du nombre de couples reproducteurs potentiels. Sur la figure, nous supposons une capacité de $K = 200$. Dans le modèle, K a résulté d'une distribution lognormale entre 100 et 400 (cf. plus bas) ou a été élevé à plus de 1000 à des fins d'analyse de sensibilité.

Survie

Nous avons eu recours aux probabilités de survie en fonction de l'âge définies par Pfeiffer (2009). Ces probabilités de survie ont été déterminées à l'aide d'un vaste matériel collecté pendant trente ans par la Station ornithologique de Hiddensee à partir de reprises de bagues. Ces données fournissent l'âge précis de la mort de 183 Milans royaux, bagués dans le nid. Elles indiquent que la probabilité de survie augmente fortement durant les trois premières années, pour décroître légèrement par la suite (Fig. 14). Les variances annuelles des probabilités de survie proviennent de Schönfeld (1984).

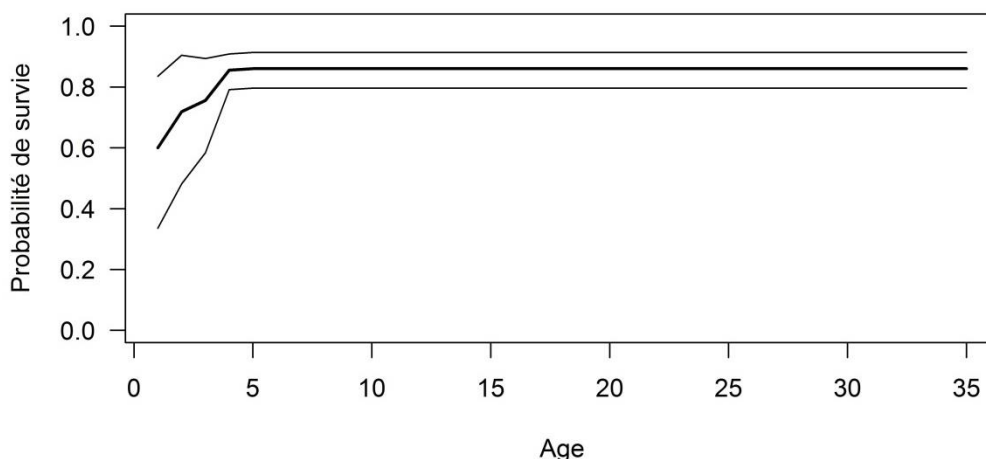


Fig. 14. Probabilité de survie de Milans royaux en fonction de l'âge avec intervalle à 95 %, reflétant la variance interannuelle.

Comme la variance interannuelle du taux de survie est difficile à mesurer la première année (S_1), nous avons vérifié la sensibilité du modèle de population par rapport à la variance de S_1 . Dans cette analyse de sensibilité, nous avons doublé la variance interannuelle de S_1 , de sorte que S_1 varie entre 0,09 et 0,98 et nous avons répété les simulations avec et sans mortalité additionnelle.

Capacité

La zone d'étude a une superficie de 1889 km², hors milieux aquatiques. Si nous supposons que l'ensemble de la zone peut accueillir une densité maximale de 0,14 couple nicheur/km² (soit un quantile de 99 % des densités actuelles estimées dans cette zone), nous obtenons une capacité K de 204 (intervalle à 95 %: 112–371). Comme les hypothèses sur lesquelles se fonde la détermination de la capacité ne peuvent être vérifiées, nous avons déterminé l'influence exercée par la capacité sur le modèle de population à l'aide d'une autre analyse de sensibilité. A cet effet, nous avons répété les simulations en présumant une capacité accrue du facteur 5. Cela devrait montrer dans quelle mesure le seuil de capacité présumé influe sur le modèle de population.

Le Tabl. 9 présente les valeurs utilisées dans le modèle de population pour l'ensemble des paramètres démographiques.

Tabl. 9. Paramètres démographiques utilisés dans le modèle de population du Milan royal.

Paramètre	Valeurs et dépendances	Référence
p_{aN_t}	0 pour 1 an, 0,2 pour 2 ans, 0,8 pour plus âgés; densité-dépendant, si $N_t > K$ (Fig. 13)	(Bauer et al. 2005a, Aebischer 2009)
f_{tN_t}	1,47 avec écart-type interannuel de 0,29; densité-dépendant, si $N_t > K$ (Fig. 12)	Donnée de L. Broch et collaborateurs

Paramètre	Valeurs et dépendances	Référence
S_{at}	Fonction de l'âge ainsi que variable interannuelle (Fig. 14)	(Schönfeld 1984, Pfeiffer 2009)
K	Distribution lognormale avec moyenne 200, 1 % quantile 100, 99 % quantile 400	rapport chap. 3.1.2
N_1	Moyenne 147, 1 % quantile 91, 99 % quantile 244 femelles (Fig. 5).	rapport chap. 3.1.2

Mortalité additionnelle

Parmi les 65 Milans royaux victimes de collision recensés en Allemagne, seuls 5 % étaient des oiseaux immatures (Rasran and Dürr 2013), bien que la part des juvéniles avoisine 30 % dans la population (Bellebaum et al. 2013). Ces indices suggèrent donc clairement que les adultes sont exposés à un risque de collision plus élevé que les juvéniles. Dans les simulations avec mortalité additionnelle, nous avons par conséquent réparti cette mortalité additionnelle de telle sorte que le rapport entre les juvéniles et les oiseaux de plus d'un an soit de 5/95 parmi les oiseaux morts.

3.3.2 Résultats

La simulation montre qu'au bout de 20 ans sans mortalité additionnelle, la capacité n'est pas encore atteinte (Fig. 15). Le taux de croissance de cette période indique le potentiel de croissance de la population. Il se situe à 1.012 dans la situation sans mortalité additionnelle.

Si des individus sont enlevés de la population en plus de la mortalité existante, le taux de croissance démographique diminuera (Fig. 16). En cas de taux de mortalité additionnelle supérieur à 2 %, il y a une grande probabilité que la tendance de la population devienne négative.

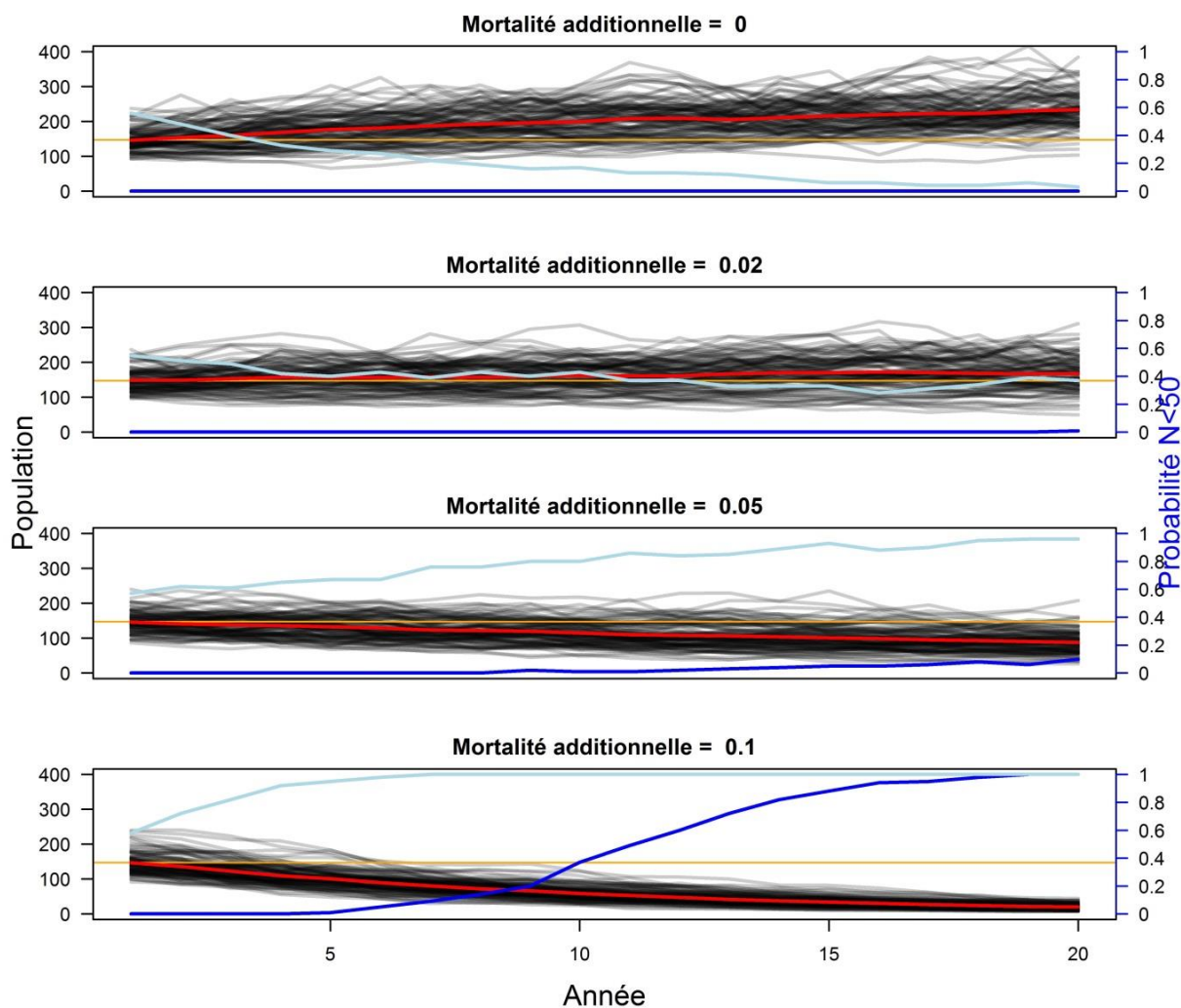


Fig. 15. Evolution démographique du Milan royal. La ligne orange horizontale indique l'estimation de la population actuelle. La ligne rouge est la moyenne des 100 évolutions démographiques possibles simulées. En bleu (ordonnée de droite) est indiquée la probabilité selon laquelle la population s'abaisse sous 50 couples nicheurs (bleu foncé) et sous le nombre actuel (bleu clair).

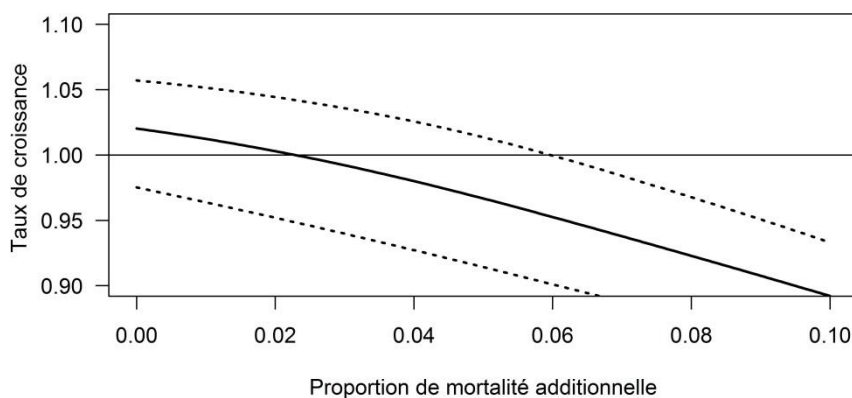


Fig. 16. Taux de croissance moyen durant les 20 premières années en fonction de l'ampleur de la mortalité additionnelle chez le Milan royal.

3.3.3 Discussion du modèle de population

Nos résultats de la mortalité supportables sont inférieurs à ceux obtenus par Bellebaum et al. (2013) dans le Brandenburg (seuil de mortalité de 4 %).

Un accroissement de la capacité d'environ un facteur 5 entraîne une légère augmentation de la mortalité additionnelle supportable (ca. 3 %, annexe 10.2); une plus grande variation temporelle dans la probabilité de survie des juvéniles génère une plus forte sensibilité de la population par rapport à la mortalité additionnelle (annexe 10.3). En conséquence, il convient d'interpréter avec prudence les chiffres indiqués. Les analyses de sensibilité ont aussi montré que les résultats sont robustes quand on assume que le Milan royal ne niche pas au dessus 1200 m d'altitude (annexe 10.4).

3.4 Estimation de la mortalité supportable avec le modèle de population spatialement explicite

3.4.1 Méthodes

A l'aide du modèle de population spatialement explicite, les itinéraires individuels de tous les Milans royaux (naissance, mort, nombre de descendants) peuvent être simulés par des modèles stochastiques. Dans le modèle de simulation, l'aire constitue le centre de vie du Milan royal, d'abord en tant que lieu de naissance, puis site de reproduction. La modélisation se fait par étapes annuelles. Au cours d'une année, le Milan royal élève des petits, qui se dispersent ensuite et sont exposés au risque de mortalité naturelle et de collision avec des éoliennes. Cette dernière forme de mortalité dépend du site (aire) où le Milan s'est établi. Le risque de collision varie en fonction de la distance entre l'aire et les éoliennes. Ce risque, qui s'ajoute à la mortalité naturelle, peut varier dans le modèle, afin de permettre l'étude de divers scénarios. Le modèle de population spatialement explicite présente un avantage par rapport aux autres modèles utilisés jusque-là: la mortalité additionnelle et le nombre de collisions estimées ne doivent pas être comparés après-coup. Il combine les modèles de population (chap. 2.4) et de collision (chap. 2.2) conçus jusqu'à présent. Il permet en outre de constater si une compensation spatiale des victimes de collision peut avoir lieu. Globalement, il se révèle plus réaliste que les autres modèles. Le modèle conçu ici est analogue à celui élaboré par Schaub (2012).

Le modèle se fonde sur les hypothèses suivantes. Le paysage est subdivisé en carrés de 1 ha de superficie, qui constituent l'unité spatiale du modèle. Il existe deux types de carrés: le premier convient comme site de nidification; le second, non. Nous avons désigné comme sites de nidification les carrés comportant une lisière de forêt ou un groupe d'arbres, car les arbres, notamment en lisière de forêt, représentent le site de nidification typique du Milan royal (Aebischer 2009). Les carrés inappropriés ne jouent aucun rôle dans la suite de la modélisation. Lorsqu'il sera question de carrés dans les pages suivantes, ils désigneront donc toujours ceux qui conviennent en tant que sites de nidification. Ces carrés se caractérisent par un risque de collision (chap. 2.2). La probabilité existe qu'un Milan royal nichant ou né dans ce type de carré percute une éolienne au cours d'une année. Cette probabilité a été estimée à l'aide du modèle décrit au chapitre 2.2. Concernant le modèle de population spatial, nous avons utilisé des risques de collision réduits de 10 %, afin de tenir compte du fait que les éoliennes sont à l'arrêt en moyenne 10 % du temps (courriel de François Schaller à Olivier Mermoud du 4 juin 2015). Outre d'autres facteurs, ces risques prennent en considération le paysage environnant l'aire du Milan, lequel influe sur le comportement de vol du Milan royal et par conséquent le risque de collision (Fig. 17).

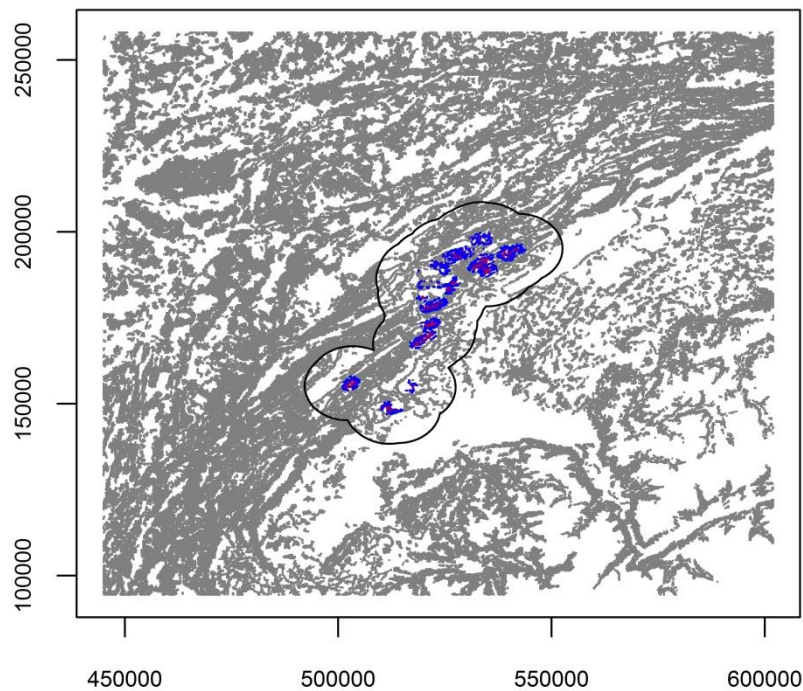


Fig. 17. Paysage présentant des sites de nidification possibles pour le Milan royal, ainsi que risque de collision conséquent (gris = 0, bleu = 0,001, rouge = 1). Périmètre d'étude entouré de noir.

La zone prise en considération pour le modèle de population spatialement explicite est plus vaste que le périmètre d'étude défini précédemment (chap. 1.5), pour pouvoir intégrer l'immigration et l'émigration. La zone a été définie sous forme rectangulaire de façon à couvrir une distance d'au moins 50 km de tout point extérieur du périmètre d'étude, et ce dans toutes les directions. Pour tous les sites de nidification extérieurs au périmètre d'étude, nous avons supposé que le risque de collision était nul.

Ces bases demeureront inchangées pour l'ensemble des étapes suivantes, à l'exception d'un scénario impliquant l'absence d'éoliennes, et pour lequel le risque de collision est fixé à 0 pour tous les carrés. Les étapes suivantes commencent par une répartition aléatoire des Milans royaux entre les sites de nidification possibles, effectuée de telle sorte que leur densité corresponde à la densité actuelle estimée à l'intérieur et à l'extérieur du périmètre d'étude (Fig. 4; 0,07 couple nicheur/km²). La répartition spatiale n'a pas été complètement fortuite, car les carrés occupés devaient être distants d'au moins 2 km. L'âge de chaque femelle est fixé de manière aléatoire, compte tenu de la répartition stable entre les âges (20 % d'1 an, 10 % de 2 ans, 70 % plus âgées). Telle est la population initiale, dont l'évolution sera maintenant simulée sur plus de 15 ans. Chaque individu de la population est modélisé séparément; autrement dit, la stochasticité démographique est prise en compte. Chaque année, pour chaque individu, le processus parcourt les étapes suivantes:

- 1. Simulation de la collision pendant la période de reproduction
- 2. Simulation du taux de reproduction
- 3. Simulation de la mortalité naturelle

Les jeunes prêts à l'envol sont l'objet des simulations suivantes:

- 4. Dispersion
- 5. Simulation d'une collision (sur le nouveau site)
- 6. Simulation de la mortalité naturelle

Au cas où un jeune prêt à l'envol survit, il sera considéré l'année suivante comme un individu établi; autrement dit, il sera modélisé selon les étapes 1 à 3.

Les paragraphes suivants décrivent plus précisément les différentes étapes.

1. Simulation de la collision pendant la période de reproduction

Le risque de collision (p_q) du carré q représente le risque qu'un mâle percute une éolienne durant la période de reproduction (90 % des risques de collision calculés au chap. 3.2, car nous supposons que les turbines sont à l'arrêt pendant 10 % du temps). Comme les femelles se déplacent un peu moins que les mâles durant la période de reproduction, leur risque de collision s'élève à $0,9 \cdot p_q$. Si le carré q est occupé, la loi de Bernoulli permettra d'évaluer si le mâle ($Km \sim \text{Bernoulli}(p_q)$) ou la femelle ($Kw \sim \text{Bernoulli}(0,9p_q)$) entrera en collision avec une éolienne. S'ils survivent tous les deux, les étapes suivantes se poursuivront sans restriction. Si seul le mâle est victime d'une collision, le nombre de jeunes prêts à l'envol se réduira de moitié cette année-là. Le mâle sera remplacé l'année suivante, si la femelle survit (nous supposons par conséquent qu'il y a une réserve de mâles disponibles). Si seule la femelle est victime d'une collision, le taux de reproduction se réduira également de moitié cette année-là. Dans ce cas, toutefois, le territoire restera inoccupé l'année suivante, sauf si un juvénile s'y installe. Au cas où les deux adultes seraient victimes de collision, il n'y aurait aucun jeune prêt à l'envol et le territoire serait abandonné l'année suivante, à moins qu'un juvénile ne s'y installe.

2. Simulation du taux de reproduction

Le taux de reproduction se compose de deux éléments: la probabilité qu'une femelle niche dans l'absolu et le nombre de jeunes produits en cas de nidification. La probabilité de nidification (ω) dépend de l'âge de la femelle; elle s'élève à 0 pour une femelle d'un an, à 0,2 pour une femelle de deux ans et à 0,8 pour une femelle plus âgée. Si une femelle niche l'année t , chaque individu j sera modélisé moyennant une distribution de Bernoulli ($B_{jt} \sim \text{Bernoulli}(\omega_j)$). Le nombre de jeunes prêts à l'envol (au moins un œuf pondu) varie entre 0 et 4 (Aebischer 2009). Dans la zone d'étude de Laurent Broch et al., des données relatives au nombre de jeunes à l'envol ont été relevées pendant plusieurs années. Nous avons calculé, par année t , la probabilité d'atteindre un nombre de jeunes de 0 à 4 ($\pi[0, \dots, 4]_t$) et recouru à la distribution multinomiale pour simuler le nombre de jeunes produits par la femelle j l'année t : $F_{jt} \sim \text{Multinomial}(1, \pi_t)$. Le nombre total de jeunes prêts à l'envol produits par une femelle l'année t est alors $B_{jt} \cdot F_{jt}$. Nous nous basons sur un rapport équilibré entre les sexes et aboutissons ainsi au nombre de jeunes femelles produites l'année t par la femelle j : $FW_{jt} \sim \text{Binomial}(B_{jt} \cdot F_{jt}, 0.5)$.

3. Simulation de la mortalité naturelle

La mortalité naturelle dépend de l'âge du Milan royal et peut varier d'une année à l'autre. Nous distinguons 5 catégories d'âge, et le taux moyen de survie par catégorie est présenté dans la Fig. 14. Les valeurs proviennent de Pfeiffer (2009). L'ampleur des variations interannuelles (stochasticité environnementale) provient, comme pour le modèle de population (chap. 3.3) de Schönfeld (1984). Pour la simulation, il s'est agi de générer tout d'abord des taux de survie S_{at} pour chaque catégorie d'âge a et chaque année t , de sorte que les taux de survie de toutes les catégories d'âge varient parallèlement dans le temps. Nous avons donc supposé que les bonnes et les mauvaises années avaient la même incidence sur les taux de survie de toutes les catégories d'âge. Il s'est ensuite agi de simuler, pour chaque femelle j , âgée d'au moins un an ($a_j > 1$), à l'aide de la distribution de Bernoulli, son aptitude à survivre l'année t : $Z_{jt} \sim \text{Bernoulli}(S_{at})$. En cas de survie (c'est-à-dire si $Z_{jt} = 1$), elle changera de catégorie d'âge l'année suivante $t+1$ ($a_{jt+1} = a_{jt} + 1$).

4. Dispersion

Les jeunes Milans royaux présentent une tendance marquée à migrer et à fonder un territoire sur un nouveau site, qui se trouve en moyenne à 10 km du lieu de naissance (Newton et al. 1989). Les Milans royaux de plus d'un an, qui ont déjà colonisé un territoire, sont très fidèles au site (Newton et al. 1989). Nous avons donc intégré la dispersion des juvéniles («natal dispersal») dans le modèle, mais non la dispersion des adultes («breeding dispersal»). Un nouveau site de nidification est choisi pour chaque juvénile i , de telle sorte que l'ensemble des distances de dispersion suivent une distribution semi-normale, présentant une valeur moyenne de 10 et des recolonisations proportionnelles à la densité de nidification estimée (habitabilité). Les recolonisations doivent présenter une distance minimale de 2 km par rapport à l'aire occupée la plus proche et les distances de dispersion peuvent atteindre au maximum 50 km. Les distances inférieures à 2 km entre les aires peuvent certes survenir chez le Milan royal, mais elles sont rares et limitées à des zones spécifiques (Mougeot et al. 2011). Cela permet aussi de garantir qu'une régulation densité-dépendante soit intégrée dans le modèle, laquelle fonctionne au travers de la concurrence territoriale.

5. Simulation d'une collision (sur le nouveau site)

L'étape suivante consiste à simuler l'éventualité d'une collision entre le jeune Milan et une éolienne. A cet égard, nous avons pris en compte le risque de collision lié au nouveau site, car nous estimons que le Milan royal séjournera plus longtemps sur son nouveau site que sur son lieu de naissance. Le risque de collision est simulé comme pour les adultes (loi de Bernoulli), mais la probabilité de collision présumée est de 5 fois inférieure à celle des adultes.

6. Simulation de la mortalité naturelle

Enfin, la mortalité naturelle est également simulée à l'aide de la distribution de Bernoulli et de la probabilité de survie correspondante: $Z_{it} \sim \text{Bernoulli}(S_{a(=1)t})$. Tant qu'un individu n'a pas percuté une d'éolienne et n'est pas décédé de mort naturelle, il est maintenu dans la population et passe dans la catégorie d'âge 2 l'année suivante.

Dans chaque simulation, nous enregistrons le nombre de sites de nidification occupés et les années d'occupation ainsi que le nombre de collisions survenues avec des éoliennes. Nous pouvons en dériver les effectifs dans le périmètre d'étude de même que le taux de croissance annuel.

Deux scénarios entrent en ligne de compte pour les simulations. Nous supposons d'abord qu'il n'y a aucune éolienne. Le taux de croissance obtenu nous donne la mesure permettant d'évaluer l'influence que les installations prévues pourraient exercer sur la population de Milans royaux. Le second scénario suppose que les 145 éoliennes envisagées sont en service. Pour chaque scénario, nous effectuons 40 simulations.

Le modèle suppose qu'il n'y a pas d'éoliennes à l'extérieur du périmètre d'étude ou bien, dit autrement, que toute la mortalité occasionnée par ces éoliennes est comprise dans la mortalité naturelle supposée. Si cette hypothèse n'est pas juste et que la mortalité du milan royal s'avérerait plus élevée hors du périmètre d'étude, cela entraînerait une diminution du taux de croissance du milan royal dans le périmètre d'étude. Il n'est pas connu à quel point s'exerce cette diminution, mais elle n'est probablement pas très élevée. Cette diminution s'avère équivalente dans tous les scénarios calculés et les conclusions des différents scénarios restent toujours valables.

3.4.2 Résultats

Les taux de croissance escomptés de la population de Milan royal, hors mortalité additionnelle, s'élèvent à 0,993–1,061 dans la zone d'étude (médiane: 1,027). Le nombre de victimes de collision avec les éoliennes prévues dans le modèle de population spatialement explicite présentant un risque de collision se situe entre 0 et 13 individus (moyenne 3,7, Fig. 19), soit une mortalité additionnelle de

1,26 %. Ce nombre de collision est le total, c'est-à-dire qu'il inclut les deux sexes et toutes les classes d'âges. La mortalité additionnelle abaisse le taux moyen de croissance de la population de 0,002 à 1,025 (0,976–1,052, Fig. 18). A noter que 3 parcs concentrent à eux seuls plus de 40 % de la mortalité additionnelle attendue (annexe 10.5).

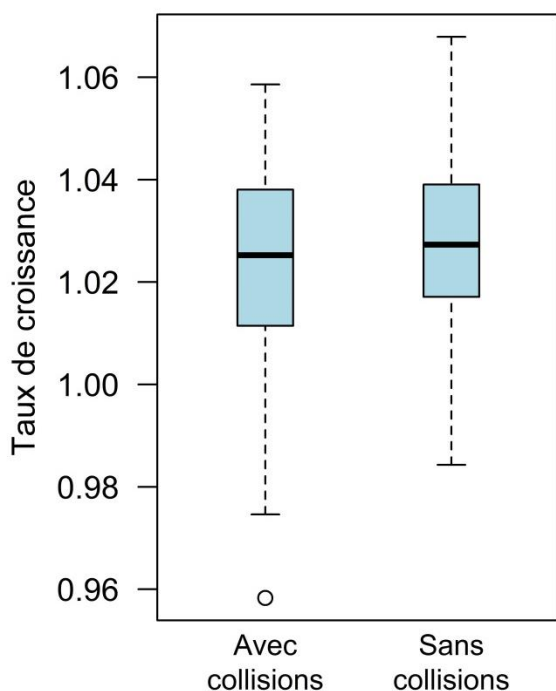


Fig. 18. Taux de croissance escomptés de la population de Milan royal dans le périmètre d'étude, sans éoliennes et en prenant compte les collisions avec les éoliennes pendant la période de nidification. L'effet des éoliennes est sous-estimé ici parce que les collisions hors de la période de nidification sont pas présent en compte.

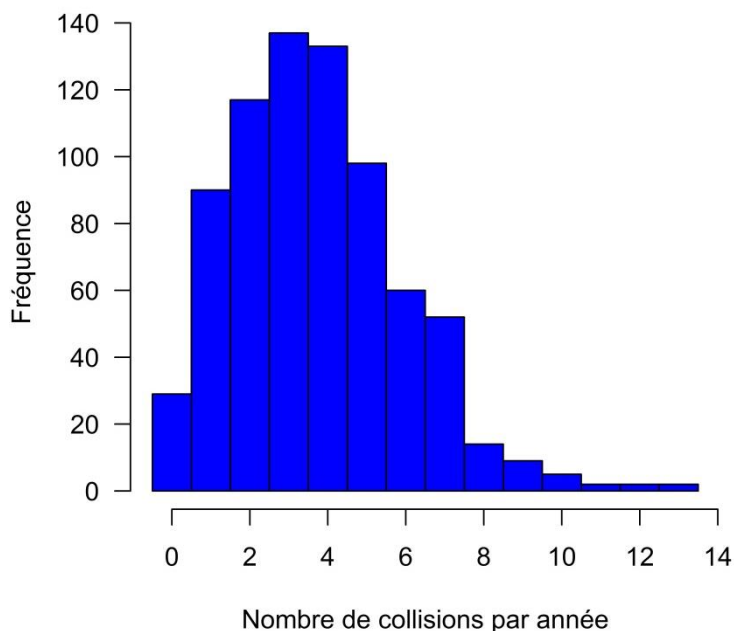


Fig. 19. Nombre total de collisions par année (40 simulations d'évolutions de population sur 15 ans). Le nombre concerne l'ensemble des individus (mâles, femelles et jeunes d'un an) pendant la période de nidification.

3.4.3 Discussion des modèles de population

Malgré des hypothèses parfaitement identiques en ce qui concerne le risque de collision, le modèle de population spatialement explicite aboutit à des taux de collision inférieurs à ceux du modèle de collision (chap. 3.2). Les écarts s'expliquent par des différences structurelles dans le modèle de population. Le modèle de collision suppose une population statique (même nombre d'individus et même distribution chaque année), tandis que la répartition des aires de Milan royal est influencée par les collisions dans le modèle spatialement explicite. La densité de Milans royaux à proximité immédiate des éoliennes et, partant, le nombre de Milans exposés au risque de collision décroît avec le temps dans le modèle de population spatialement explicite alors qu'ils restent constants dans le modèle de collision. C'est pour cela que le modèle spatialement explicite est plus réaliste pour les collisions pendant la période de nidification. Le modèle sous-estime l'effet des éoliennes sur la population de Milan royal, puisqu'il ne tient pas compte des collisions en dehors de la période de nidification.

3.5 Effets attendus sur la population de Milan royal

A l'inverse des populations d'Espagne, de France et d'Allemagne (BirdLife_International 2015), la population de Milan royal en Suisse semble bien se porter pour le moment. Ses effectifs s'y sont accrus au cours des vingt dernières années et son territoire s'est étendu (Aebischer 2009). Le taux de croissance de la population dans le périmètre d'étude ne descendra pas au-dessous de 1 en cas de mortalité additionnelle de 2 % (Fig. 16). Dans le modèle de population spatialement explicite, nous avons obtenu une réduction du taux de croissance, liée à la présence des éoliennes pendant la période de nidification, de 0,2 %. Cette réduction va être plus sévère si on considère aussi les collisions hors de la période de la nidification. Nos modèles prédisent par conséquent que les éoliennes prévues exerceront une influence sur la population de Milan royal dans la mesure où elles diminueront leur croissance et vont peut-être rendre négative à terme la tendance de la population. Cependant, étant donné la croissance actuelle vigoureuse des effectifs de Milan royal en Suisse, l'influence négative des éoliennes pendant la période de nidification se révèle minime. Nos modèles ne prennent toutefois en considération que les collisions pendant la période de reproduction. Comme bon nombre des couples nicheurs vaudois hivernent dans le sud de la France ou en Espagne (A. Aebischer, comm. pers.), où il y a de plus en plus de parcs éoliens, l'influence globale des éoliennes devrait être supérieure à celle que nous avons estimée. De plus, les Milans royaux se concentrent en hiver dans des dortoirs hivernaux. Si des parcs éoliens se situent à proximité de ces dortoirs, il faut s'attendre à des collisions qui auront une incidence négative sur les populations d'où sont issues les victimes. Par conséquent, il faudrait éviter la proximité des dortoirs hivernaux comme site d'aménagement de parcs éoliens (Horch et al. 2013b).

Dans le Brandebourg, où les effectifs de Milan royal décroissent depuis quelque temps, il s'est avéré que les parcs éoliens pouvaient exercer une incidence négative sur l'évolution de la population à partir d'une certaine densité de machines (Bellebaum et al. 2013). Dans les secteurs où les effectifs ne progressent pas, les pertes liées à des collisions peuvent avoir une incidence négative durable sur la population de Milan royal. Par rapport à d'autres espèces de rapaces, le Milan royal percute les éoliennes avec une fréquence disproportionnée (Hötter et al. 2013, Langgemach and Dürr 2014). Cette sensibilité résulte de son comportement de vol: il évolue souvent à une altitude critique par rapport aux turbines (Hötter et al. 2013) et se montre peu farouche vis-à-vis des éoliennes (Hötter et al. 2013). En outre, le Milan royal effectue des vols de recherche beaucoup plus longs que ceux de la buse variable (*Buteo buteo*), par exemple, pendant lesquels il survole de vastes secteurs. Le Milan royal est donc particulièrement exposé au risque de collision.

L'impact cumulé de tous les projets dans le périmètre d'étude est supportable pour la population nicheuse du fait de son taux de croissance positif et si le risque de collisions est nul hors de la période

de nidification. Si ce taux venait à baisser, l'impact cumulé pourrait s'avérer préjudiciable à long terme pour le Milan royal.

3.6 Synthèse des mesures

Mesures d'évitement des collisions

Dans le cas d'une espèce aussi sensible et mobile, il est seulement possible d'éviter les collisions en abandonnant les projets. Cependant, il est possible, dans certaines circonstances, de réduire le taux de collision (cf. ci-après).

Mesures de réduction des collisions

Il a souvent été montré que le risque de collision diminuait à mesure que la distance s'accroissait entre les éoliennes et l'aire du Milan (Hötker et al. 2013). Le risque de collision peut être fortement réduit si une distance minimale pour la construction des éoliennes est maintenue entre l'aire et les éoliennes. En Allemagne, une distance minimale de 1250 m (Mammen et al. 2013) et, dans plusieurs pays, de 1500 m est recommandée (Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten (LAG VSW) 2015). L'application de règles de distance est rendue difficile par la sélection dynamique du site de nidification par de nombreux couples nicheurs de Milans royaux. Leurs aires ne se situent pas chaque année au même endroit, même si certains couples s'en tiennent à un site traditionnel pendant plusieurs années. L'application des règles de distance s'avère plus difficile en Suisse que dans certaines régions d'Allemagne, dans la mesure où le paysage présente une mosaïque dense de vastes bosquets champêtres, ainsi que de petites et grandes forêts, susceptibles de servir de site de nidification au Milan royal.

En Suisse, des recommandations quant aux distances minimales concernent uniquement les dortoirs hivernaux de Milans royaux, pour lesquels une distance de 5 km avec les installations d'éoliennes est recommandée (Horch et al. 2013a), une distance comparable à d'autres pays en Europe (Bright et al. 2008). Une telle recommandation nous semble adaptée, car les dortoirs hivernaux accueillent en partie des individus de populations présentant déjà une croissance négative. Ces populations ne tolèrent pas de mortalité additionnelle.

Les directives vaudoises demandent, pour tous les projets, de rechercher les Milans royaux dans un rayon de 2 km autour des éoliennes en période de nidification, mais sans proposer de distance minimale pour la construction des éoliennes. Nos résultats montrent qu'une distance minimale de 1000 à 1500 m permet de diminuer fortement les collisions, ce qui rejoint les recommandations allemandes en la matière.

Le Milan royal occupe ses sites de nidification de février à juillet; 60 % de ses déplacements durant cette période se font dans un rayon de 1,5 km autour du nid sans présenter de patron d'activité particulière (WAG - Weltarbeitsgruppe Greifvögel und Eulen 2013, Pfeiffer and Meyburg 2015); il semble donc impossible de prévoir les périodes à haut risque de collision et d'appliquer dans ce cas un algorithme d'arrêt efficace. L'efficacité des systèmes de détection visuels ou radar, couplés à un système d'arrêt pour réduire la mortalité du Milan royal n'a pas été attestée scientifiquement à ce jour.

Plusieurs essais ont déjà été effectués en vue de réduire l'attrait des surfaces situées sous les éoliennes pour la recherche de nourriture et ainsi diminuer le risque de collision. Mammen et al. (2013) ont recouvert le pied d'un mât d'une feuille d'aluminium, ce qui a toutefois suscité la curiosité du Milan royal et l'a donc attiré. Une tentative d'empierrement sur une vaste surface a produit le même effet. Il semble que le Milan royal apprécie les surfaces dégagées et bien visibles pour y rechercher sa nourriture et qu'il soit attiré par les structures de délimitation, fréquentes dans les parcs éoliens. Le Milan n'est pas attiré par les surfaces uniformes, dotées d'une végétation haute et dense (et donc peu visibles), telles que les champs de maïs par exemple (Craighead and Craighead 1969). Le renoncement

à la fauche ou l'arrêt des éoliennes durant la fauche et aussi longtemps que la végétation est courte pourrait donc réduire globalement le risque de collision des rapaces avec certaines installations. Ces mesures doivent être assorties d'une planification coordonnée entre les différents propriétaires fonciers et impliquent un gros travail. Il convient donc de se demander si de telles mesures de réduction sont efficaces et réalisables dans la pratique. De plus, il ne devrait y avoir aucune installation de compostage à proximité des éoliennes, car elles attirent les petits mammifères (Mammen et al. 2013).

Mesures de compensation

Il n'y a pas de mesures de compensation connues qui soient vraiment efficaces. Richarz et al. (2012) recommandent la conservation à long terme des nids par la protection d'arbres (marquage) ou de secteurs de forêts. Ils proposent également d'assurer la tranquillité des sites connus et potentiels en renonçant aux travaux sylvicoles entre mars et août. La réussite d'une telle valorisation dépend de nombreux facteurs, notamment l'acceptation et la souplesse des propriétaires fonciers. Par conséquent, une telle mesure de compensation devrait être prise avant l'installation des éoliennes et s'avérer efficace avant même d'être considérée comme une mesure de compensation.

3.7 Synthèse et recommandations pour le Milan royal

Par rapport aux autres espèces examinées ici, les connaissances de base sont nettement meilleures en ce qui concerne le comportement de vol et la dynamique démographique du Milan royal. Le modèle spatialement explicite donne un meilleur résultat que le modèle simple, mais sous-estime tout de même l'effet des collisions sur la population du fait que nous ne prenons pas en compte les effets en dehors de la stricte période de nidification, et nous assumons qu'il n'y a pas d'éoliennes autour du périmètre d'étude, où des individus pourraient émigrer.

Pour le moment, nous nous attendons à ce que les collisions pendant la période de nidification diminuent la croissance de la population du Milan royal au sein du périmètre d'étude. L'impact des collisions pendant la période de nidification n'est pas assez forte pour imprimer une tendance négative à la population. Ceci est possible dans la mesure où les effectifs de Milan royal affichent actuellement une croissance dans la zone d'étude. La mortalité en dehors de la période de nidification n'est pas connue, et il est difficile de savoir si cette mortalité supplémentaire induirait une diminution de la population si l'on prenait en compte les collisions pendant toute l'année. En plus, si les conditions ambiantes devaient évoluer de telle sorte que la population croîtrait moins ou même ne croîtrait plus, les collisions (seulement celles pendant la période de nidification) pourraient devenir problématiques au niveau de la population. De par la concentration de la distribution du Milan royal en Europe centrale, la Suisse assume une grande responsabilité vis-à-vis de sa conservation (Keller et al. 2010, BAFU 2011). Comme les populations de Milan royal diminuent en Espagne, en France et en Allemagne, les quelques populations en croissance comme celle du périmètre d'étude doivent produire davantage d'individus afin de compenser les pertes subies dans d'autres populations. C'est pourquoi la mortalité additionnelle dans le périmètre d'étude ne doit pas empêcher la production d'individus excédentaires. Il n'est par contre pas possible d'évaluer combien d'individus excédentaires doivent être produits dans le périmètre d'étude pour servir de «population-source» à celles d'Europe centrale.

Les expériences menées en Allemagne septentrionale, où les effectifs de Milan royal sont en déclin depuis longtemps, montrent que les éoliennes peuvent exercer une influence négative (Bellebaum et al. 2013). Il conviendrait par conséquent de surveiller le taux de collision après la construction des parcs éoliens, en vue de pouvoir intervenir le cas échéant en prenant les mesures correctives nécessaires. L'environnement immédiat de l'éolienne devrait être géré de telle sorte qu'il soit aussi peu attractant que possible pour le Milan royal, sauf aux endroits où cela est en contradiction avec d'autres enjeux de protection des milieux et des espèces. Il conviendrait de respecter une distance minimale

par rapport aux sites de nidification traditionnels connus (cela est réaliste seulement pour quelques nids occupés d'année en année, puisqu'en général l'occupation des nids est très dynamique). L'installation de dortoirs hivernaux à proximité des parcs éoliens pourrait augmenter les risques de collisions durant la période hivernale. Deux dortoirs accueillant plusieurs dizaines d'individus se sont notamment installés récemment dans la Plaine de l'Orbe à Rances et dans la vallée de La Sagne, dans le canton de Neuchâtel, à respectivement 6 et 10 km d'un parc projeté dans le périmètre d'étude. D'autres pourraient se constituer dans les années à venir. Il convient donc d'assurer un monitoring de cette évolution. Une distance de 5 km devrait être maintenue entre les parcs éoliens et les dortoirs hivernaux (Horch et al. 2013b). Pour les vastes dortoirs hivernaux (> 100 individus), nous recommandons de faire une étude sur l'utilisation de l'habitat pour déterminer le potentiel de conflit avec les parcs éoliens.

4. Grand Tétras

Résumé

- A peu d'exceptions près, les effectifs du Grand Tétras ont suivi une tendance négative ces 50 dernières années en Europe centrale. Son aire de répartition s'est fortement réduite et l'espèce a même disparu en maints endroits. L'évolution défavorable de la structure forestière et les dérangements d'origine humaine sont considérés comme les principales causes de ce déclin.
- En Suisse, les populations principales se trouvent dans le Jura occidental, dans le centre et l'est du versant nord des Alpes ainsi que dans les Alpes centrales orientales. Dans le Jura occidental et dans l'est du versant nord des Alpes, le nombre d'individus a probablement augmenté depuis 2001. Malgré cela, les populations sont partout si faibles que l'espèce ne pourra survivre à long terme que si tous ses habitats importants sont préservés de dérangements supplémentaires et de nouvelles infrastructures.
- La Confédération a publié un plan d'action pour la conservation du Grand Tétras en Suisse. Dans le cadre de ce plan, la Confédération et les cantons fournissent les moyens permettant de mettre en œuvre les mesures de conservation. Celles-ci semblent avoir du succès dans le Jura occidental. En raison de l'estimation des tailles minimales de populations capables de survivre (minimal viable population, Grimm und Storch 2000) et selon l'estimation actuelle de la population, nous devons conclure que les populations de Grands Tétras du Jura occidental ne pourront se maintenir que si toute la région située au sud-ouest du col du Mollendruz reste ou redevient habitable pour cette espèce sensible aux dérangements. Cela signifie que la construction de nouvelles infrastructures et de routes d'accès est très problématique. La survie des quelques populations isolées au nord-est du col du Mollendruz en dépend également.
- Nous avons évalué les parcs éoliens planifiés, pour savoir où les collisions avec des Grands Tétras étaient à craindre et quelle était la surface d'habitat directement touchée par l'effet d'effarouchement des pales d'éoliennes. En raison de l'absence d'informations suffisantes, les autres impacts potentiellement négatifs des éoliennes n'ont pas pu être considérés. Ceux-ci comprennent les dérangements causés par la fragmentation, la construction et l'exploitation de l'installation ainsi que par la création des voies d'accès et leur utilisation ultérieure. À l'aide d'un modèle de population, nous avons finalement estimé l'influence de la mortalité due aux collisions et de la perte d'habitat due à l'effet d'effarouchement sur l'évolution des effectifs. Là non plus, les effets indirects décrits ci-dessus ne sont pas pris en compte.
- Notre modélisation montre que des collisions auront lieu dans trois parcs éoliens prévus. Nous prévoyons la plupart des collisions dans le parc éolien EolJoux, qui se situerait entre les deux plus grandes populations contiguës de Grands Tétras dans le Jura et à proximité des deux plus grands sites de parade nuptiale.
- Sur la base de notre modèle, le nombre total de collisions dans ces trois parcs éoliens est estimé en moyenne à 0,58 collisions par an, ce qui correspond à 0,2 % de la population. La perte cumulée de l'habitat en raison de l'effet d'effarouchement des turbines s'établit à 9,7 %. Elle couvre tous les habitats de 1re et de 2e priorité dans un rayon de 750 m en moyenne (pondération diminuant de façon linéaire de 500 à 1000 m) autour des éoliennes. La perte des zones actuellement habitées par le Grands Tétras (1re priorité) se monte à 1,7 % (surface)–4,1 % (nombre de femelles) de la population. Dans la zone 1re priorité, la mortalité directe estimée et la perte d'habitat due à l'effet d'effarouchement des turbines provoquent une diminution du taux de croissance démographique d'au moins 0,1–0,2 % (de 0,998 à 0,996–0,997).
- Cet effet est considéré comme trop optimiste parce que le modèle de population ignore

- que la population est actuellement fragmentée et le pourrait encore davantage par les parcs éoliens prévus. En tenant compte de la fragmentation, on peut s'attendre à un impact encore plus négatif sur le développement de la population.
 - que la construction et l'exploitation des éoliennes ainsi que l'utilisation ultérieure des voies d'accès vont provoquer des dérangements, ce qui aura un effet négatif supplémentaire sur la population.
 - la structure sociale de la population (par exemple places de parade). Il est à craindre que les dérangements sur les places de parade conduisent à la perturbation du système social, ce qui a un effet négatif sur la population. Il n'y a pas de recherches scientifiques sur ce thème, car aucune expérience ne peut être menée sur les places de parade des espèces sensibles.
- Le Grand Tétrás a besoin de grandes zones non perturbées, contiguës et disposant d'un habitat favorable. Dans le Jura suisse, l'espèce ne trouve ces habitats qu'au sud-ouest du col du Mollendruz, région où vit la partie la plus grande et la plus importante de la population du Grand Tétrás. La construction d'un parc éolien entre les populations des deux côtés de la Vallée de Joux est très défavorable pour la survie de la population jurassienne du Grand Tétrás parce qu'il porte atteinte aux habitats optimaux, est situé juste à côté des deux places de parade traditionnelles les plus grandes du Jura entier et mets en danger l'échange des individus entre la Haute Chaîne et le Risoux.
 - Si des parcs d'éoliennes critiques pour le Grand Tétrás seront réalisés, il faut attendre des effets négatifs pour la population. La compensation est très difficile et même impossible pour certains sites, en particulier si des places de parade traditionnelles sont touchée et en ce qui concerne des collisions.
 - En fin de compte, chaque parc éolien et chaque éolienne à l'intérieur d'un parc doit être évalué individuellement en fonction de son impact.

4.1 Répartition et estimation de la population

4.1.1 Données et méthodes

La présence de Grands Tétrás dans le périmètre d'étude est relativement bien documentée. Nous avons établi une carte de distribution et effectué une estimation de leur population sur la base des données disponibles. La présence des Grands Tétrás dans le secteur suisse de la zone d'étude a été établie à partir des recensements d'aires de parade et des données communiquées par le Service d'information de la Station ornithologique. Nous avons utilisé les observations cumulées durant les années 1970 à 2014. Les données provenant du Plan d'action Grand Tétrás (Mollet et al. 2008) en font partie. De plus, nous disposons, en ce qui concerne le secteur suisse du périmètre d'étude, d'informations relatives au nombre de Grands Tétrás en parade sur 18 aires de parade du canton de Vaud pour les années 1998 à 2014 (<http://www.vd.ch/index.php?id=29517>). Pour Neuchâtel, nous disposons des données du plan d'action, ainsi que d'informations fournies par Anatole Gerber et Blaise Mulhauser.

S'agissant de la France, nous disposons du travail de Montadert (2013), qui a précisé la répartition dans trois départements du Jura (Doubs, Jura, Ain) pour les années 1990 à 2010 et effectué une estimation des effectifs, et des cartes de priorité fournies par le Groupe Tétrás Jura (GTJ), sur le modèle du Plan d'action suisse.

De récentes études génétiques montrent que certaines populations du centre et du sud-ouest de l'Europe connaissent un excédent de mâles (Morán-Luis et al. 2014, Mollet et al. 2015). Nous avons tablé sur une part de mâles de 58 % (Mollet et al. 2015) (chez Morán-Luis et al. (2014), la part des mâles s'élève à 62 %), afin d'estimer le nombre de femelles à partir du nombre de mâles en parade.

4.1.2 Résultats

Dans le périmètre d'étude, le Grand Tétras est principalement présent dans les forêts d'altitude, notamment dans le secteur sud-ouest (une carte précise de répartition sert de base de travail, mais elle ne peut être présentée ici pour des raisons de protection de l'espèce).

Montadert (2013) nous informe que, en 2010, 33–45 coqs paraient dans le département du Doubs et 56–74 dans le département du Jura. Si nous supposons que 100 % des mâles du département du Doubs et près de 50 % des mâles du département du Jura se situent dans le périmètre d'étude (Montadert, comm. pers.), la zone compte donc 61–82 coqs dans le secteur français. Sur les aires de parade du canton de Vaud, où des recensements ont été effectués de 1998 à 2014, la population actuelle est estimée à 75–80 coqs (P. Patthey, DGE-BIODIV). Dans le secteur neuchâtelois du périmètre d'étude, une dizaine d'individus avaient été recensés en 2014 (A. Gerber, SOS) pour un total approximatif de 5 mâles (nous supposons 2–7). Si nous additionnons les valeurs minimales des différents secteurs de la zone d'étude, nous obtenons $61 + 75 + 2 = 138$ coqs. Le total des valeurs maximales serait $82 + 80 + 7 = 169$ coqs; le nombre de mâle atteint donc une moyenne de 153 individus. Dans l'hypothèse où la part des mâles serait de 58 % (Mollet et al. 2015), nous obtenons 100–122 femelles (moyenne 111). La population moyenne devrait donc atteindre environ 264 individus au total (compris dans une fourchette de 240–291 individus).

4.2 Estimation du nombre de collisions

4.2.1 Méthode et choix des paramètres

Le modèle retenu pour le Grand Tétras est un modèle de type A, semblable à celui adopté pour le Milan royal, c'est-à-dire qu'il fait intervenir de manière explicite des trajectoires de vol simulées. Comme pour le Milan également, le calcul du risque de collision se fait en deux étapes, selon la formule

$$\text{Nombre de collisions} = \text{Nombres de visites} \times \text{Probabilité de collision durant une visite}$$

Cette démarche permet de découpler le problème du calcul des trajectoires à risque (les «nombres de visites») de celui de la probabilité d'entrer en collision avec une éolienne lorsque l'oiseau se trouve à proximité de celle-ci. Nous détaillons ci-dessous les démarches pour le calcul des nombres de visites puis pour celui de la probabilité locale de collision.

Le nombre de visites

À la différence du Milan, les trajectoires de vol du Grand Tétras sont rectilignes, reflétant le fait que le Grand Tétras ne vole pas bien (communication de P. Mollet via SOS). Une fois généré un nombre approprié de ces trajectoires, un nombre de passages, ou «nombre de visites» est calculé, ce nombre étant égal au nombre de trajectoires passant à une distance inférieure à une valeur r jugée critique d'une éolienne.

$$\text{Nombre de visites} = \text{Nombres de vols à une distance} < r \text{ d'une éolienne}$$

Les trajectoires sont à simuler entre des points situés dans le domaine de répartition du Grand Tétras, fourni par la SOS. Les simulations s'effectuent en deux temps: dans un premier temps avec un modèle à deux dimensions dans l'ensemble du périmètre considéré, puis, dans un deuxième temps, de manière locale pour les parcs concernés par les risques de collision avec un modèle tridimensionnel tenant compte de la topographie du terrain. Nous présentons successivement ces deux modèles ci-dessous.

Modèle bidimensionnel

Afin de simuler les trajectoires dans le plan, il s'agit de calculer de manière aléatoire le nombre de vols sur l'ensemble du territoire pendant une saison. Ceci se fait de la manière suivante:

- un intervalle pour le nombre de vols par saison et par km² est fourni par un expert (Tabl. 10)
- pour chaque saison est effectué un tirage d'une variable aléatoire selon une distribution de Poisson dont le paramètre est ajusté de sorte à obtenir des valeurs dans l'intervalle prescrit
- ce nombre est multiplié par la surface en km² du périmètre, fournissant le nombre de vols pour la saison en question et pour l'entier du périmètre
- pour chaque vol, une paire de points (point de départ/point d'arrivée) est définie aléatoirement au sein du domaine de répartition du Grand Tétras

Un paramètre supplémentaire dans le modèle est la distance maximale pouvant être parcourue lors d'un vol. Les simulations sont effectuées sur 100 saisons, pour trois valeurs plausibles de la distance maximale. Les résultats sont calculés de manière globale ainsi que pour chaque parc projeté. Finalement, dans le modèle bidimensionnel (2d), la distance critique r est donnée par le rayon du rotor des éoliennes. Cette valeur surestime clairement le risque, étant donné que, sauf à hauteur du moyeu, la distance critique est dans les faits inférieure à ce rayon. Cependant, cette approche grossière est suffisante dans le cadre du modèle bidimensionnel pour identifier les parcs pouvant présenter un risque réel. Des valeurs réalistes pour la distance critique doivent être basées sur la géométrie tridimensionnelle des machines et seront prises en compte dans le modèle à trois dimensions présenté ci-dessous.

Les paramètres utilisés dans le modèle à deux dimensions du Grand Tétras sont résumés dans le Tabl. 10.

Tabl. 10. Paramètres du modèle bidimensionnel (modèle 2d) pour la dynamique de vol du Grand Tétras

Paramètre	Valeur	Référence
Domaine de répartition	Plan d'action Grand Tétras Suisse + carte Groupe Tétras Jura (GTJ), avec zones de 1 ^{re} et 2 ^e importance	Station Ornithologique Suisse (SOS), GTJ
Nombre de vols	Entre 5 et 20 par km ² et par saison. Des valeurs dans cet intervalle sont obtenues par tirage aléatoire selon loi de Poisson de paramètre 12	P. Mollet via SOS
Points de départ	Tirage aléatoire dans le domaine de répartition	SOS
Points d'arrivée	Tirage aléatoire dans le domaine de répartition, à une dist. max. d donnée du point de départ	SOS
Distance max. d	2, 3, 4 km	I-REX: ad-hoc, selon indication experts SOS
Rayon r	Rayon du rotor de l'éolienne	I-REX: ad hoc, pessimiste

Modèle tridimensionnel

Comme déjà dit, le modèle décrit ci-dessus ne tient pas compte du profil du terrain le long des trajectoires simulées. Cette information est nécessaire pour déterminer d'une part si l'oiseau peut atteindre une altitude critique, et d'autre part si le vol simulé est possible, c'est-à-dire ne rencontre pas d'obstacle sur la trajectoire. En effet, le Grand Tétras ne peut voler que de manière rectiligne, horizontalement ou en descente, dans des secteurs dépourvus d'obstacles. Une information sur la topographie du terrain survolé est donc nécessaire, ce qui conduit au modèle tridimensionnel présenté ici. Ce modèle est cependant développé uniquement de manière locale autour des parcs potentiellement

concernés par un risque d'impact selon le modèle bidimensionnel. La très grande taille des bases de données topographiques nécessaires rendrait problématique le déploiement du modèle tridimensionnel à l'ensemble du périmètre.

Le principe de ce modèle est le suivant: dans la région associée au parc considéré, les trajectoires de vol sont générées à l'aide du modèle bidimensionnel. Cependant, pour chaque trajectoire un test est effectué en comparant le profil du terrain survolé avec celui de la trajectoire de vol elle-même (Fig. 20). Un vol est déclaré possible, au départ du point choisi et dans la direction choisie, si l'altitude de la trajectoire de vol est supérieure à celle du terrain sur une distance choisie égale à 100 m. Pour un tel vol, les intersections entre les deux profils d'altitude sont ensuite déterminées, et le point d'arrivée est défini comme étant le premier point pour lequel l'altitude du vol est égale à l'altitude du terrain. Notons que ce point peut tout à fait coïncider avec le point d'arrivée généré par le modèle à deux dimensions. Cela n'est toutefois pas toujours le cas, et le fait de choisir le point d'arrivée en fonction des intersections des profils d'altitude permet d'accélérer les simulations, car il n'est ainsi pas nécessaire de générer un nouveau point d'arrivée avec le modèle 2d à chaque fois qu'un vol direct jusqu'au premier point d'arrivée n'est pas possible. Finalement, toujours dans le but de faciliter les calculs et accélérer les simulations, l'altitude du point de départ est choisie comme étant celle du sol additionnée de la hauteur au-dessus de celui-ci (modèle numérique de hauteur). Par contre les intersections sont déterminées entre l'altitude de la trajectoire de vol et celle du sol (modèle numérique de terrain) uniquement.

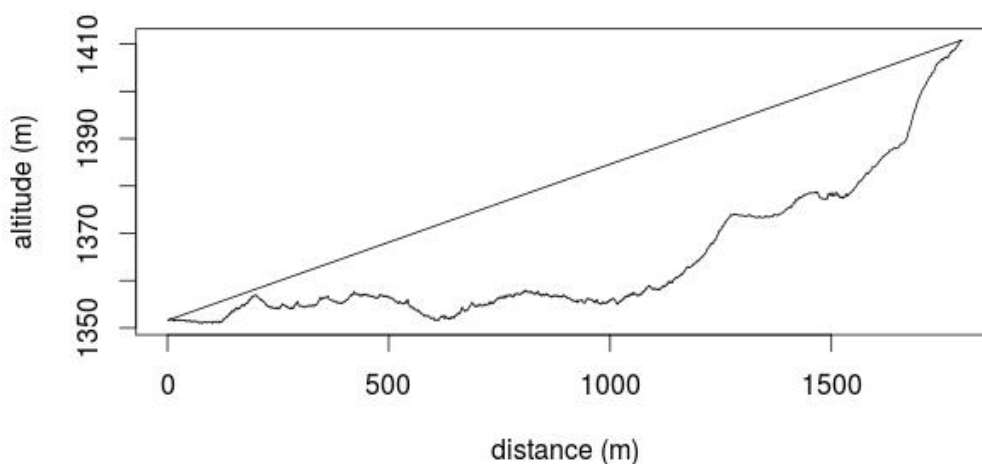


Fig. 20. Exemple du profil d'une trajectoire de vol réalisable par un Grand Tétrás, dans le sens qu'elle est compatible avec la topographie du terrain.

Dans un deuxième temps, pour chaque trajectoire de vol réalisable, c'est-à-dire ayant passé le test décrit ci-dessus, d'éventuelles intersections de cette trajectoire avec l'obstacle représenté par une éolienne sont déterminées. Pour ce faire, les distances entre toutes les trajectoires de vol réalisables générées et les éoliennes sont calculées dans le modèle 2d, et une collision est comptabilisée pour chaque trajectoire passant à une distance inférieure au rayon de l'éolienne du mât de celle-ci.

Finalement, précisons que la distance de vol maximale utilisée dans le modèle tridimensionnel (modèle 3d) est de 4 km. Il s'agit donc de la plus grande des valeurs retenues dans le modèle 2d. La raison de ce choix est qu'il facilite grandement les simulations, en offrant un nombre de trajectoires réalisables suffisamment grand pour que le temps de calcul ne soit pas trop péjoré. D'autre part, en se plaçant dans la fourchette haute des valeurs possibles pour la distance de vol, on obtiendra une borne supérieure pour le nombre de collisions estimé.

La probabilité de collision

La probabilité locale de collision est elle-même le produit de deux facteurs:

$$p = p_{hit} \cdot p_{fct}$$

où p_{hit} désigne la probabilité de collision sachant que l'éolienne fonctionne, et p_{fct} , la probabilité que l'éolienne fonctionne. Pour le Grand Tétrás, nous avons retenu $p_{fct} = 1$ car cette espèce peut également entrer en collision avec des obstacles immobiles (tour de radiotélévision, etc.).

La probabilité locale de collision p_{hit} est une probabilité conditionnelle: il s'agit de la probabilité qu'un Grand Tétrás heurte une pale ou le mât d'une éolienne, sachant qu'il passe à une distance inférieure ou égale au rayon de l'éolienne. Cette probabilité est évaluée en faisant les hypothèses simplificatrices suivantes:

- la trajectoire de vol est perpendiculaire au plan contenant le mât et les pales de l'éolienne
- le mât est assimilé à un rectangle de largeur L
- les pales sont assimilées à des rectangles de largeur l
- pour tenir compte du mouvement des pales, la zone prise en compte pour une collision est un rectangle de largeur $2l$ pour chaque pale. Cette approche correspond essentiellement au modèle de Band, résumé dans l'article de (Masden and Cooc 2016)

Nous notons encore H la hauteur du mât de l'éolienne, et R le rayon du rotor; voir Fig. 21 pour une illustration des paramètres d'une éolienne.

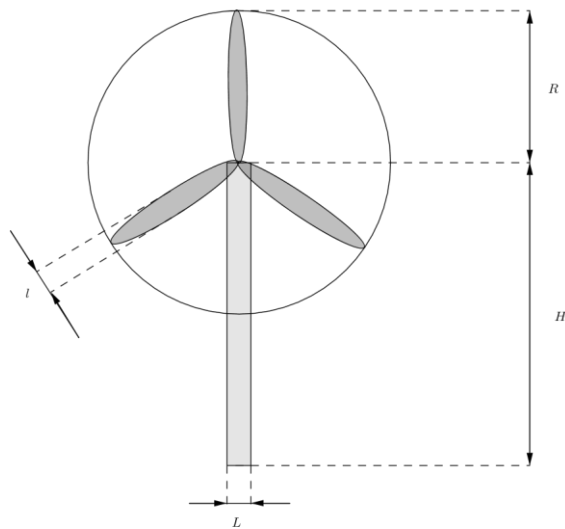


Fig. 21. Paramètres d'une éolienne pour le calcul de la probabilité locale de collision du Grand Tétrás.

À l'aide de ces hypothèses, le calcul de la probabilité locale de collision p_{hit} se réduit à un problème de probabilité géométrique, ou, plus précisément, à trois problèmes distincts, la probabilité p_{hit} dépendant de la hauteur de vol h selon la formule

$$p_{hit} = P(\text{hit} | h < H - R) \cdot P(h < H - R) + P(\text{hit} | H - R \leq h < H) \cdot P(H - R \leq h < H) + P(\text{hit} | H \leq h) \cdot P(H \leq h)$$

Les valeurs seuil retenues dans ce calcul correspondent aux limites des domaines définis respectivement par $h < H - R$ (l'oiseau passe sous les pales), $H - R \leq h < H$ (l'oiseau passe dans le demi-disque infé-

rieur balayé par les pales) et $H \leq h$ (l'oiseau passe dans le demi-disque supérieur balayé par les pales). Notons que les simulations montrent que la probabilité que l'oiseau passe au-dessus de l'éolienne est pratiquement nulle.

La distribution des hauteurs de vol, c'est-à-dire la donnée des probabilités $P(h < H - R)$, $P(H - R \leq h < H)$ et $P(H \leq h)$ est évaluée par les fréquences relatives des hauteurs moyennes des vols, pour un nombre de simulations égal à 1000, ceci pour chaque parc auquel le modèle tridimensionnel est appliqué, et pour lequel le nombre de collisions estimé est non nul. Concrètement on a donc par exemple,

$$P(h < H - R) = \frac{\text{nb de vols avec hauteur moyenne} < H - R}{\text{nb total de vols}}$$

Les valeurs obtenues sont données pour les parcs concernés dans l'annexe 10.6.

Finalement, les probabilités conditionnelles de collision en fonction de la hauteur de vol h sont données ci-dessous:

$$P(\text{hit} | h < H - R) = \frac{L \cdot (H - R)}{2R \cdot (H - R)} = \frac{L}{2R},$$

$$P(\text{hit} | H - R \leq h < H) = \frac{\pi \cdot R^2}{(2 \cdot R)^2} \cdot \left(\frac{3 \cdot R \cdot l \cdot 2}{\pi \cdot R^2} + \frac{L \cdot R}{\pi \cdot R^2 / 2} \right) = \frac{3 \cdot l + L}{2 \cdot R}$$

$$P(H \leq h) = \frac{\pi \cdot R^2}{(2 \cdot R)^2} \cdot \frac{3 \cdot R \cdot l \cdot 2}{\pi \cdot R^2} = \frac{3 \cdot l}{2 \cdot R}$$

Chacune de ces probabilités est obtenue en calculant le quotient de la surface représentant la «cible» (i.e. surfaces définies par le mât et les pales de l'éolienne dans un plan contenant le rotor) par la surface totale au travers de laquelle peut passer l'oiseau (i.e. surface d'un rectangle de largeur $2R$).

Les valeurs obtenues pour ces probabilités et pour les différents parcs concernés sont données plus bas.

Les probabilités locales de collision pour chaque parc sont obtenues en multipliant les probabilités conditionnelles de collisions avec les fréquences relatives des hauteurs de vol. Finalement, rappelons qu'afin d'obtenir la probabilité locale effective, il faut encore multiplier la probabilité géométrique de heurter l'éolienne p_{hit} , par la probabilité p_{fct} que celle-ci fonctionne. Les résultats sont résumés plus bas.

Les probabilités locales de collision sont données dans l'annexe 10.6.

4.2.2 Résultats

Résultats globaux

Le modèle 2d calcule le nombre de vols à risque. Ce modèle sert à identifier quels parcs sont à étudier ensuite avec le modèle 3d. Les parcs avec un nombre annuel de vols à risque supérieur à zéro sont choisis pour le modèle 3d. Le nombre de vols à risque pour l'ensemble du périmètre varie de 7,7 à 19,9 selon la distance maximale de vol (Tabl. 11).

Tabl. 11. Nombre de vols à risque pour l'ensemble du périmètre, en fonction de la distance maximale de vol.

	d = 2 km	d = 3 km	d = 4 km
Moyenne	7,7	13,8	19,9
Écart type	2,8	4,3	5,1

Rappelons ici qu'il ne s'agit pas formellement de collisions, dans la mesure où le modèle à deux dimensions ne prend pas en compte la topographie du terrain. Il ressort des résultats par parc qu'au

minimum deux parcs sont essentiellement concernés par ces vols «à risque», plusieurs autres l'étant de manière plus marginale. Seulement des parcs avec des potentielles de collisions sont montrés dans le Tabl. 12.

Résultats locaux, modèle à trois dimensions

Les parcs faisant l'objet d'une étude plus détaillée sont les parcs Grandsonnaz, EolJoux, Provence, Ste-Croix, Mollendruz, Zone d'étude française et Bel Coster. Le modèle à trois dimensions donne un nombre de collisions total de 0,58 par an (0,2 % de la population). Les résultats par parc sont fournis dans le Tabl. 12.

Tabl. 12. Nombre de collisions ($\pm$ écart type) d'après le modèle local à trois dimensions avec 4 km comme distance maximale de vol.

	Grandsonnaz	EolJoux	Provence	Ste-Croix	Mollendruz	Zone d'étude française	Bel Coster
Nb de visites	0,1 $\pm$ 0,3	6,1 $\pm$ 2,9	0,1 $\pm$ 0,33	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0,04 $\pm$ 0,2	0 $\pm$ 0
Nb de collisions*	0,01 $\pm$ 0,03	0,57 $\pm$ 0,17	0,003 $\pm$ 0,04	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0

* Nombre de trajectoires de vol simulées avec le modèle 3d qui entrent en collision avec une éolienne

Rappelons que par «nombre de collisions» nous entendons ici le nombre de trajectoires de vol simulées avec le modèle 3d qui entrent en collision avec une éolienne selon le modèle exposé plus haut. Ce nombre ne tient donc pas compte du fait qu'après une éventuelle collision, un oiseau ne pourrait plus revoler et donc éventuellement générer de nouvelles «collisions». Dans la mesure où les nombres en question sont faibles (parcs Grandsonnaz et Provence), le biais induit par cette manière de procéder est faible. Pour le parc EolJoux par contre, le chiffre obtenu surestime le nombre de collisions pouvant effectivement être attendues, un seul et même oiseau pouvant être à l'origine de plusieurs visites, et donc de plusieurs collisions.

Paramètres locaux pour le modèle 3d. Les distributions des hauteurs de vol, ainsi que les probabilités conditionnelles de collisions n'ont été calculées que là où c'était nécessaire, c'est-à-dire pour les parcs Grandsonnaz, EolJoux et Provence. Les résultats sont respectivement donnés dans l'annexe 10.6 (Tabl. 47 et 49). À noter que pour tous les parcs concernés, la probabilité $P(h > H-R)$ a été estimée à 0, aucun vol simulé n'atteignant cette altitude.

4.2.3 Discussion du modèle de collisions

Les collisions ne sont pas les causes de décès prédominantes chez le Grand Tétrás, mais elles peuvent se produire. Plusieurs collisions avec des éoliennes ont été documentées en Suède par exemple (<http://tjaderobs.se/vindkraft.html>). En Europe centrale, il faut également s'attendre à de probables collisions à l'avenir en cas d'installation de parcs éoliens aux abords de milieux favorables au Grand Tétrás.

Les nombres calculés dans le modèle de collision sont des «survol» effectués à proximité critique des rotors. Plusieurs facteurs, décrits au chapitre 2.2.3, peuvent provoquer une collision à l'occasion d'un survol. Aucune étude empirique ne porte sur les paramètres relatifs au Grand Tétrás. Étant donné la lourdeur de son vol et sa taille, il est toutefois à prévoir que le potentiel d'évitement est faible et la probabilité de choc élevée, de sorte que la probabilité de collision est sensible si des Grands Tétrás

effectuent un survol dans un rayon critique autour des rotors. Cela est également favorisé par le relief vallonné du Jura qui permet ces vols à longue distance.

4.3 Modèle de perte d'habitat

4.3.1 Paramètres

Les gallinacés et tout particulièrement les tétraonidés sont des espèces connues pour être sensibles aux dérangements. Toutefois le phénomène de perte d'habitat lié aux éoliennes est peu documenté au sein de ce groupe même si quelques études y font référence (Zeiler and Grünschachner-Berger 2009, Braunisch et al. 2015). Une seule publication traite de ce phénomène chez le Grand Tétras suite à la construction d'éoliennes dans les Monts cantabriques en Espagne (González and Ena 2011, González et al. 2015). Nous nous rapportons à cette étude ainsi qu'à des avis d'experts pour évaluer la perte d'habitat pour le Grand Tétras.

Dans le canton de Vaud et de Neuchâtel, aucun projet éolien n'est prévu dans les habitats à Grand Tétras de première priorité, mais plusieurs éoliennes sont planifiées dans des pâturages situés dans des habitats de deuxième priorité. Au sein du périmètre d'étude toutefois, des éoliennes sont planifiées en France directement dans des forêts abritant le Grand Tétras.

La plupart des recommandations en la matière parlent de distances de 1 km entre les éoliennes et les habitats favorables au Grand Tétras (Bright et al. 2008, Piela 2010, Horch et al. 2013, González et al. 2015, Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten (LAG VSW) 2015). Pour les analyses ici, nous utilisons des distances d'évitement variées entre 200 m et 1 km, avec deux variantes (200–500 m et 500–1000 m). Les distances réduites tiennent compte de l'avis des experts consultés (voir liste en annexe 10.12). Ces distances considèrent uniquement l'effet lié à la perte d'habitat et ne prennent pas en compte les effets liés aux dérangements (par le trafic et les activités de loisirs induits par les routes d'accès aux éoliennes), ni à la fragmentation, qui doivent être traités de manière spécifique. Nous avons également intégré le fait que les parcs éoliens sont planifiés dans les pâturages et non pas dans les massifs forestiers occupés par l'espèce, hormis pour un parc situé en France. Selon les experts consultés, les facteurs de visibilité des mâts et des pales ainsi que les ombres portées seraient prépondérants pour l'effet d'évitement. L'effet du bruit est par contre plus difficile à appréhender. Dans le contexte jurassien, il est peu probable d'avoir un effet d'ombre portée à plus de 500 mètres au sein des massifs de résineux occupés par l'espèce, alors que la visibilité des éoliennes ne dépasse guère 200 m en milieu forestier. Nous avons ainsi retenu dans un premier temps les distances $d_1 = 200$ m et $d_2 = 500$ m, qui sont à considérer comme des distances minimales. Les impacts évalués sur la base de ces distances sont donc à considérer eux aussi comme des valeurs minimales. Au vu des nombreuses incertitudes sur les paramètres d'évitement et conformément à la littérature, nous avons également utilisé dans un deuxième temps des distances plus élevées $d_1 = 500$ m et $d_2 = 1000$ m.

Le Plan d'action national pour le Grand Tétras (Mollet et al. 2008) définit des zones de première et seconde priorité, qui correspondent respectivement aux zones occupées et aux zones assumant une fonction importante pour la dispersion des individus et la mise en réseau des populations locales. Le Plan d'action définit ces zones en Suisse, mais elles ont été également fournies par le Groupe Tétras Jura (GTJ) pour la partie française dans le cadre de cette étude. Nous avons considéré que la perte est de 100 % pour les habitats situés à une distance inférieure à d_1 d'une éolienne, puis qu'elle diminue linéairement entre d_1 et d_2 . Au-delà de d_2 , la perte d'habitat est nulle. Nous avons ainsi déterminé le pourcentage d'habitat favorable impacté pour les deux modèles et en avons déduit l'effet sur la population en terme de pourcentage de perte. Nous avons également calculé la diminution de l'habitat utilisé pour la dispersion (zones de seconde priorité dans le Plan d'action), et discuté son influence en termes de fragmentation des populations.

La densité de la population de Grand Tétrás n'étant pas homogène au sein du périmètre d'étude, nous avons également eu recours à une approche expert pour évaluer la perte d'individus liée à l'effet d'évitement. Cette approche locale a consisté à estimer la densité de coqs dans les secteurs occupés en périphérie des parcs projetés (sur la base des données de comptage sur les places de danse) et à déduire le nombre d'individus perdus en fonction de la perte d'habitat calculée. Ces résultats ont été comparés à l'approche basée sur une densité uniforme sur l'ensemble des zones occupées par l'espèce (approche globale).

4.3.2 Résultats

Le modèle de perte d'habitat pour les valeurs $d_1 = 200$ m et $d_2 = 500$ m (modèle min.) montre une diminution de l'habitat potentiel de $0,77 \text{ km}^2$, soit $0,34 \%$ de l'habitat de première priorité au sein de la zone d'étude. A cette somme s'ajoute la perte d'une surface de $5,4 \text{ km}^2$ ($3,4 \%$) d'habitats tampons favorables (zones de deuxième priorité selon le Plan d'action, Tabl. 13). En prenant en compte des valeurs $d_1 = 500$ m et $d_2 = 1000$ m, la diminution de l'habitat atteint $3,9 \text{ km}^2$ ($1,7 \%$ de l'habitat de première priorité). La perte d'habitat de deuxième priorité se monte à $15,6 \text{ km}^2$ ($9,7 \%$) avec ce modèle.

Des densités atteignant $3,35$ femelles/ km^2 sont attestées dans des habitats très favorables en Suisse centrale (Mollet et al. 2015). Dans la zone d'étude, des densités plus faibles sont probables, si nous tenons compte qu'environ 111 femelles (100 à 122 femelles) occupent 226 km^2 d'habitat de 1^{re} priorité, soit une densité de $0,44$ à $0,54$ femelles par km^2 . Si nous supposons une telle densité dans les $0,77 \text{ km}^2$ perdus (modèle min.), $0,34$ à $0,42$ femelles seront affectées par les éoliennes, soit $0,34 \%$ de la population. Le modèle avec les valeurs $d_1 = 500$ m et $d_2 = 1000$ m suggère une perte de $1,7$ à $2,1$ femelles, soit $1,7 \%$ de la population. L'approche expert donne des pertes d'effectif plus élevées (Tabl. 14), de l'ordre de $0,88 \%$ avec le modèle $200\text{--}500$ m et de $4,1\%$ avec le modèle $500\text{--}1000$ m (Tabl. 15).

Tabl. 13. Synthèse de la perte d'habitat (approche globale) pour le Grand Tétrás avec les deux modèles.

	Modèle 200–500 m		Modèle 500–1000 m	
	Habitat 1 ^{re} priorité (ha)	Habitat 2 ^e priorité (ha)	Habitat 1 ^{re} priorité (ha)	Habitat 2 ^e priorité (ha)
Bel Coster	0,0	10,0	0,0	64,6
Parc neuchâtelois II	0,0	1,9	0,0	50,9
EolJoux	38,0	62,2	174,9	159,8
Zone d'étude française	0,0	200,6	12,0	547,5
Grandevent	0,0	3,0	0,0	21,5
Grandsonnaz	22,3	89,9	77,5	244,9
Mollendruz	6,9	55,8	54,6	132,6
Provence	0,0	113,9	0,0	284,3
Ste-Croix	10,5	2,5	71,3	30,0
Surface perdue (ha)	77,7	539,9	390,4	1556,3
Surface totale (ha)	22'668	16'049	22'668	16'049
% habitat perdu	0,34 %	3,4 %	1,7 %	9,7 %

Tabl. 14. Estimation des pertes par parc selon l'approche locale (en nombre de coqs); les valeurs de densité pour le parc français sont tirées de Joveniaux(1993).

	Densité estimée/km ²	Modèle 200–500 m		Modèle 500–1000 m	
		Pertes en ha	Pertes coqs calculées	Pertes en ha	Pertes coqs calculées
EolJoux	Env. 3	38	1,14	175	5,25
Grandsonnaz	<1	22	0,17	78	0,56
Mollendruz	0	7	0,01	55	0,05
Ste-Croix	<1	10	0,05	71	0,36
Zone d'étude française	Env. 1	0	0	12	0,12
Total		78	1,36	390	6,32

Tabl. 15. Comparaison entre le modèle de perte d'habitat 1^{re} important (approche globale) et l'approche expert (approche locale) pour le Grand Tétrás; la part de femelles s'élève à 42 % du total d'individus.

	modèle 200–500 m		modèle 500–1000 m	
	nbre de femelles	% population	nbre de femelles	% population
Approche globale	0,38	0,34	1,9	1,7
Approche locale	0,98	0,88	4,6	4,1

4.3.3 Discussion du modèle de perte d'habitat

Nous n'avons tenu compte pour le calcul de la perte d'effectif que de l'habitat de 1^{re} importance délimité dans le Plan d'action national. Il est toutefois connu que le Grand Tétrás est sensible non seulement à la perte d'habitat, mais également à la fragmentation. Les surfaces d'habitat de 2^{ème} importance perdues ont été calculées, mais nous ne sommes pas en mesure de quantifier les pertes d'effectifs induites. Le modèle utilisé ne tient pas compte de ce dernier facteur et sous-estime probablement l'effet sur la population. Il est à craindre que l'isolement des petites populations lié à la construction d'un parc augmente le risque de disparition.

L'approche globale basée sur une densité uniforme au sein du périmètre d'étude donne des valeurs de perte d'effectifs légèrement inférieures à l'approche locale tenant compte des densités connues ou estimées. Les ordres de grandeur sont toutefois comparables, et l'on peut raisonnablement s'attendre à des pertes de population liées à la perte d'habitat influencée directement par les turbines de 0,34 à 4,1 % si la totalité des parcs projetés sont aménagés.

4.4 Modèle de population

4.4.1 Paramètres démographique

Age de premier reproduction et nombre de jeunes prêts à l'envol

La part des femelles reproductrices et le nombre de jeunes par poule fait l'objet d'indications très variées dans la littérature spécialisée. Sachot (2002) indique que seul un quart des femelles se reproduisent et qu'elles donnent naissance à 8 jeunes en moyenne. Dans la forêt bavaroise, en revanche, les 16 femelles suivies par télémétrie se sont toutes reproduites la même année (Storch 1994). Grimm and Storch (2000) supposent également dans leur modèle de population que toutes les femelles se

reproduisent. Ils utilisent cependant des nombres de jeunes moins élevés que Sachot (2002) (2,2 vs. 8), mais la production nette s'avérait finalement comparable dans les deux modèles de population. Par conséquent, nous appliquons les paramètres de Grimm and Storch (2000) et de Linden (1981), qui se ressemblent et supposent que toutes les femelles se reproduisent chaque année à partir de la première année. Nous intégrons toutefois une densité-dépendance dans la part des femelles reproductrices si bien que seul un maximum de $K = 122$ (voir Tabl. 16) peuvent se reproduire. La part des femelles reproductrices est donc $p_t = \begin{cases} 1 & \text{si } N_t \leq K \\ \frac{K}{N_t} & \text{si } N_t > K \end{cases}$ (Fig. 22).

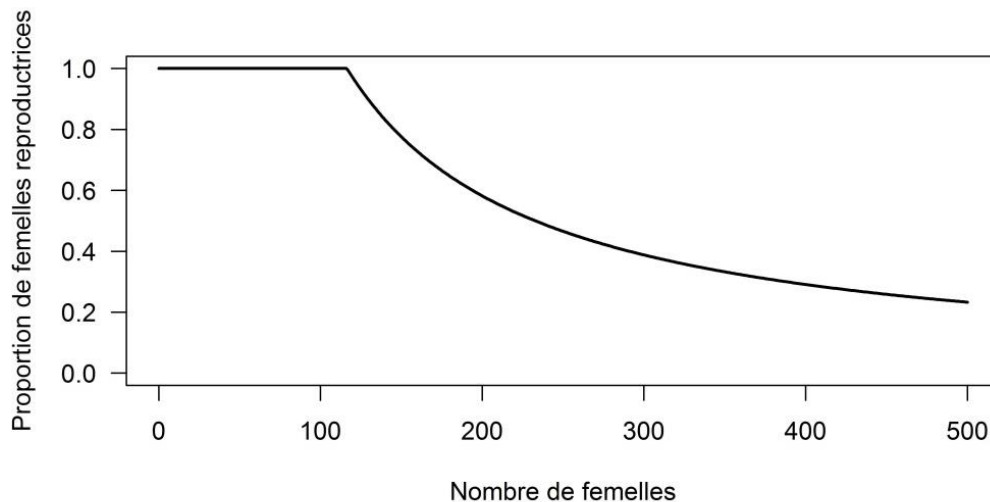


Fig. 22. Probabilité supposée qu'une femelle de Grand Tétrás se reproduise, en fonction du nombre de femelles (taille de la population).

Selon Grimm and Storch (2000), le taux de reproduction est plus faible durant la première année que chez les adultes. Nous calculons le nombre de jeunes d'après la taille de la ponte, la probabilité de survie de la couvée, la probabilité d'éclosion et la probabilité que les poussins survivent les deux premières semaines (early chick survival). Concernant la taille de la ponte, nous avons recouru aux répartitions de probabilité indiquées dans Grimm and Storch (2000): pour les jeunes d'un an, une probabilité de respectivement 0,3, 0,4, 0,3 pour 4, 5 et 6 œufs; et pour les adultes, respectivement 0,05, 0,2, 0,5, 0,2 et 0,05 pour 5 à 9 œufs. La probabilité de survie de la ponte est tirée de Linden (1981). Linden a observé 231 couvées pendant un total de 2302 jours. Ces données lui ont permis de calculer, à l'aide de la méthode de Mayfield (Mayfield 1975), une probabilité de survie de 0,66. Ce nombre est de 1 % supérieur à celui indiqué par Grimm and Storch (2000) (0,65). Nous avons pris 0,93 comme probabilité d'éclosion (d'après Linden (1981); soit 2 % plus bas que d'après Grimm and Storch (2000) et 0,62 comme early chick survival (survie des deux premières semaines après l'éclosion) (Grimm and Storch 2000).

Pour pouvoir tenir compte de la météo-dépendance du nombre de jeunes (Grimm and Storch, 2000), nous tirons chaque année un «early chick survival» aléatoire d'une distribution bêta, avec une moyenne de 0,62 et un écart type de 0,1. Le nombre moyen de jeunes produits par une poule d'un an s'élevait à 1,9 et celui des femelles adultes, 2,6. Durant les 5 % d'années les moins bonnes, les femelles d'un an ne produisent qu'1,4 jeune et les adultes 1,9, alors que, dans les 5 % de meilleures années, la production est respectivement de 2,4 et 3,4 jeunes. Ces nombres sont nettement supérieurs à ceux enregistrés pendant les recensements d'été effectués dans le Jura français (Champfro-mier, Risol, Risoux). On y dénombrait en moyenne entre 0,2 et 0,5 jeune par femelle (A. Mottet, comm. pers.). Comme les jeunes se découvrent sans doute moins facilement que les adultes, le

nombre de jeunes observé par poule sous-estime vraisemblablement le taux réel de reproduction. Néanmoins, le taux de reproduction effectif dans le périmètre d'étude ne devrait pas être supérieur à celui que nous avons supposé dans notre modèle.

Survie

Nous avons tablé sur un âge maximal de 10 ans (Grimm and Storch 2000). La probabilité de survie des jeunes pendant la première année (à partir de la deuxième semaine suivant l'éclosion) s'élevait en moyenne à 0,33 dans les Alpes bavaroises pour les femelles (Grimm and Storch 2000). En ce qui concerne le périmètre d'étude, Sachot (2002) donne une survie des juvéniles de 0,2 (SD 0,1), sans doute calculée à partir de l'éclosion. En multipliant la probabilité de survie désignée par Grimm et Storch (2000) comme *early chick survival* pour les deux premières semaines suivant l'éclosion par la probabilité de survie indiquée par les mêmes auteurs pour les juvéniles, nous obtenons également $0,33 \times 0,62 = 0,2$. Si nous supposons que 33 % des jeunes de deux semaines survivent jusqu'au printemps suivant, il en résulte que 13% des œufs initialement pondus survivent jusqu'à la première période de reproduction. Ce nombre est légèrement supérieur à celui de Linden (1981), qui indique que 7,2% des œufs pondus survivent jusqu'à la saison de reproduction suivante.

Comme variance interannuelle dans la probabilité de survie, nous avons opté pour celle indiquée par Sachot (2002), soit un écart type de 0,1.

Concernant les femelles d'un an, nous avons utilisé une probabilité de survie annuelle de 0,6 (SD 0,05; Grimm and Storch, 2000) et pour les femelles plus âgées, 0,68 (SD 0,02) d'après Åhlen et al. (2013), soit 3 % au-dessus de la valeur indiquée par Grimm and Storch (2000). Nous avons pris en considération la variance interannuelle (météo-dépendante) de la probabilité de survie dans la simulation, en dérivant chaque année de nouvelles valeurs des distributions bêta correspondantes (Fig. 23). Nous avons simulé la variance pour les juvéniles indépendamment de celle des adultes, car la survie des juvéniles semble nettement plus affectée que celle des adultes par les facteurs météorologiques en automne, cette dernière étant sans doute principalement déterminée par les conditions hivernales.

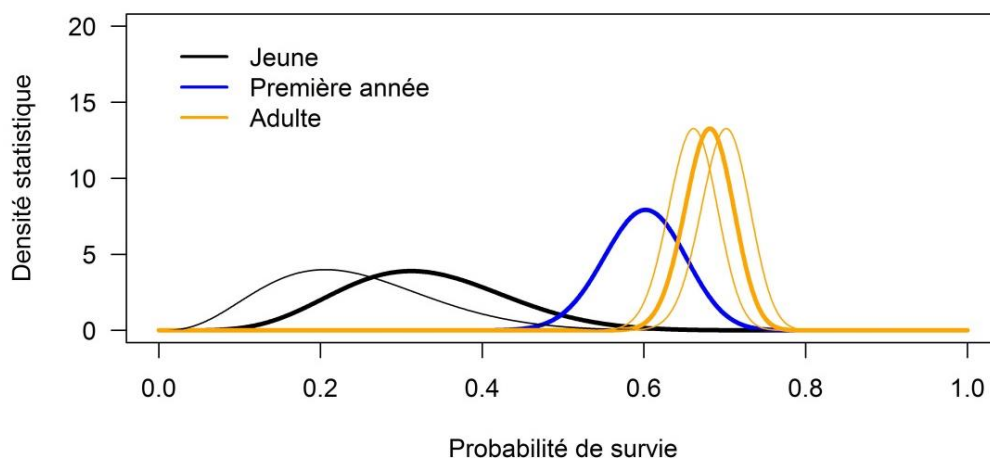


Fig. 23. Probabilité de survie des Grands Tétràs pour 3 catégories d'âge, présentée sous forme de distribution de probabilité. La largeur de la distribution de probabilité reflète la variance interannuelle. Les lignes en gras indiquent les valeurs utilisées pour les analyses principales. Les lignes fines indiquent les valeurs utilisées comme modèles alternatifs.

Comme nous l'avons dit plus haut, la littérature propose des valeurs différentes pour les probabilités de survie. Nous avons donc utilisé des modèles différents, fondés sur des hypothèses différentes,

pour la probabilité de survie des juvéniles et des adultes. Les hypothèses de modèles de population alternatifs sont représentées par les courbes fines dans la figure 24. La valeur alternative plus basse de la survie des juvéniles (moyenne: 0,24) provient de Linden (1981). En ce qui concerne la survie des adultes, nous avons supposé des valeurs de 0,66 (comme dans Grimm et Storch 2000) et de 0,7 (Linden 1981).

Taille de population et capacité

La population de Grand Tétrás a subi une régression massive au siècle dernier dans de nombreux pays européens (BirdLife 2004). En Ecosse, il a été observé que le recul de la population concernait davantage les femelles que les mâles (Moss et al. 2000, Wilkinson et al. 2002). En Suisse, la population s'est abaissée de plus de 1100 (1968–1971) (Glutz von Blotzheim et al. 1973) à 550–650 individus en 1985 (Marti 1986) puis à 450–500 en 2001 (Mollet et al. 2003). Durant les quatre dernières années (depuis 2011), le Grand Tétrás a enregistré une évolution positive, qui pourrait résulter du succès des mesures de conservation, mais aussi simplement de variations stochastiques (Fig. 24). Le Grand Tétrás est protégé en Suisse.

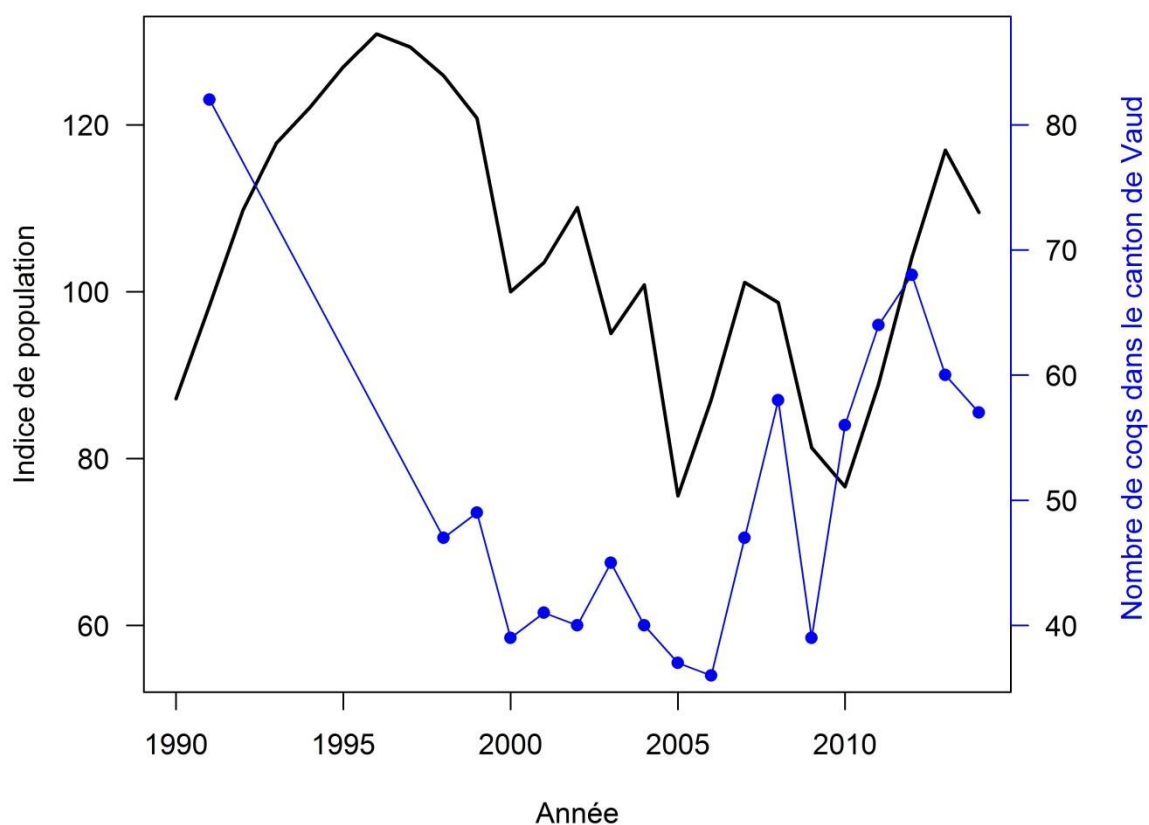


Fig. 24. Evolution de la population de Grand Tétrás en Suisse, basée sur le Swiss Bird Index (noir) et le nombre de coqs recensés dans le canton de Vaud (bleu).

La population de Grand Tétrás dans le Jura constitue une des cinq populations existantes, aujourd'hui isolées, en Suisse. Elle comptait 210 coqs au cours des années 1968–1971, encore 196 en 1985 et 75 en 2001 (Mollet et al. 2008). En 2001, on estimait que la population jurassienne représentait environ un sixième des effectifs de Grand Tétrás en Suisse. La population du Grand Tétrás dans le Jura français a accusé une réduction massive entre 1995 et 2010 (jusqu'à 30 %, (Montadert 2013)).

Les principales causes du recul démographique sont les modifications de l'habitat et les dérangements liés aux activités humaines (Mollet et al. 2008).

Pour le nombre de femelles nous avons utilisé une distribution normale, basée sur une valeur moyenne estimée de 111 (chapitre 4.1.2) ainsi que le minimum et le maximum estimés comme quantiles à 2,5 % et à 97,5 %. L'écart type de cette distribution normale s'élevait à 7.

Comme la population de Grand Tétras a subi une forte diminution au cours des dernières années, il serait permis de supposer qu'elle se situe désormais environ à la capacité. Il est toutefois quasiment certain que ses effectifs ont fortement diminué parce que l'habitat approprié a disparu. Afin de savoir dans quelle mesure cette hypothèse influait sur le résultat, nous avons accru la capacité d'un facteur 5 et répété les simulations. Les résultats de cette simulation sont présentés à l'annexe 10.7 (analyses de sensibilité).

Tabl. 16. Valeurs paramétriques utilisées dans le modèle de population du Grand Tétras.

Paramètre	Valeur	Référence
p_{aN_t}	Toutes les femelles se reproduisent à partir de la première année, densité-dépendance d'après Fig. 22	Grimm and Storch (2000)
f_{tN_t}	Fonction de l'âge et de l'année; pour les femelles d'un an: 1,9 (90 % fourchette 1,4–2,4); femelles adultes: 2,6 (1,9–3,4)	Grimm and Storch (2000)
S_{at}	Fonction de l'âge et variable interannuelle d'après Fig. 23 (Sjuv : 0.33, S1y : 0.6, Sad : 0.68)	Plusieurs modèles alternatifs fondés sur Linden (1981), Grimm and Storch (2000) ainsi que Åhlen et al. (2013)
K	Taille de population actuelle ($K = 106$)	Présent chapitre
N_1	Distribution normale, moyenne 111, écart type 7	Chapitre 4.1.2

Mortalité additionnelle et perte d'habitat

Il est possible que le Grand Tétras soit affecté, en cas de survols, par des collisions avec les éoliennes. Nul ne sait si et dans quelle mesure la fréquence de ces survols dépend de l'âge. Par conséquent, nous supposons que toutes les catégories d'âge sont concernées au même titre par la mortalité additionnelle.

Pour tenir compte de la perte d'habitat dans le modèle, nous avons réduit la capacité K dans plusieurs proportions.

4.4.2 Résultats

Parmi les valeurs paramétriques démographiques supposées au chapitre 4.4.1, le taux de croissance moyen actuel, hors mortalité additionnelle, s'élève à 0,999 (intervalle de confiance à 95 %: 0,9554–1,026). Des taux de croissance moyens à 1 et plus ne sont atteints que si la probabilité de survie des juvéniles et des femelles adultes présente des valeurs supérieures à celles indiquées dans la littérature (0,33 pour les juvéniles, 0,7 pour les adultes) (Fig. 25). Toute mortalité additionnelle a pour effet que le taux de croissance s'abaisse en-deçà de 1.

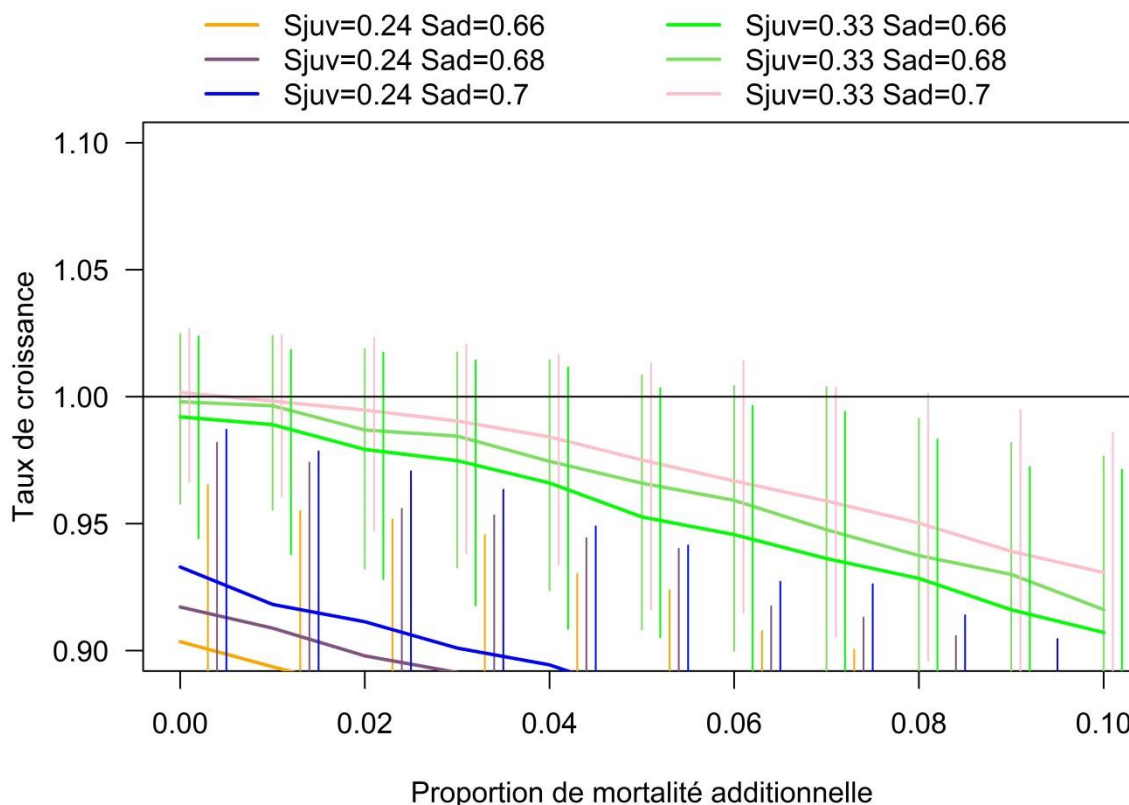


Fig. 25. Taux de croissance moyen escompté pour le Grand Tétrás en fonction du degré de mortalité additionnelle, de la probabilité de survie moyenne pour les femelles adultes, ainsi que de la probabilité de survie moyenne des juvéniles. Les taux de croissance ont été calculés sur les vingt premières années simulées.

Le degré de mortalité additionnelle que la population de Grand Tétrás peut tolérer, sans que la croissance de sa population s'abaisse sous 1, dépend de la limite de capacité et donc de l'habitat disponible. Si la limite de capacité est multipliée par 5, une mortalité additionnelle jusqu'à 2 % semble tolérable (annexe 10.7). A l'inverse, la perte d'habitat entraîne une diminution du taux de croissance. Si nous supposons que la population actuelle de Grand Tétrás correspond plus ou moins à la capacité, dans la mesure, par exemple, où cette population s'est vue refouler vers les derniers habitats possibles, le taux de croissance s'abaissera sous 1 à partir d'une perte d'habitat de plus de 0 %, et sans mortalité additionnelle. Etant donné l'incertitude des paramètres du modèle, la probabilité que la population diminue (taux de croissance < 1) augmente de 54 à 71 % si la perte d'habitat augmente de 0 à 0,34 % (Fig. 26). Pour une perte d'habitat de 1,7 % nous estimons que la population diminue avec une probabilité de 73 %. Pour une perte d'habitat de 4,1 % cette probabilité augmente jusqu'à 75 %. La perte d'habitat implique que la taille de la population s'abaissera au moins dans la proportion correspondant à la perte d'habitat par rapport à la population actuelle (Fig. 27). Une mortalité additionnelle de 0,2 % et une perte d'habitat de 0,34 % à 1,7 % (modèle 200–500 m, et modèle 500–1000 m) réduisent le taux de croissance de la population de 0,998 à 0,997. Avec une diminution de la population de 4,1 % calculée à l'aide de l'approche locale, le taux de croissance devient 0,996.

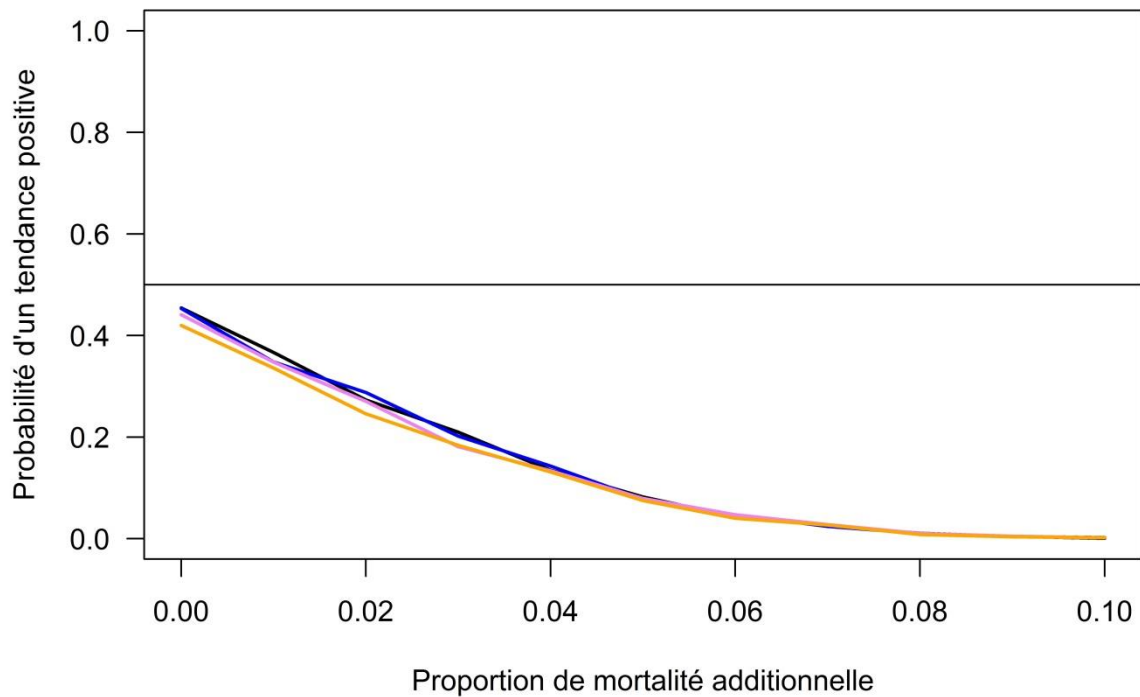


Fig. 26. Probabilité attendue d'une croissance de la population (taux de croissance >1) pour le Grand Tétrás en fonction du degré de mortalité additionnelle et de perte d'habitat (noir = 0 %, bleu = 0,34 % (perte attendue en raison de la surface de 1^{re} priorité modèle 200-500m), violet = 1,7 % (perte attendue en raison de la surface de 1^{re} priorité modèle 500-1000 m), orange = 4,1 % (perte attendue en raison du nombre de femelles perdues, voir 4.3.2). Les taux de croissance ont été calculés sur les vingt premières années simulées.

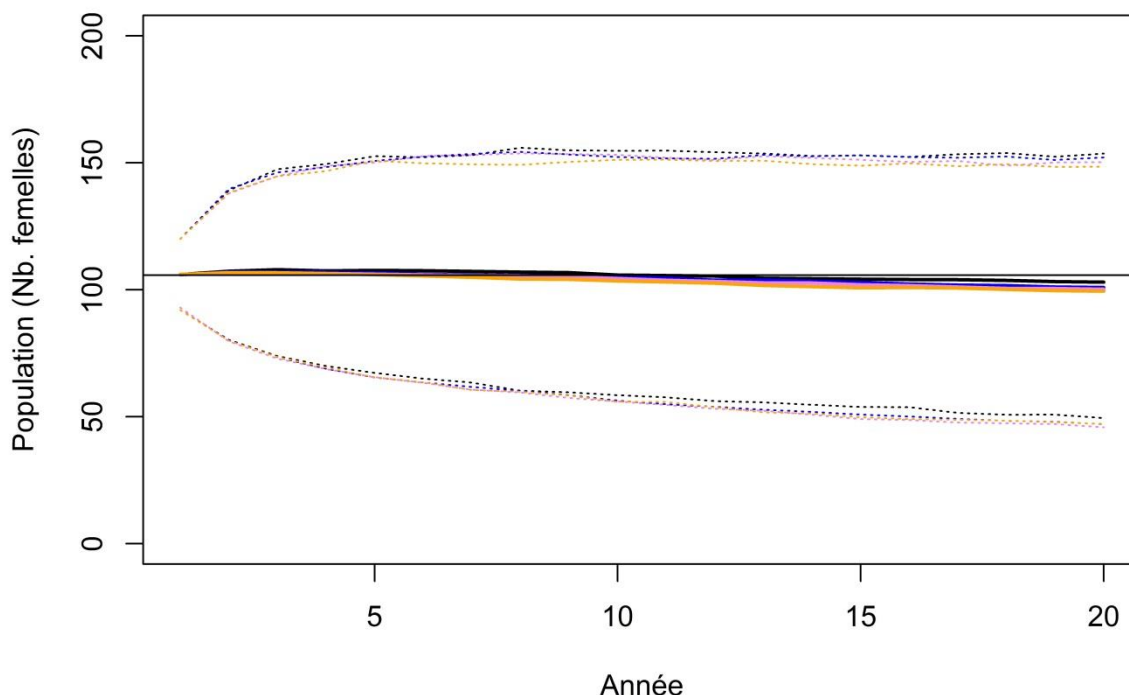


Fig. 27. Evolution hypothétique de la population sans éoliennes (noir) et après la construction des éoliennes; si la perte d'habitat s'élève à 0,34 % (bleu), à 1,7 % (violet) et à 4,1 % (orange) et si 0,2 % d'individus les percutent. Les lignes en gras indiquent les moyennes attendues, les lignes pointillées représentent 95 % des 5000 processus démographiques simulés. Ce modèle ne tient pas compte de la fragmentation de la population, ni des dérangements dus aux travaux de construction, au trafic (dessertes) et par les activités sportives et touristiques sur les routes d'accès aux parcs. L'effet montré dans la figure sous-estime donc l'impact.

4.4.3 Discussion du modèle de population

La population de Grand Tétras montre en Suisse une tendance négative depuis le milieu du XX^e siècle: la population a diminué de plus de 50 % entre le début des années 70 et le début des années 2000. La tendance de ces dernières années semble très légèrement positive, mais il n'est actuellement pas possible de prédire à l'avance comment les paramètres choisis dans le modèle de population vont évoluer à l'avenir. Pour cette raison, l'incertitude de prédiction du modèle est grande, également parce que la perte d'habitat est sous-estimée vu qu'elle ne tient pas compte de la fragmentation, des dérangements dus aux travaux de construction des dérangements liés au trafic et aux activités sportives et touristiques sur les routes d'accès des parcs.

4.5 Effets attendus sur la population de Grand Tétras

Avec la construction des 145 éoliennes, nous nous attendons à une moyenne de 0,58 collisions par an (0,2 % de la population) dans le périmètre d'étude. La perte d'habitat de 1^{re} priorité s'élève à 0,34 (modèle 200–500 m) et à 1,7 % (modèle 500–1000 m). La perte d'habitat de 2^e priorité s'élève à 3,85 (modèle 200–500 m) et à 12,13 % (modèle 500–1000 m). Comme les collisions potentielles ne sont pas à prévoir sur les sites de nidification, mais lors du passage entre plusieurs habitats, le risque de collision dépend de la proximité des éoliennes par rapport aux sites de reproduction. De même, le

risque de collision ne se réduit pas si les sites de nidification sont abandonnés dans un rayon de 200–500 m autour des éoliennes. Par conséquent, il faut prévoir un effet cumulatif de la perte d'habitat et des collisions.

Une mortalité additionnelle de 0,2 % et une perte d'habitat de 0,34 % réduisent le taux de croissance de la population de 0,998 à 0,997. Avec une diminution de la population de 4,1 % calculée à l'aide de l'approche expert, le taux de croissance devient 0,996. Le modèle ne tenant pas compte de la fragmentation de l'habitat induite par les projets et par les dérangements, nous estimons que la probabilité que la population de Grand Tétras soit influencée négativement est plus élevée.

Les effets sur la population sont surtout dus à deux parcs critiques. Un de ces deux parcs prévus à la Vallée de Joux à proximité d'une aire de parade importante est situé entre les deux plus grandes sous-populations contiguës du Jura. Ce parc comporte un risque de collision élevé et augmente la fragmentation en créant une barrière (cet effet n'est pas analysé dans ce travail ici). L'autre parc est prévu en France au sein d'une zone de 1^{re} priorité. Les différents scénarios analysés montrent que cet effet se fait déjà fortement sentir avec 15 éoliennes seulement. En tenant compte uniquement des projets vaudois, la perte d'habitat de 1^{re} priorité pour le modèle 200-500m est de 77,7 ha, soit un minimum de 0,69 % de l'habitat favorable dans le canton. Il faut toutefois tenir compte du fait que cela représente une estimation plutôt minimale pour la perte d'habitat et ne tient pas compte de la fragmentation. Le Grand Tétras est très sensible concernant la fragmentation des populations (Segelbacher and Storch 2002, Segelbacher et al. 2008).

4.6 Synthèse des mesures

Mesures d'évitement

Des directives ou recommandations pour la planification des installations éoliennes proposent des distances minimales par rapport aux habitats du Grand Tétras. Ceci est dû au fait que le Grand tétras est très sensible aux dérangements. L'influence de dérangements n'a pas pu être prise en compte dans le modèle, à cause de la difficulté de les quantifier, mais il est abordé dans la discussion. Piela (2010) recommande une distance de 1 km entre les éoliennes et la limite extérieure de la zone colonisée par le Grand Tétras. Le document du Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten (LAG VSW) (2015) reprend ces mêmes distances. Bright et al. (2008) insistent par contre sur le fait que les éoliennes ne doivent pas être placées dans les environs des lisières autour des forêts occupées par l'espèce, sans préciser une distance fixe. Au niveau suisse, le Grand Tétras fait partie des espèces d'importance nationale potentiellement menacées par les éoliennes (Horch et al. 2013). Une zone périphérique de 1000 m autour des zones occupées (zones de 1^{re} et 2^e priorité) est également proposée dans ce document.

Le Grand Tétras a besoin de grandes surfaces d'habitat connectées et les mesures de conservation sont efficaces seulement si elles sont appliquées à de grandes régions (Bollmann et al. 2013, Braunisch and Suchant 2013). Dans le cas de cette espèce, il est extrêmement important de respecter l'intégrité des surfaces prioritaires définies dans le Plan d'action (Mollet et al. 2008) et de laisser libres les corridors de déplacement entre les différentes zones (Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten (LAG VSW) 2015).

Les directives vaudoises proposent un rayon d'investigation de 1000 m autour des zones de reproduction, mais sans fixer de distance minimale pour l'installation des éoliennes.

La Conception énergie éolienne de la Confédération, actuellement en consultation, propose un évitement de la zone de 1^{ère} importance (en principe à exclusion) et recommande un évitement d'une zone tampon de 1km autour des zones de 1^{ère} importance, et des zones de 2^{ème} importance comme mesure standard de résolution de conflit.

Mesures de réduction

Aucune expérience concernant des mesures de réduction du risque de collision ou de perte d'habitat n'est disponible actuellement. Il faut dire que le risque de collision peut difficilement être réduit par une interruption des machines par exemple, puisque les vols peuvent se produire de manière aléatoire toute l'année. Des collisions pourraient théoriquement même avoir lieu contre les mâts, comme c'est le cas chez le Tétrás-Lyre par conditions de mauvaise visibilité (Zeiler and Grünschachner-Berger 2009).

Des déplacements de machines sont toutefois envisageables au cas par cas, que ce soit pour éviter des collisions le long d'un couloir de vol fréquenté ou pour éviter des pertes d'habitat dans un secteur favorable.

Mesures de compensation

Le Grand Tétrás a besoin de grandes zones non perturbées, contiguës avec un habitat favorable. En plus, le Grand Tétrás est très sensible aux dérangements surtout quand ses aires utilisées traditionnellement sont touchées, comme des aires de parade. En conséquence, la compensation est très difficile et même impossible pour certains sites, en particulier si des aires de parade traditionnelles sont touchées, si la population se retrouve fragmentée et s'il y a des collisions. Le Plan d'action national pour le Grand Tétrás (Mollet et al. 2008) énumère plusieurs mesures favorables: certaines sont de nature forestière comme l'amélioration de la structure du peuplement forestier, alors que d'autres visent à préserver la tranquillité des zones occupées par l'espèce. Ce document préconise également la création de réserves forestières dans les zones favorables; pour le Grand Tétrás, des réserves forestières particulières, permettant des interventions ciblées, semblent toutefois mieux adaptées. Le Plan d'action recommande dans le même temps d'empêcher le développement d'infrastructures qui remettraient en question la recolonisation de zones potentiellement favorables à l'espèce.

4.7 Synthèse et recommandations pour le Grand Tétrás

La population de Grand Tétrás de l'arc jurassien a vu ses effectifs fortement diminuer et son aire de distribution se réduire depuis le milieu du XX^{ème} siècle. Ce recul a pour origine des modifications de l'habitat (méthodes d'exploitation de la forêt et dynamique naturelle), mais également des dérangements provoqués par l'accroissement des activités humaines en forêt.

Actuellement, les connaissances concernant l'effet des éoliennes sur les populations de Grand Tétrás sont peu développées. Les éoliennes peuvent exercer une influence négative sur l'évolution des populations de Grand Tétrás, tant par suite de la mortalité directe, des pertes d'habitat et de la fragmentation de son habitat que du dérangement. Dérangement et perte d'habitat sont considérés comme les principales atteintes au Grand Tétrás causées par les parcs éoliens (González and Ena 2011, Horch et al. 2013). En Espagne, les traces de Grands Tétrás ont diminué drastiquement dans un secteur après l'installation d'éoliennes; un effet de dérangement est fortement suspecté. Il est supposé que l'activité sur les voies d'accès et les installations provoquait un dérangement excessif (González et Ena 2011, 2015). En Forêt Noire également, une étude au sujet de l'influence de l'énergie éolienne sur le Grand Tétrás a abouti à la conclusion que, en raison des pertes d'habitat et du dérangement probables occasionnés, les éoliennes ne devraient pas être installées dans des zones fréquentées par le Grand Tétrás (Braunisch et al. 2015).

Les paramètres démographiques ne sont qu'insuffisamment connus en ce qui concerne le Grand Tétrás dans le Jura et les résultats du modèle de population présentent de grandes incertitudes. Il est donc difficile d'établir des prévisions quantitatives concernant l'évolution future de ses effectifs. Les effets liés aux dérangements – une des causes principales du recul du Grand Tétrás - n'ont pas pu être considérés dans ce rapport. Comme le modèle de population utilisé sans mortalité additionnelle et

sans perte d'habitat aboutit à un taux de croissance à 0,999, alors que la population de Grand Tétras a fortement décru dans le périmètre d'étude depuis les années 1968/71 (Marti 1986, Dändliker G. et al. 1996, Mollet et al. 2003, Mollet et al. 2008), nos conclusions doivent être interprétées avec toute la prudence requise.

L'analyse du risque de collision aussi bien que de la perte d'habitat montre que les impacts sont concentrés dans quatre parcs de la zone étudiée, trois dans le canton de Vaud et un en France. Une perte d'habitat de première importance évaluée ici dans une fourchette de 0,7 à 3,9 km² correspond à une pression supplémentaire non négligeable pour une aussi petite population. Il est à prévoir que la population se réduira et qu'elle sera d'autant plus sensible à la mortalité additionnelle. Concernant la fragmentation de la population et le dérangement, la construction d'un parc d'éoliennes entre les populations des deux côtés de la Vallée de Joux (Fig. 28) est très défavorable pour la survie de la population jurassienne du Grand Tétras parce qu'il porte atteinte aux habitats optimaux, est situé juste à côté des deux places de parade traditionnelles les plus grandes du Jura entier et met en danger l'échange des individus entre la Haute Chaîne et le Risoux.

Les mesures sylvicoles destinées à protéger le Grand Tétras se sont avérées efficaces sur divers sites (Mollet et al. 2008). Le canton de Vaud mène un programme de protection du Grand Tétras - qui définit des zones de conservation et recommande des mesures de promotion - et a entrepris de gros efforts au cours des dernières années pour promouvoir le Grand Tétras.

La population actuelle de Grand Tétras au sein du périmètre d'étude est en deçà de la limite inférieure de viabilité à long terme, estimée à environ 470 individus (~ 235 femelles). Il est à craindre que l'aménagement des parcs augmente la fragmentation des populations, surtout dans la Vallée de Joux où un parc planifié est situé entre 2 grands massifs forestiers prioritaires abritant la majorité des effectifs actuels, mais aussi dans la partie nord-est du périmètre d'étude où les individus sont déjà fortement isolés (Fig. 28). L'aménagement d'éoliennes dans les habitats de 2^e priorité est susceptible de réduire la connectivité des populations. Une réflexion doit être menée dans le contexte des projets éoliens sur le maintien d'une perméabilité suffisante au sein de la chaîne jurassienne.

Pour une espèce comme le Grand Tétras dont la dynamique de base est plutôt négative, des mesures ambitieuses à grande échelle, aussi bien forestières que d'accompagnement du public, doivent être mises en place et garanties pour espérer le maintien de sa population.

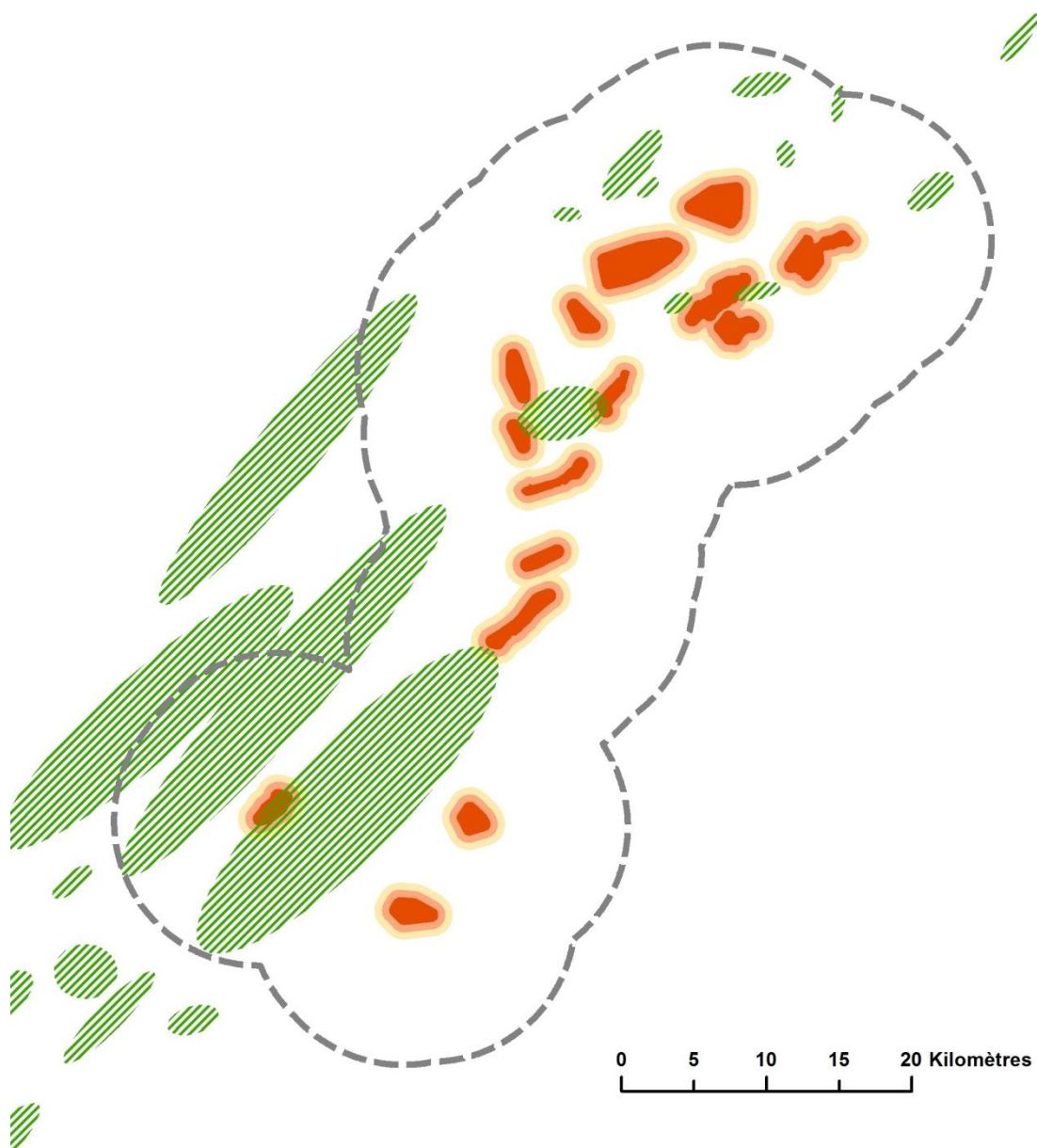


Fig. 28. Illustration du risque de fragmentation lié à l'aménagement des parcs éoliens (en rouge; 500, 1000 et 1500m tampons) sur les populations de Grand Tétrás (en hachuré) au sein du périmètre d'étude. L'illustration ne montre pas la qualité d'habitat, qui peut varier fortement au sein de la surface représentée en vert hachuré. Seul l'effet de fragmentation est illustré schématiquement.

5. Bécasse des bois

Résumé

- La population de Bécasses des bois de la chaîne jurassienne a diminué ces dernières décennies et n'occupe plus aujourd'hui que les forêts les plus favorables au-dessus de 1100 m d'altitude. Au niveau suisse, la Bécasse des bois est une espèce prioritaire pour une conservation ciblée (Keller et al. 2010, OFEV 2011) et fait partie de la sélection d'espèces d'importance nationale potentiellement menacées par les éoliennes définie par la Station ornithologique suisse (Horch et al. 2013).
 - Sur mandat du canton de Vaud, nous avons évalué les parcs éoliens planifiés, pour savoir où les collisions avec des Bécasses des bois étaient à craindre et quelle était la surface d'habitat directement touchée par l'effet d'effarouchement des pales d'éoliennes. En raison de l'absence d'informations modélisables, nous avons renoncé à considérer d'autres impacts potentiellement négatifs des éoliennes dans le modèle. Ceux-ci comprennent les dérangements causés par la construction et l'exploitation de l'installation ainsi que par la création des voies d'accès et leur utilisation ultérieure.
- En raison de l'insuffisance des données relatives au nombre d'individus et au comportement de vol, il n'a pas été possible d'établir un modèle de collision. Des collisions de Bécasse des bois avec des éoliennes sont documentées. Il faut s'attendre à ce que des collisions se produisent quand les éoliennes se trouvent dans des secteurs utilisés par la Bécasse des bois.
- Avec l'approche globale, la perte d'habitat attendue est de 2,4 % (3,5 % de la surface d'habitat favorable du Canton de Vaud) lorsqu'on considère l'habitat entre 200 et 500 m de distance des éoliennes comme perdu et de 7,2 % (10,6 % de la surface d'habitat favorable du Canton de Vaud) pour une distance entre 500 et 1000 m. L'approche locale donne des valeurs légèrement plus élevées pour la partie suisse du périmètre d'étude, avec une perte de 6,9 % des mâles (modèle 200–500 m) et 11,8 % (modèle 500–1000 m). Un phénomène d'évitement dû aux éoliennes a été rapporté par Dorka et al. (2014) sur les aires de croule; ce comportement d'évitement est également suspecté par rapport aux aires de gagnage et aux zones de reproduction à proprement parler, mais n'est pas connu pour l'instant.
- En raison de l'état critique des populations de Bécasse des bois, la mortalité additionnelle induite par des collisions et la perte d'habitat a une forte influence négative sur la population.
- La population de Bécasses des bois dans le Jura sera fortement affectée par les éoliennes installées dans leur habitat, tant par suite de perte d'habitat que de mortalité directe vraisemblable (collisions). Des mesures d'évitement comme le déplacement des éoliennes qui portent le plus préjudice à l'espèce, notamment celles situées à proximité immédiate des aires de croule, doivent être envisagées pour espérer conserver l'espèce. Actuellement, aucune mesure de compensation efficace (p.e. mesures de revitalisation des habitats) n'est connue pour la Bécasse des bois (Mollet 2014).
- Le taux de croissance de la population de Bécasse des bois est déjà considéré comme négatif en l'état actuel, soit un taux de 0,98. En y ajoutant une perte d'habitat comprise entre 3,5 et 10,6 % dans le canton de Vaud, qui réduit la capacité du milieu proportionnellement, le taux de croissance pourrait encore baisser. Comme le taux de croissance actuel est déjà inférieur à 1, la population de Bécasses des bois ne peut tolérer ni mortalité additionnelle ni perte d'habitat. Pour cette raison, les études d'impact sur l'environnement dans le cadre d'éoliennes en projet doivent prendre en compte l'impact de celles-ci sur la Bécasse des bois.

5.1 Carte de densité et estimation de la population

5.1.1 Données et méthodes

L'évolution de la population de Bécasse des bois dans le canton de Vaud est assez bien connue grâce aux recensements réguliers menés dans les aires de croule (Estoppey 2001b, 2004). Les relevés effectués portent sur la part des points de recensement où la Bécasse est présente ainsi que le nombre de mâles observés. Ils permettent de bien surveiller l'évolution des effectifs, mais il reste difficile d'en déduire des estimations absolues, car seuls les mâles sont dénombrés. Les territoires des mâles ont des étendues très variables (40 à 145 ha) et se chevauchent largement (Hirons 1983, Brüngger and Estoppey 2008). De plus, un mâle peut s'accoupler avec plusieurs femelles. Une extrapolation du nombre de nichées à partir du nombre de mâles est par conséquent entachée d'incertitudes. Pour la partie suisse du périmètre d'étude nous disposons de travaux sur la qualité des habitats et la distribution (Estoppey et al. 2009) ainsi que des estimations de la population (Mulhauser et Blant 2007). Ces données font par contre défaut pour la partie française du périmètre. Etant donné que la structure et l'utilisation des forêts diffèrent entre les deux pays, nous renonçons à extrapoler la taille de la population de Bécasses françaises sur la base des estimations suisses. Pour cette raison, nous avons uniquement estimé la taille de la population pour la partie suisse du périmètre d'étude. Le modèle de population établi sur la base de ces données est donc applicable uniquement pour la partie suisse du périmètre.

Pour obtenir une évaluation approximative de la population nicheuse dans la partie suisse du périmètre d'étude, nous nous appuyons sur les estimations démographiques, effectuées par des experts, et essayons de les transposer sur la zone en question. L'Atlas des oiseaux nicheurs du canton de Neuchâtel (Mulhauser and Blant 2007) contient ce type d'estimation pour le canton de Neuchâtel. Nous l'appliquons au périmètre d'étude proportionnellement à la superficie des habitats appropriés (forêt > 1100 m).

5.1.2 Résultats et discussion

L'Atlas des oiseaux nicheurs du canton de Neuchâtel (Mulhauser and Blant 2007) estime la population dans le canton de Neuchâtel. Sur la base de 130 observations de Bécasse des bois, il évalue les effectifs à 35–75 mâles, et environ 46–99 femelles sur la base d'un sex-ratio proche de la parité (40 % de mâles pour 60 % de femelles dans les tableaux de chasse). Sur ces 130 observations, 115 se situent à l'intérieur du périmètre d'étude. Nous en déduisons que 31–66 mâles se reproduisent dans le secteur neuchâtelois du périmètre d'étude. Le canton de Neuchâtel contient 27 % des habitats potentiels présents dans la partie suisse du périmètre d'étude (forêt > 1100 m). Si les estimations démographiques de Neuchâtel sont extrapolées sur l'ensemble de l'habitat approprié de la partie suisse du périmètre d'étude, il en résulte une population de 114–243 mâles. Avec cette même estimation, le canton de Vaud devrait compter entre 83 et 178 mâles. Selon le modèle d'habitat présenté par Estoppey et al. (2009), cela équivaut à une densité de 0,53 nichées par km² d'habitat favorable, plus faible que la densité de 1 à 2 nichées par km² dans les zones favorables citée par Ferrand and Gossmann (2009), mais proche de la densité entre 0,3 et 0,9 couples par km² signalée par Väisänen et al. (1998) dans le sud de la Finlande.

5.2 Modèle de collisions

5.2.1 Méthode et choix des paramètres

En ce qui concerne la Bécasse des bois, il est difficile d'évaluer la distribution et la densité des nids (Hirons 1983) (cf. 5.1). Il existe des recensements systématiques de passages de mâles en parade (Fiche d'action n° 2, Bécasse des bois, Ct. VD 2009), susceptibles d'être convertis en nombre approximatif de mâles en se basant sur une étude menée en Angleterre (Hoodless et al. 2008). Cepen-

dant, une telle conversion présuppose que les méthodes de comptage (par rapport au temps et à l'espace d'observation) de même que l'intensité d'activité des mâles soient comparables à celles du Jura. De plus, le nombre de mâles ne permet pas d'en déduire le nombre de femelles, car la Bécasse des bois est polygame (Hirons 1983). Pour ces raisons, nous renonçons à un modèle de collision basé sur l'individu, mais nous quantifions l'évolution escomptée de la distribution et de l'habitat potentiellement disponible.

5.2.2 Résultats

En raison de l'insuffisance des données pour le moment (nombre de vols et nombre d'individus concernés ne sont pas connus) relatives au nombre d'individus et au comportement de vol, il n'a pas été possible d'établir un modèle de collision. Des collisions entre les Bécasses et les éoliennes sont documentées en Europe à différentes périodes de l'année (14 collisions recensées; Langgemach et Dürr, 2015). En période de reproduction, les éoliennes aménagées dans les secteurs de croule provoquent un fort effet d'évitement (Dorka et al., 2014), entraînant la rapide désertion des lieux de nidification. Selon l'emplacement des parcs, un risque de collision ne peut être exclu pour les mâles regagnant au crépuscule les zones de croule à partir de leur gîte diurne, parfois distants de plusieurs kilomètres, en suivant régulièrement les mêmes couloirs de vol (B. Mülhauser, comm. pers.).

5.3 Modèle de perte d'habitat

5.3.1 Méthode

Les recommandations en vigueur en Suisse (Horch et al. 2013) suggèrent des distances de précaution de 1 km entre les sites d'observation récents pendant la période de reproduction et les sites d'installation d'éoliennes alors que les *Länderarbeitsgemeinschaften der Vogelschutzwarten* (LAG VSW, 2015) en Allemagne recommandent une distance d'au moins 500 m par rapport aux places de croule. Peu de données sont disponibles quant à la sensibilité de la Bécasse des bois face aux éoliennes dans ses zones de nidification; sur la base d'une étude comparant un état avant et après la construction d'un parc de 14 éoliennes au cœur d'un massif forestier utilisé comme aire de croule par la Bécasse, Dorka et al. (2014) ont mis en évidence un effet d'évitement dans un rayon estimé à 300 m autour des éoliennes. Les éoliennes étudiées dans la Forêt Noire mesurent entre 140 et 170 m de haut (rotor de 90 à 95 m de diamètre), alors que les éoliennes projetées dans la zone d'étude sont près d'un tiers plus grande, soit des machines de 180 à 210 m de haut (rotor de 100 à 130 m de diamètre). Nous nous rapportons à cette étude ainsi qu'à des avis d'experts pour évaluer la perte d'habitat pour la Bécasse des bois.

Pour les analyses de pertes d'habitat, nous faisons varier les distances d'évitement entre 200 et 1000 m selon deux scénarios qui permettent de cerner l'effet attendu dans une fourchette de valeurs. Dans un premier scénario, nous proposons des distances minimales qui tiennent compte des avis des experts consultés et de la taille des éoliennes projetées, soit une distance $d_1 = 200$ m et $d_2 = 500$ m. Ces distances prennent également en considération le fait que les éoliennes sont planifiées dans des secteurs de pâturages et de pâturages boisés et non pas au sein des massifs forestiers occupés par l'espèce. Dans un deuxième scénario, nous proposons des distances d'évitement plus prudentes, soit une distance $d_1 = 500$ m et $d_2 = 1000$ m.

Nous avons calculé à partir de ces données de base la perte d'habitat potentiel en utilisant le modèle d'habitat développé pour le canton de Vaud par (Estoppey et al. 2009). Le modèle a été établi sur la base de comptages systématiques de vols de parade. Il fournit, pour chaque hectare, un indice situé entre 0 (habitat inapproprié) et 100 (habitat tout à fait approprié). La présence de la Bécasse est très probable dans les forêts à plus de 1100 m d'altitude, lorsque le modèle montre une somme de points égale ou supérieure à 40 (P. Patthey, comm. pers.); toutes les surfaces correspondant à ces critères

sont dès lors considérées comme un habitat potentiel pour la Bécasse des bois et servent de base pour les calculs de perte d'habitat selon la méthodologie décrite au chapitre 2.3.1. Le modèle de F. Estoppey est toutefois disponible pour le seul canton de Vaud. Il n'est donc possible de calculer la perte d'habitat sur cette base que pour la partie vaudoise du périmètre d'étude: 87 % des forêts à plus de 1100 m d'altitude correspondent à des forêts favorables à l'espèce selon le modèle d'habitat, même si les densités ne sont pas partout pareilles. Pour les parcs neuchâtelois et français de la zone d'étude, nous avons extrapolé la perte d'habitat en pondérant les surfaces potentiellement favorables par un facteur déterminé sur la base d'avis d'experts (estimation du pourcentage de milieu favorable dans un secteur déterminé): 87 % pour les parcs français, localisés dans des secteurs favorables à la Bécasse, et 5 % pour les parcs neuchâtelois, situés dans des secteurs peu favorables à l'espèce.

Avec cette approche globale, la perte d'habitat peut être calculée dans la partie vaudoise de la zone d'étude et estimée dans la partie neuchâteloise et française. Les projets de parcs peuvent ainsi être ordonnés selon leur impact respectif sur la population de Bécasse des bois.

Les comptages réalisés dans le cadre des EIE ont montré que le modèle d'habitat d'Estoppey tend à surestimer ou sous-estimer la valeur de certains habitats pour la Bécasse. Nous avons donc également eu recours à une approche locale basée sur les comptages effectifs de mâles en croule pour évaluer la perte d'individus liée à l'effet d'évitement. Les données, retenues à partir de 1990, ont été extraites de la base de données de la Station ornithologique de Sempach. Le nombre de contacts comptabilisés lors de la croule a été transformé en nombre de mâles en calculant la moyenne des deux équations proposées par Mulhauser et Zimmermann (2010 et 2015): $y = 0,5085x + 0,2132$ et $y = 0,2371x + 0,6129$, où x = nombre de contacts. Le nombre moyen de mâles perdus a été estimé dans un rayon de 500 m et 1000 m autour des éoliennes et rapporté à la population totale du périmètre d'étude (nombre moyen de mâles = 131).

5.3.2 Résultats

Avec un effet d'évitement total jusqu'à 200 m et partiel jusqu'à 500 m, il faut compter pour le canton de Vaud une perte d'habitat favorable équivalente à 791 ha en cas de construction de toutes les éoliennes prévues, soit 3,5 % des 225 km² considérés comme habitat favorable pour la partie vaudoise. En prenant en compte des distances d'évitement de 500 et 1000 m, cette surface atteint 2376 ha et représente 10,6 % de l'habitat favorable.

Dans l'ensemble de la zone d'étude (VD, NE, France), on peut estimer la surface d'habitat favorable à la Bécasse à 439 km². La perte d'habitat favorable se situe entre 11 et 32 km² selon le scénario retenu (Tabl. 18). Cela correspond à une fourchette comprise entre 2,4 et 7,2 % de perte d'habitats favorables, soit une proportion comparable à celle calculée dans le canton de Vaud. La perte d'habitat favorable est comprise dans une fourchette de 4,22 à 10,9 % (323 à 834 ha) pour le canton de Neuchâtel, et de 1,8 à 5,1 % (260 à 750ha) pour la France.

Les différents projets de parcs contribuent à des degrés divers à la perte d'habitat. Onze projets de parcs au total ont une influence sur l'habitat potentiel de la Bécasse des bois dans le périmètre d'étude (8 dans le canton de Vaud, 2 dans le canton de Neuchâtel et 1 en France); 129 éoliennes, soit le 89 % du total projeté, sont situées à moins de 500 m d'habitats considérés comme favorables; une turbine est planifiée dans une aire de croule, toutes les autres étant projetées hors des habitats utilisés pour la croule. Deux parcs vaudois concentrent à eux seuls, avec 1054 ha d'habitat potentiel touché (scénario 500–1000 m), près de 44 % des impacts attendus dans le canton. Seuls 2 parcs projetés dans le canton de Vaud sont situés totalement en dehors des habitats favorables à la Bécasse.

Tabl. 17. Habitat favorable perdu par la Bécasse des bois pour la zone d'étude. Le chevauchement tient compte de la proximité de plusieurs parcs (Grandsonnaz, Grandevent, Zone d'étude française I, Ste-Croix Gittaz) dont les effets se superposent.

	Nombres d'éoliennes projetées	Nombre d'éoliennes à moins de 500 m d'un habitat favorable	Surface d'habitat favorable touché (ha) - variante 200–500 m	Surface d'habitat favorable perdu (ha) - modèle 500–1000 m
Total	145	129	1'067	3'169
Chevauchement			32	42
Total sans chevauch.				3'126
		89 %	2,4 %	7,2 %

La diminution du nombre de mâles liée à l'effet d'effarouchement a été estimée à l'aide des approches globale (au prorata de la perte d'habitat) et locale (nombre de mâles perdus selon comptages à la croule) pour la partie suisse du périmètre d'étude (Tabl. 18). Pour l'approche locale, la perte s'élève entre 5,4 % et 8,4 % pour le modèle 200–500 m et entre 8,9 % et 14,8 % avec le modèle 500–1000 m.

Tabl. 18. Nombre de mâles perdus dans la partie suisse du périmètre d'étude selon l'approche globale et l'approche locale, en fonction des modèles de distances considérés.

	Modèle 200–500 m				Modèle 500–1000 m			
	Approche globale		Approche locale		Approche globale		Approche locale	
	nbre de mâles	% de mâles	nbre de mâles	% de mâles	nbre de mâles	% de mâles	nbre de mâles	% de mâles
Perte selon l'estimation minimale de la taille de population min	3,7	2,1	9,6	5,4	11,2	6,3	15,9	8,9
perte selon l'estimation maximale de la taille de population	8,0	4,5	15,1	8,4	23,9	13,3	26,4	14,8
perte selon l'estimation moyenne de la taille de population	5,9	3,3	12,3	6,9	17,6	9,8	21,2	11,8

5.3.3 Discussion du modèle de perte d'habitat

La répartition de la Bécasse des bois au sein du périmètre d'étude est relativement bien connue. Dans le canton de Vaud, le modèle d'habitat potentiel proposé par Estoppey et al. (2009) fournit une vue d'ensemble; ailleurs des avis d'experts permettent de se faire une idée assez précise. On peut sur cette base calculer une perte d'habitat causée par les éoliennes selon plusieurs variantes. La densité de nicheurs est par contre peu connue et il n'est pas possible au vu des connaissances actuelles de déterminer avec précision la densité réelle de l'espèce dans les différentes zones; dans une approche simplifiée (approche globale), nous faisons l'hypothèse que la population se répartit homogènement et

nous considérons donc que la proportion de perte d'habitat correspond à la proportion de perte de population. Dans la réalité, les densités peuvent varier considérablement et s'écarter de notre modèle. L'approche locale, basée sur les comptages effectifs de mâles en croule, donne des valeurs de pertes d'effectifs supérieures à l'approche globale. Les deux approches fournissent cependant des ordres de grandeur comparables, avec une perte estimée entre 3,3 et 11,8 % de la population de mâles. L'effort de prospection n'étant pas homogène sur toute la zone d'étude, nous avons renoncé à utiliser l'approche locale pour hiérarchiser l'impact au niveau des parcs, qui doit faire l'objet d'analyses détaillées dans le cadre des EIE.

5.4 Modèle de population

5.4.1 Paramètres démographiques

Age du premier reproduction et nombre de juvéniles aptes à voler

Nous n'avons trouvé aucune indication concernant la part de femelles reproductrices. On sait cependant que les femelles sont aptes à se reproduire dès la première année (Bauer et al. 2005). Nous supposons donc que 100 % des femelles se reproduisent. Comme la Bécasse des bois ne défend aucun territoire de nidification (les nids ne sont parfois distants que d'un mètre, Mulhauser and Blant (2007), nous supposons également que la part des femelles reproductrices n'est pas densité-dépendante. Une faible densité-dépendance n'est prise en considération qu'en ce qui concerne le nombre de juvéniles, car nous supposons que la nourriture et l'espace vital individuel limitent le nombre d'individus.

Le volume de ponte de la Bécasse des bois se situe à près de 4 (3,84 selon (Bauer et al. 2005) et 3,95 d'après (Hirons 1983). La probabilité d'éclosion a atteint 0,946 en Angleterre (20 nids) (Hirons 1983). En Allemagne, cependant, des probabilités nettement inférieures ont été indiquées (0,62 d'après (Bauer et al. 2005). Durant l'étude de cinq ans de Hirons (1983), seuls 36–53 % des nids ont survécu, car ils étaient soumis à une forte prédation.

Nous supposons un volume de ponte moyen de 3,93, ainsi que la probabilité d'éclosion de Hirons (1983) et varions la probabilité de survie du nid entre 36% et 53%. Nous obtenons ainsi entre 1,4 et 2 juvéniles aptes à voler par nid. Dans le modèle, nous attribuons au nombre de juvéniles moyen par an une distribution normale de valeur moyenne 1,7 et un écart type (variation interannuelle) de 0,3. Ainsi, le nombre de jeunes supposé dans le modèle varie entre 1 et 2,4. Cette variance, un peu plus grande que chez Hirons (1983), tient compte du fait que les indications ne se fondent que sur une étude menée en Angleterre et ne sont donc pas directement applicables au Jura. La variance interannuelle du nombre de juvéniles est élevée en raison de la forte météo-dépendance (Hirons, 1983).

Nous introduisons une faible densité-dépendance dans le nombre de juvéniles en multipliant le nombre de jeunes par le facteur K/N_t , si la population N_t a dépassé la capacité K . Tant que la population demeure inférieure à la capacité, nous n'intégrons aucune densité-dépendance.

Survie et âge maximal

A partir d'une vaste analyse de reprises de bagues liées à des populations hivernantes françaises des années 1984–1997, Tavecchia et al. (2002) indiquent des taux annuels de survie de 34 % en moyenne pour les juvéniles et de 44 % pour les Bécasses adultes. Dans le cadre d'une étude de reprise de bagues plus récente (1989–2009) basée en partie sur les mêmes données, Péron et al. (2011) ont calculé des probabilités de survie annuelles liées à la pression cynégétique dans la zone d'hivernage de 47–67 % pour les adultes et de 35–65 % pour les juvéniles. Le fait que les deux

études aient été effectuées à des périodes différentes pourrait expliquer la divergence des résultats. Pendant la durée de l'étude de Péron et al. (2011), la population hivernante était stable voire légèrement croissante. Comme la population de Bécasses des bois a diminué en Suisse au cours des vingt dernières années (taux de croissance: 0,98), nous avons supposé des probabilités de survie situées entre celles de Tavecchia et al. (2002) et de Péron et al. (2011), pour que le taux de croissance se situe à 0,98 hors mortalité additionnelle et sans densité-dépendance ($K = 1330$ voir ci-dessous, Tabl. 19). Chez Tavecchia et al. (2002), les taux de survie variaient parfois de 10 % d'une année à l'autre. Nous en avons conclu que les probabilités annuelles de survie divergeaient d'au moins 10–20 % entre les années.

Nous utilisons dans le modèle des distributions bêta avec des valeurs moyennes de 0,40 pour les juvéniles et de 0,67 pour les adultes, et des écarts types de 0,1 pour les juvéniles et de 0,05 pour les adultes (Fig. 29).

Taille de population et capacité

Nous avons utilisé comme taille de population l'estimation de 114–243 nicheurs retenue dans le chapitre 5.1. Afin de tenir compte de l'incertitude, nous avons utilisé une distribution binomiale négative avec une moyenne de 172 et un paramètre d'échelle de 54 pour décrire le nombre de nicheurs. Cette distribution a des quantiles 1 et 99 % de respectivement 114 et 243.

Le calcul de la capacité peut s'inspirer de celui appliqué au Grand Tétras. La population de Bécasse des bois s'est fortement réduite durant les vingt dernières années en Suisse, car l'habitat requis a régressé. C'est pourquoi la capacité ne peut pas être beaucoup plus élevée que les effectifs de population actuels. Dans l'hypothèse où les parcs éoliens ne provoquent pas de perte d'habitat, nous supposons une capacité supérieure de 10 % à la taille maximale de population estimée, soit $K = 267$. En ce qui concerne les scénarios prévoyant une perte d'habitat liée aux éoliennes, nous utilisons un K réduit de 5 %, 7,5 % et 10 %. Les facteurs de réduction se fondent sur les analyses relatives à la perte d'habitat (cf. chap. 5.3).

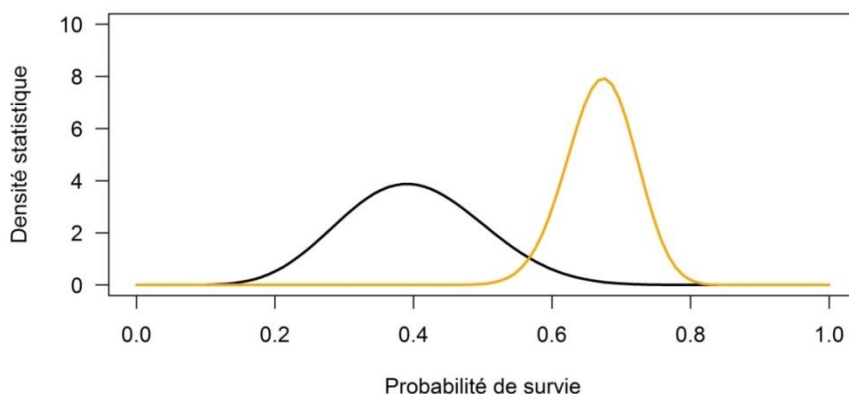


Fig. 29. Distribution des probabilités de survie annuelles des Bécasses des bois chez les juvéniles (courbe noire) et les adultes (courbe orange). La largeur de distribution correspond à la variance interannuelle.

Tabl. 19. Valeurs paramétriques utilisées dans le modèle de population de Bécasse des bois.

Paramètre	Dépendances et valeurs utilisées	Référence
p	Toutes les femelles se reproduisent dès la 1 ^{ère} année	Bauer et al. (2005)
f_{tN_t}	Distribution normale, moyenne 1,7 et SD 0,3 variable d'une année à l'autre; densité-dépendant: si $N_t > K$, f_t sera multiplié par K/N_t	Hirons (1983)
S_{at}	Moyenne juvéniles: 0,40; adultes: 0,67, variable d'une année à l'autre selon Fig. 29	(Tavecchia et al. 2002, Péron et al. 2011)
K	264 plus variantes de 250, 244 et 237, pour évaluer l'influence de la perte d'habitat	Présent chapitre
N_1	Distribution binomiale négative, moyenne 172 et paramètre d'échelle 54, fourchette 98 %: 114–243	Présent chapitre

Mortalité additionnelle

En raison du comportement de parade du mâle, il serait logique de supposer que les mâles en particulier sont exposés au risque de collision en période de reproduction. Toutefois, nous nous attendons également à des collisions avec des éoliennes lors de la migration. Cette hypothèse est corroborée par les 14 victimes recensées à différentes périodes de l'année dans la base de données de Langgemach et Dürr (2015). Même si le nombre de collisions n'a pas pu être modélisé, nous intégrons donc la mortalité additionnelle dans le modèle indépendamment de l'âge et du sexe.

5.4.2 Résultats

Le taux de croissance est estimé dans le modèle, hors mortalité additionnelle et sans densité-dépendance, à 0,98 (95 % CI: 0,91–1,03). Cela correspond au taux de croissance actuel évalué en Suisse sur la base du SBI (0,98).

Comme le taux de croissance actuel est déjà inférieur à 1, la population de Bécasses des bois ne peut tolérer ni mortalité additionnelle ni perte d'habitat (Fig. 30 et 32). Les simulations démographiques révèlent que la population pourrait fortement diminuer à cause de la mortalité additionnelle. L'influence de la perte d'habitat (et la réduction de la capacité) dépend de la capacité actuelle (Fig. 31). Si la capacité dépasse largement la taille de la population actuelle, un déplacement sur l'axe x (correspondant à une perte d'habitat) aura une influence moindre sur le taux de croissance que si la capacité actuelle avoisine les effectifs de population actuels.

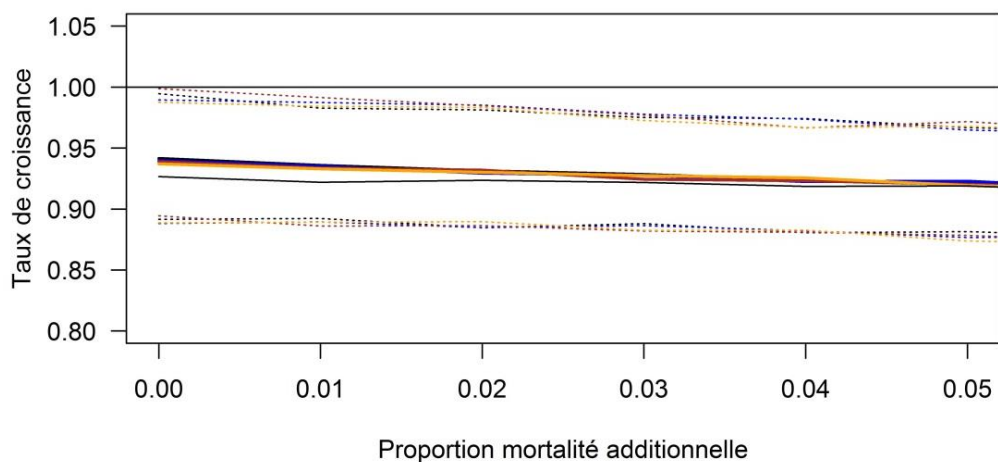


Fig. 30. Taux de croissance démographique de la Bécasse des bois en fonction du degré de mortalité additionnelle et de la capacité. Les traits gras représentent la capacité maximale (noir, $K = 264$), et la capacité réduite de 5 %, 7,5 % et 10 % (bleu, brun, orange). Le trait noir fin indique le taux de croissance si la capacité s'élève à $K = 100$. Le taux de croissance sans mortalité additionnelle est inférieur à 0,98 (sans densité-dépendance). Nous supposons ici que l'habitat colonisable est limité dans la zone d'étude (densité-dépendance).

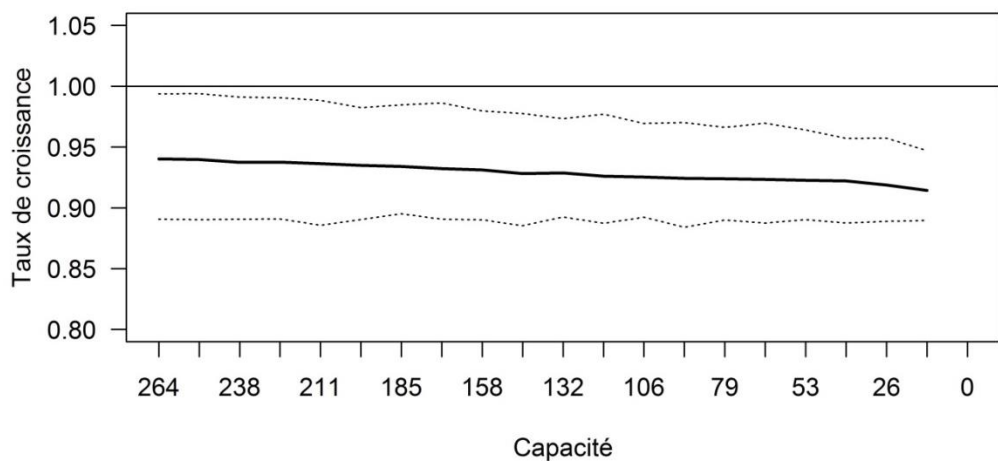


Fig. 31. Taux de croissance démographique de la Bécasse des bois en fonction de la capacité, hors mortalité additionnelle.

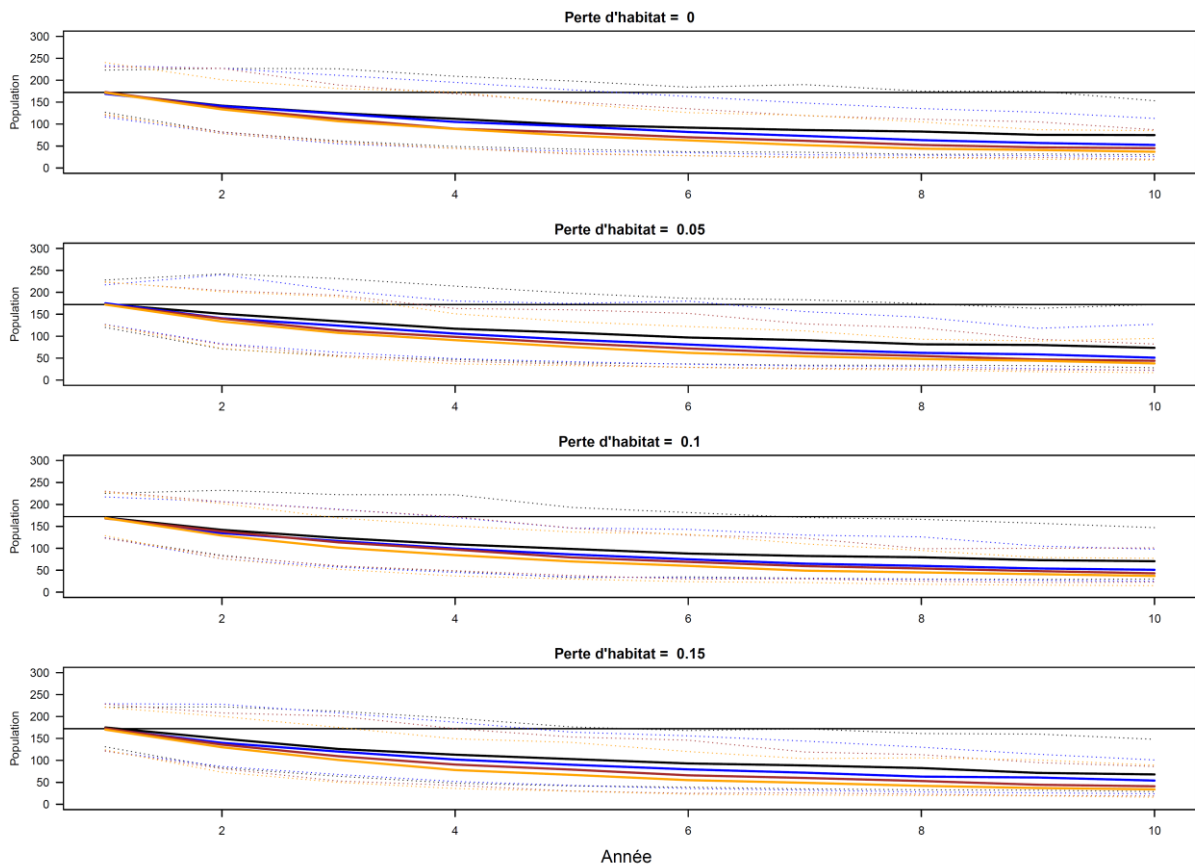


Fig. 32. Evolution de la population de Bécasse des bois en fonction de la perte d'habitat et en fonction de la mortalité additionnelle. La ligne horizontale indique les effectifs de population estimés actuellement. Les traits gras indiquent les moyennes et les lignes pointillées, les limites de confiance à 95 %. En noir = hors mortalité additionnelle; en bleu = avec 2 % de mortalité additionnelle; en brun = avec 5 % de mortalité additionnelle; en orange = avec 10 % de mortalité additionnelle.

L'analyse de sensibilité du modèle de population à la capacité K , présentée dans l'annexe 10.8, met en évidence l'importance de l'habitat. La capacité est en effet directement liée à la disponibilité de l'habitat. Si le facteur K augmente, le taux de croissance augmente, mais la sensibilité face à une mortalité additionnelle reste la même.

5.4.3 Discussion du modèle de population

Le modèle de population reflète la situation actuelle de la population de Bécasse des bois dans le Jura, qui en moyenne décline depuis plusieurs décennies. Une telle situation démontre que la population de Bécasses des bois est actuellement exposée à de nombreux facteurs de perturbation (Estoppey 2001a, Mollet 2015). Ces facteurs de perturbation doivent être réduits, afin de préserver le maintien de la population à long terme. Un dérangement additionnel, comme celui causé par les éoliennes aussi bien par une mortalité directe (collisions) que par une perte d'habitat entraînent une accélération du déclin de la population. Le modèle de population ne permet pas de tirer des conclusions quant à la probabilité d'extinction de la population, car les processus démographiques peuvent changer quand les densités de population sont faibles. Les probabilités effectives de survie, ainsi que les taux de reproduction peuvent alors différer fortement des valeurs attendues à partir du modèle. De plus, la stochasticité augmente quand la taille de la population est petite, ce qui n'est pas intégré dans le modèle. Pour ces raisons, les prédictions sur les effectifs de population dans 10 ou 20 ans sont incertaines, avec ou sans les éoliennes.

5.5 Effets attendus sur la population de Bécasse des bois

La Bécasse des bois a pratiquement disparu du Plateau suisse et présente des tendances démographiques négatives dans les zones résiduelles du Jura (Estoppey 2001a, Brüngger et al. 2007). Nos modèles de population montrent conséquemment qu'aucune mortalité additionnelle ne peut être tolérée. Ils révèlent en outre qu'une perte de la surface d'habitat considéré comme favorable estimée entre 2,8 et 8,2 % dans la partie suisse du périmètre d'étude porterait un préjudice négatif supplémentaire à la population. L'approche locale suggère que la perte pourrait s'avérer plus importante encore. Une majorité des parcs prévus dans la zone d'étude sont projetés à proximité de forêts situées à plus de 1100 m d'altitude, soit à proximité immédiate d'habitats potentiellement favorables à la Bécasse des bois. Deux parcs concentrent près de la moitié des effets attendus sur l'habitat favorable à la Bécasse dans le canton de Vaud. Au niveau du périmètre d'étude dans son ensemble, un parc prévu en forêt en dehors du canton de Vaud totalise près d'un tiers de la perte d'habitat. En concordance avec nos résultats, Bellebaum et al. (2008) ont également constaté, pour les populations de Bécasses des bois migrant par la mer du Nord, qu'une mortalité additionnelle de 1 % ne pouvait être supportée.

5.6 Synthèse des mesures

Mesures d'évitement

Les massifs forestiers occupés par la Bécasse des bois sont en général connus. Les mâles croulent année après année sur les mêmes sites. Un phénomène d'évitement dû aux éoliennes a été rapporté par Dorka et al. (2014) sur les aires de croule; ce comportement d'évitement est également suspecté par rapport aux aires de gagnage et aux zones de reproduction à proprement parler, mais n'est pas documenté pour l'instant.

Des directives pour la planification des installations éoliennes fixent des distances minimales par rapport aux sites de nidification. En Allemagne, le document du (Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten (LAG VSW) 2015) recommande une distance de 500 m autour des aires de croule, en insistant sur le fait qu'il faut également tenir compte des zones de nidification qui peuvent être indépendantes des aires de croule. Au niveau suisse, la Bécasse des bois est une espèce prioritaire pour une conservation ciblée (Keller et al. 2010, OFEV 2011) et fait partie de la sélection d'espèces d'importance nationale potentiellement menacées par les éoliennes définie par la Station ornithologique suisse (Horch et al. 2013). Dans ce document, une zone périphérique de 1 km autour des sites d'observation pendant la saison de reproduction est proposée.

Les directives vaudoises proposent un rayon d'investigation de 1 km autour des parcs projetés, mais sans proposer de distance minimale d'évitement pour les éoliennes.

Mesures de réduction

Une réduction de la perte d'habitat n'est pas possible en cas de construction d'éoliennes, car la Bécasse des bois évite les éoliennes même à l'arrêt (Dorka et al. 2014, F. Straub et J. Trautner, comm. pers.).

Mesures de compensation

La Bécasse des bois a disparu du Plateau et de manière générale des forêts en dessous de 1100 m au cours des années 1980 et 1990. La population nicheuse en Suisse semble avoir fortement diminué depuis le début des années 90 mais semble s'être stabilisée à un bas niveau depuis le début des années 2000 (Mollet 2015). Bien que largement inconnues, les raisons généralement admises de cette diminution sont la perte de l'habitat (uniformisation et augmentation du volume de bois sur pied

dans les forêts, drainages, intensification des pâturage/prairie, ...), la chasse et l'accroissement des dérangements durant la période de nidification.

Ces dernières années, les expériences de mesures de conservation se sont concentrées sur les remises en eau de forêts drainées sans que des résultats fiables ne soient déjà disponibles (Spaar et al. 2011). Au niveau des mesures forestières, la création de clairières ainsi que l'éclaircissement de peuplements pour créer des futaies irrégulières peu denses sont également préconisés de même que l'augmentation de l'effet de lisière (Delarze and Maibach 2009). Des mesures en zone agricole sont également envisageables, comme l'installation de pâturages extensifs et la remise en eau de zones drainées. La limitation de la chasse, notamment par une redéfinition des périodes de tir, figurent également dans la liste des mesures envisageables selon ces mêmes auteurs.

5.7 Synthèse et recommandations pour la Bécasse des bois

La population de Bécasse des bois de la chaîne jurassienne a diminué ces dernières décennies (Mulhauser and Blant 2007) et n'occupe plus aujourd'hui que les forêts les plus favorables au-dessus de 1100 m d'altitude. Elle sera fortement affectée par les éoliennes installées dans son habitat, tant par suite de la perte d'habitat que de la mortalité directe vraisemblable (collisions). Des mesures d'évitement comme le déplacement des éoliennes qui portent le plus préjudice à l'espèce, notamment celles situées à proximité immédiate des aires de croule, devraient être envisagées pour espérer conserver l'espèce.

Le taux de croissance de la population de Bécasse des bois est déjà considéré comme négatif en l'état actuel, soit un taux de 0,98. En y ajoutant une perte de mâles comprise entre 3,3 et 11,8 % pour la partie suisse du périmètre d'étude, l'évolution de la population sera encore plus défavorable. Comme le taux de croissance actuel est déjà inférieur à 1, la population de Bécasses des bois ne peut tolérer ni mortalité additionnelle ni perte d'habitat.

6. Hibou grand-duc

Résumé

- Le Hibou grand-duc appartient à la Liste Rouge des oiseaux nicheurs de Suisse, où il est classé comme menacé (EN) et il est une des 50 espèces du Programme de conservation des espèces prioritaires. Ses effectifs nicheurs sont faibles en Suisse (<150 couples), mais actuellement en légère augmentation (taux de croissance de 1,015).
- Une des causes de mortalité les plus fréquentes chez le Hibou grand-duc sont les collisions avec des éléments artificiels, avant tout les lignes électriques, les trains, les véhicules ainsi que les électrocutions. Les collisions avec les éoliennes ont été constatées plusieurs fois (36 cas connus en Europe).
- Le modèle de population développé ici part du principe que la population de Hibou grand-duc augmente actuellement. Il prédit que la population s'effondre si la mortalité augmente de plus de 2,5 %. Avec une taille de population de 11 couples dans la région d'étude, cela correspondrait à ~0,5 collision d'oiseaux nicheurs par année.
- Une modélisation des collisions a été développée sur la base d'avis d'experts. Il prédit qu'en moyenne 1,18 collisions d'adultes nicheurs auraient lieu chaque année si toutes les éoliennes planifiées sont construites. Ceci conduirait à une diminution de la population.
- Le nombre absolu de collisions prédites par ce modèle doit toutefois être considéré avec précaution vu l'impossibilité de le calibrer; la hiérarchisation des parcs reste toutefois valable. Les collisions sont distribuées très différemment sur les éoliennes isolées – certains parcs ne posent pas de problème au Hibou grand-duc, tandis que d'autres sont responsables de la plupart des collisions.
- En Suisse, le Hibou grand-duc a des exigences spécifiques pour son site de nidification – les sites potentiels sont par conséquent rares, ils sont souvent utilisés pendant des années et lors de la mort du couple (ou d'un partenaire), ils sont immédiatement réoccupés par un nouveau couple (ou partenaire).
- Le choix du site pour l'implantation d'éoliennes s'avère le facteur le plus important pour éviter une influence négative de l'utilisation des éoliennes sur la population de Hibou grand-duc.
- A côté de la distance entre les éoliennes et le site de reproduction, la topographie et l'habitat ont une influence sur le risque de collision. Pour le choix du site d'implantation des éoliennes, il semble que l'application de règles strictes d'espacement ne soit pas suffisante. Pour toutes les installations à proximité de sites de reproduction de Hibou grand-duc, une évaluation par un expert local du Hibou grand-duc permet de clarifier la situation.

6.1 Carte de densité et estimation de population

6.1.1 Données et méthodes

Une estimation grossière pour la zone d'étude peut être déterminée de la manière suivante: on estime la population de Hibou grand-duc à 120–150 couples nicheurs pour l'ensemble de la Suisse (Schmid et al. 1998, Maumary et al. 2007b). Si nous admettons que le Hibou grand-duc possède dans le Jura une densité moyenne pour la Suisse, alors la population de Hibou grand-duc de la zone d'étude peut être calculée à partir de la population suisse proportionnellement à la surface. La population de la zone d'étude correspondrait alors à 4,9 % de la population suisse. Cela donne un effectif de 5 à 8 couples nicheurs dans la zone d'étude. Les observations qui ont été réalisées dans le cadre du projet d'Atlas des oiseaux nicheurs de Suisse corroborent une telle estimation de la population. Les observations ont été complétées par les informations de Dominique Michelat sur la présence de Hibou grand-duc dans la partie française de la zone d'étude. Ainsi, il existe au total 11 locations pour lesquels une

preuve de reproduction a été fournie depuis 1990. C'est pourquoi nous admettons que la population de Hibou grand-duc s'élève entre 5 et 11 couples nicheurs dans la zone d'étude.

6.1.2 Résultats et discussion

La population actuelle de la zone d'étude est estimée à 5–11 couples nicheurs. Certains couples n'ont pas seulement un seul site de nidification, mais plusieurs, entre lesquels ils changent selon les années. En tout, nous avons identifié 21 sites de nidification, que ces 5 à 11 couples utilisent. La carte avec les sites de nidification a été utilisée pour le calcul du risque de collision; et nous partons du principe qu'il y a toujours 11 couples nicheurs.

6.2 Collisions

6.2.1 Méthode et choix des paramètres

Schéma général. Le comportement en vol de Hibou grand-duc n'est pas suffisamment documenté pour pouvoir en faire un modèle explicite puis effectuer des simulations de trajectoires de vol avec ce modèle. En revanche, il est possible d'estimer l'influence de différents paramètres sur le risque de collision. Ceci se fait sur la base des emplacements des places de nids ($n = 21$) et des éoliennes ($n = 177$), selon le schéma de principe suivant:

1. Pour chaque paire «nid-éolienne», on calcule un facteur de risque p de collision par année par la formule suivante:

$$p = p_{dist} \cdot p_{déniv} \cdot p_{habitat} \cdot p_{topo}$$

Ces facteurs prennent respectivement en compte les distances nid-éoliennes (p_{dist}), l'élévation entre places de nids et éoliennes ($p_{déniv}$), la qualité de l'habitat ($p_{habitat}$) ainsi que la topographie (p_{topo}). Le détail du calcul des différents facteurs est présenté plus bas. Le facteur de risque résultant p est ainsi une matrice indexée par les places de nids (lignes) et les éoliennes (colonnes).

2. **Impact global sur la population:** afin d'estimer l'impact des éoliennes sur la population, la matrice regroupant pour chaque paire «nid-éolienne» la probabilité de survie $1 - p$ est créée.

- a. Le nombre de collisions associé à chaque nid est estimé en prenant le complément de la probabilité de survie associée à cette place de nid, c'est-à-dire

$$NbCollisions_{nid} = 1 - \prod_{éoliennes} (1 - p)$$

- b. Comme tous les places de nids ne sont pas occupés chaque année, le modèle ne prend en compte, parmi les places de nids que chacun des 11 couples de Hiboux grand-duc peut potentiellement occuper, que celui avec le facteur de risque le plus élevé. Nous partons du principe que l'utilisation du territoire est indépendante du site de nidification et qu'ainsi le risque maximal est décisif.
- c. Le nombre total de collisions par an est obtenu en sommant les collisions pour tous les 11 places de nids «occupés»:

$$NbCollisions = \sum_{nids\ occupés} NbCollisions_{nid}$$

Le modèle tient compte du fait que la survie d'un Hibou grand-duc peut être influencée par plus d'une éolienne, mais il considère aussi qu'un grand-duc ne peut entrer en collision qu'une seule fois. A cet égard, le modèle fournit des nombres de collisions corrects.

3. **Influence des parcs:** L'influence des différents parcs est estimée à partir de la matrice des facteurs de risque p . En sommant les entrées de la matrice sur les places de nids (i.e. sur les colonnes de la matrice), on obtient un vecteur contenant les nombres moyens de collisions

par éolienne. Ce vecteur permet un classement des éoliennes, et donc des parcs, selon le danger qu'ils représentent pour les Hiboux grand-duc.

Facteurs de risque. Les différents facteurs de risque sont évalués comme suit:

- **Distance.** Pour le facteur p_{dist} est prise en compte une décroissance régulière du risque pour les éoliennes situées à une distance supérieure à une valeur de seuil d_1 (voir Tabl. 20). Ce facteur est décrit par la fonction suivante de la distance x :

$$f(x) = \begin{cases} 1 & \text{si } 0 \leq x < d_1 \\ -\frac{x - d_1}{d_2 - d_1} & \text{si } d_1 \leq x \leq d_2 \\ 0 & \text{si } d_2 \leq x \end{cases}$$

Pour tous les places de nids dont la distance minimale à une éolienne est inférieure à d_1 , on compte une valeur fixe égale à 1. Pour ceux dont la distance est située entre les valeurs d_1 et d_2 , on compte une valeur, décroissante avec x , donnée par la fonction. Finalement, pour une distance supérieure à d_2 , le facteur vaut 0.

- **Dénivelé.** Le facteur $p_{déniv}$ qui modélise le risque lié au dénivelé à franchir entre le nid et les terrains de chasse est donné par la fonction suivante:

$$f(d) = \max\left(0, 1 - \frac{d}{500}\right)$$

où d est la différence d'altitude entre l'éolienne et l'emplacement du place de nid. La probabilité qu'un secteur soit utilisé comme terrain de chasse diminue avec le dénivelé positif à franchir à partir du place de nid. Nous considérons qu'à partir d'une dénivellation positive de plus de 500 m, le risque tombe à 0 dans la chaîne jurassienne. A l'inverse, si le dénivelé est nul ou négatif, la valeur de risque est maximale (1).

- **Habitat.** Une valeur de l'habitat de chasse comprise entre 0 et 1 est attribuée dans un rayon de 100 m pour chaque éolienne sur la base d'une analyse de photos aériennes. Le Hibou grand-duc chasse essentiellement dans des habitats semi-ouverts à ouverts; de tels habitats avec des postes de guets sont considérés comme favorables (valeur = 1). Une valeur de 0,5 a été attribuée aux éoliennes localisées dans des secteurs de pâturages boisés très fermés, considérés comme peu favorables, et de 0,25 aux secteurs forestiers (pour tenir compte du fait que la localisation exacte des éoliennes n'est pas connue dans les projets français, les seuls ayant des éoliennes planifiées en forêt).
- **Topographie.** La topographie entre dans le modèle sous la forme d'une valeur égale à 0,10, 0,05 ou 0,02. Ce facteur traduit le risque qu'un Hibou grand-duc en déplacement se retrouve dans la zone balayée par le rotor d'une éolienne. Il est minimal lorsque l'éolienne se situe sur une crête; il est maximal lorsque l'éolienne est située en contrebas d'un sommet ou dans le fond d'une vallée, avec une probabilité élevée de survol des éoliennes (Fig. 33).



Fig. 33. Illustration des trois cas de figure retenus pour le facteur topographique: éolienne en situation sommitale ($p_{topo} = 0,02$); éolienne sur un plateau ou en plaine ($p_{topo} = 0,05$); éolienne dans une dépression (vallée, combe; $p_{topo} = 0,1$).

Les distances d_1 et d_2 ont été tirées des recommandations et de la littérature; elles ont été validées par des experts externes dont la liste figure en annexe 10.12. Le choix des facteurs de risque a été discuté avec un spécialiste de l'espèce (Adrian Aebischer). La valeur de ces paramètres se trouve en annexe. Le taux d'occupation des sites de nidification étant insuffisamment connu, nous avons retenu pour le modèle de collision la valeur maximale de 11 couples occupant un total de 21 sites de nidification.

Tabl. 20. Paramètres du modèle de collision pour le Hibou grand-duc.

Paramètre	Valeur	Référence
Nombre de couples	11	L'Azuré et Atelier 11a
Localisation des places de nids	Dans carrés kilométriques contenant observations passées (n = 21)	L'Azuré et Atelier 11a, SOS
Facteur de risque lié à la distance, distances nid-éolienne d_1 et d_2	$f(x) = \begin{cases} 1 & \text{si } 0 \leq x < d_1 \\ -\frac{x - d_2}{d_2 - d_1} & \text{si } d_1 \leq x \leq d_2 \\ 0 & \text{si } d_2 \leq x \end{cases}$ $d_1 = 1\text{km}, d_2 = 4\text{km}$	L'Azuré et Atelier 11a, SOS
Facteur de risque lié au dénivelé	$f(d) = \max\left(0, 1 - \frac{d}{500}\right)$	L'Azuré et Atelier 11a
Facteurs de risque lié à l'habitat	Compris entre 0 et 1, lié aux emplacements des éoliennes	L'Azuré et Atelier 11a
Facteur de risque lié à la topographie	Compris entre 0 et 1, lié aux emplacements des éoliennes	L'Azuré et Atelier 11a

6.2.2 Résultats et discussion

Impact global sur la population: Le modèle de collisions décrit plus haut donne le nombre moyen de collisions de femelles par saison (0,59). Ce chiffre ne considère que les femelles nicheuses; il doit être multiplié par deux pour obtenir le nombre de victimes annuelles à partir des 11 couples installés:

Nombre moyen de collisions par saison = 1,18

Rappelons que le modèle utilisé pour obtenir ces chiffres est un modèle «statique», dans lequel le risque de collision est uniquement fonction de la distance aux différentes éoliennes, de la différence d'altitude entre chaque place de nid et les éoliennes, ainsi que de facteurs locaux de qualité de

l'habitat et de topographie. Ce modèle ne tient pas compte d'un éventuel comportement d'évitement de l'oiseau vis-à-vis des éoliennes, et il est donc difficile de savoir s'il conduit à surestimer le nombre de collisions effectif de ce point de vue-là. Le suivi télémétrique de deux femelles reproductrices en Bavière avant et après la construction d'un parc éolien n'a pas permis de mettre en évidence un comportement d'évitement (Sitkewitz 2009). Par contre, le modèle estime pour chaque couple une borne supérieure des valeurs possibles en prenant en compte parmi les nids susceptibles d'être occupés par ce couple, celui dont le facteur de risque est le plus élevé. Relevons encore que les emplacements des nids étant connus, l'incertitude sur les différents facteurs étant trop difficiles à estimer, il n'y a pas d'estimation d'erreur pour le résultat final.

Influence des parcs: Les facteurs d'impact estimés pour les différents parcs sont donnés dans le Tabl. 21. Ces facteurs d'impact quantifient le nombre de collisions à partir de 11 couples de Hibou grand-duc si un seul parc est construit. Il faut noter que la somme de ces collisions ne correspond pas au nombre total des collisions (1,18), parce que pour l'impact total nous avons considéré qu'un Hibou grand-duc peut seulement être victime d'une collision une fois pendant sa vie (competing risks).

Tabl. 21. Impact (nombre de collisions à partir de 11 couples) des différents parcs isolés sur la population de Hibou grand-duc.

Parc	Nombre de collisions
Bel Coster	0,0
Bière	0,0
Parc neuchâtelois II	0,34
EolJoux	0,11
Essertines-sur-Rolle	0,0
Zone d'étude française	0,17
Grandevent	0,0
Grandsonnaz	0,0
Sur Grati	0,0
Mollendruz	0,0
Parc neuchâtelois I	0,08
Provence	0,0
Ste-Croix	0,49

A Tarifa (sud de l'Espagne), de Lucas et al. (2008) ont trouvé en moyenne 0,003 Hibou grand-duc mort par année et par turbine lors de contrôles hebdomadaires durant une étude de 9,5 année. Ce taux de collision doit être interprété comme un minimum, puisque le nombre n'est pas corrigé d'après l'effort de prospection, ni d'après le taux d'élimination. Transposé à l'ensemble de notre région d'étude (145 éoliennes), cela donnerait un nombre minimal de 0,43 Hibou grand-duc tué par année. Le résultat tiré de notre modélisation donne un nombre de collisions avec un facteur 2,5 fois plus élevé. L'ordre de grandeur des collisions est alors semblable, avant tout si on considère que l'étude espagnole, autant que la nôtre, est entachée d'incertitude et que les résultats de l'étude espagnole doivent être interprétés comme des valeurs minimales.

Breuer et al. (2015) citent l'importance de la topographie et de la qualité de l'habitat pour évaluer le risque de collision, mais insistent sur le fait que des collisions peuvent se produire même en plaine avec de grandes éoliennes installées à proximité des sites de nidification. Les oiseaux utilisent vrai-

semblablement les thermiques se formant au-dessus des falaises utilisées pour la reproduction et se retrouvent dans la zone de conflit des éoliennes.

36 cas de collision entre des éoliennes et des Hiboux grand-duc ont été documentés en Europe (Dürr 2015).

6.3 Modèle de population

6.3.1 Paramètres démographiques

Propension à nicher et nombre de jeunes à l'envol

La proportion de couples nicheurs associée à une aire s'élevait à 71 % en DDR de 1960 à 1972. Le succès de reproduction était fortement météo-dépendant (la proportion des nichées avec succès variait entre 15 % et 60 %) (Knobloch 1981). Les Hiboux grand-duc femelles sont sexuellement matures à l'âge de 1–2 ans. Dans la nature, les femelles nichent pourtant seulement à partir de la deuxième ou de la troisième année (Glutz von Blotzheim and Bauer 1980). Olsson (1997) écrit toutefois que les femelles nichent seulement dès la quatrième année. Comme Schaub et al. (2010), nous admettons que la moitié des femelles âgées de 3 ans et toutes celles de 4 ans et plus nichent chaque année. Ceci conduit à une proportion de 60 % de femelles reproductrices avec une distribution constante des âges. Nous admettons en plus que le nombre de femelles reproductrices dépend de la taille de la population en rapport avec la capacité (densité-dépendance). La probabilité de nicher diminue si la taille de la population dépasse la capacité, si bien qu'il y a toujours autant de femelles nicheuses que la capacité le permet.

Le nombre de jeunes variant entre 1 et 3 dépend fortement de la météo. C'est pourquoi nous tirons chaque année au hasard un nombre moyen de jeunes dont la distribution est représentée à la Fig. 34. Cette distribution se base sur les données du nombre de jeunes moyens en provenance de la littérature. Nous admettons en plus que le nombre de jeunes diminue si la population dépasse K par un facteur d'environ K/N_t .

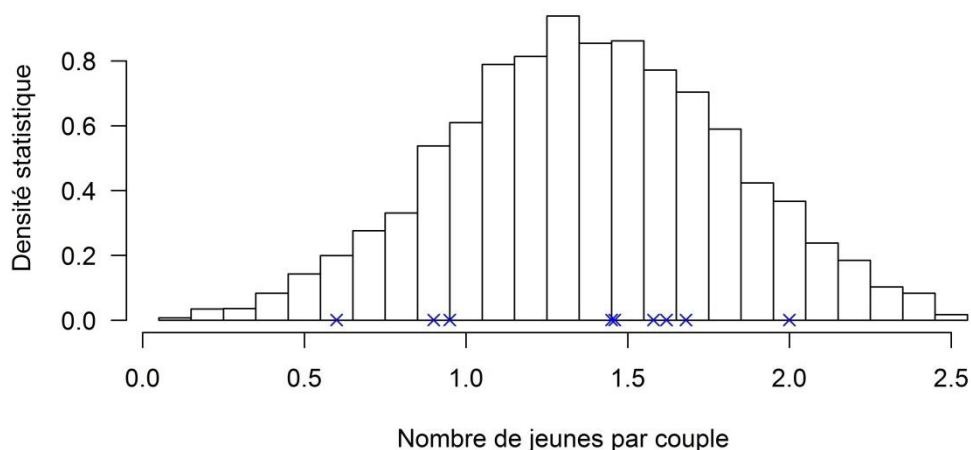


Fig. 34. Distribution du nombre de jeunes Hibou grand-duc admis en fonction des nidifications commencées (valeur moyenne annuelle). La distribution correspond à la variance interannuelle admise. Les croix bleues désignent les données de la littérature: Bauer et al. 2005a, Knobloch 1981, Mammen and Stubbe 2002.

Survie

Nous n'avons trouvé que deux études qui ont déterminé le taux de survie de Hibou grand-duc. En se basant sur les reprises d'oiseaux bagués en Suède, Olsson (1997) a estimé une probabilité de survie pour les juvéniles de 66 %, pour les oiseaux d'une année de 79 % et pour les adultes de 89 %. Schaub et al. (2010) ont déterminé des probabilités de survie beaucoup plus faibles pour la population de Hibou grand-duc du Valais. Un modèle de population intégré, qui exploitait différentes sources de données, fournit une survie apparente des jeunes d'à peine 9 % (Schaub et al. 2010). Pour les Hiboux grand-duc âgés d'une année, Schaub et al. (2010) estimèrent une probabilité de survie de 54 % et pour les adultes de 61 %. La population suédoise étudiée par Olsson (1997) entre 1952 et 1985 semble une population intacte, qui ne souffrait quasiment d'aucuns dérangements anthropogènes. Contrairement à cette dernière, la population valaisanne de Hibou grand-duc habite un paysage profondément urbanisé et dérangé par les activités humaines. L'électrocution était une des principales causes de mortalité et probablement coresponsable du fait que dans la population valaisanne de Hibou grand-duc, il mourait annuellement plus d'individus qu'il en naissait; la population peut se maintenir uniquement grâce à l'immigration (population puits).

Dans le Jura, la situation semble meilleure, car l'urbanisation s'avère plus faible que dans la plaine valaisanne. Nous attendons pourtant que les probabilités de survie soient plus faibles qu'en Suède au milieu du siècle passé. C'est pourquoi nous avons utilisé des probabilités de survie qui se trouvent entre celles de Schaub et al. (2010) et de Olsson (1997) produisant en moyenne un taux de croissance de 1,015, le taux de croissance actuel observé en Suisse (Fig. 35). Elles s'élevaient en moyenne à 0,57 pour les juvéniles, à 0,75 pour les oiseaux d'une année et à 0,85 pour les adultes.

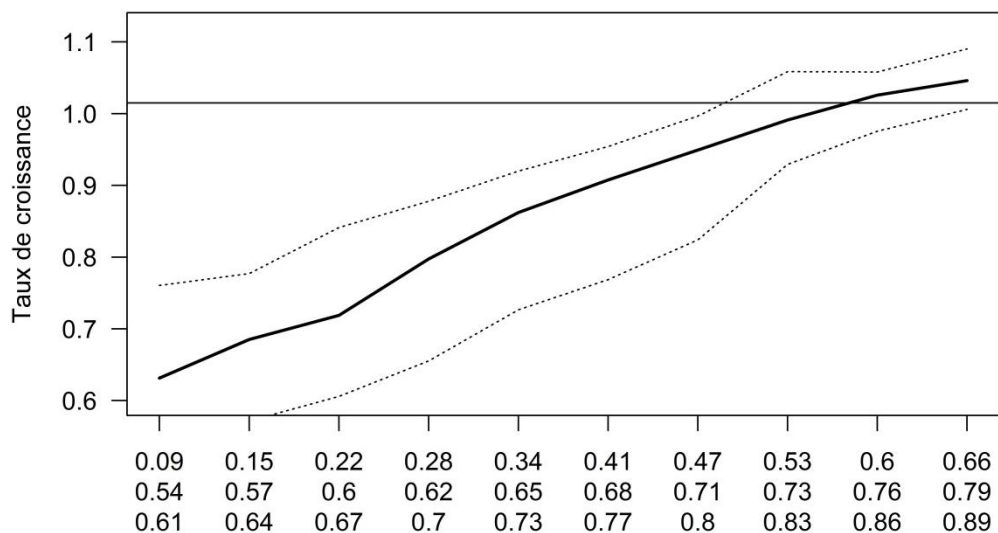


Fig. 35. Taux de croissance des populations de Hibou grand-duc en fonction des probabilités de survie. Les trois nombres sur l'axe des x se réfèrent à la probabilité de survie des jeunes (première ligne), des oiseaux d'une année (deuxième ligne) et des adultes (troisième ligne). La ligne horizontale montre le taux de croissance actuel observé en Suisse (calculé du SBI). Les lignes pointillées délimitent les intervalles de confiance de 95 %.

Nous avons choisi les variances interannuelles de la probabilité de survie de façon à ce que les probabilités de survie se situent entre les valeurs des deux études. Ainsi, nous obtenons la probabilité de survie présentée dans la Fig. 36 (voir aussi Tabl. 22).

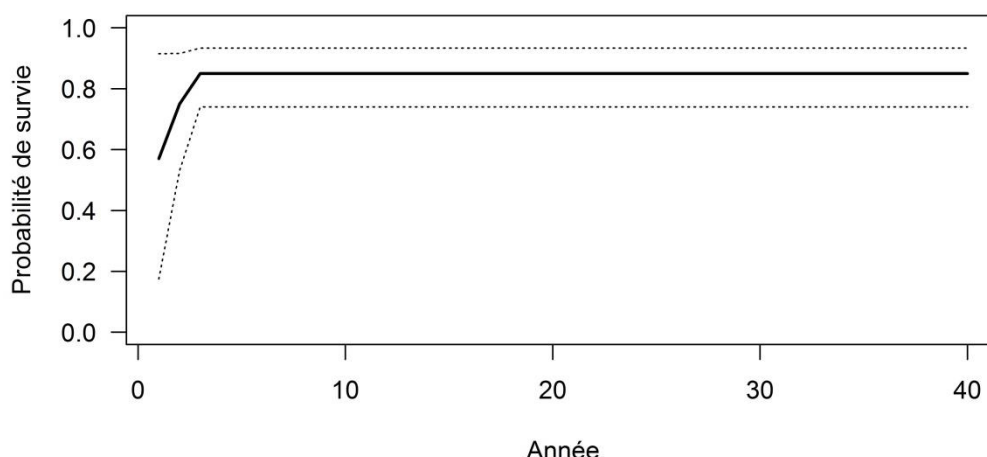


Fig. 36. Probabilité de survie de Hibou grand-duc en fonction de l'âge. Les lignes pointillées montrent la limite inférieure et supérieure des intervalles de confiance de 95 % de la variance interannuelle.

Taille de la population et capacité

La taille de la population de Hibou grand-duc est estimée à 5–11 couples nicheurs dans la zone d'étude (voir chapitre 6.1). Afin de déterminer la capacité, nous avons cherché des informations sur les densités maximales possibles. Dans les Alpes rhétiques, 22 couples ont été trouvés sur 3000 km² (Maumary et al. 2007b). Ceci correspond à une densité de 0,7 couple/100 km², une densité plutôt élevée pour la Suisse (Bauer et al. 2005a). Si nous admettons que le Hibou grand-duc avait une densité de 0,7 couple/100 km² sur l'ensemble du territoire étudié, nous aurions une population de 14 couples nicheurs. Dans le modèle, nous admettons ce nombre comme capacité K . Considérer que la capacité (14) est plus faible que le nombre maximal de sites de nidification (21). Ceci est logique parce que de nombreux sites de nidification peuvent être occupés simultanément par un couple nicheur, puisqu'ils se trouvent proches les uns des autres.

Comme la capacité limite n'est connue qu'avec incertitude, nous avons déterminé l'influence de K sur les modèles de population avec une analyse de sensibilité. Nous avons multiplié par cinq la capacité dans le modèle et nous avons répété les simulations de population.

Mortalité additionnelle

Comme chez les autres espèces d'oiseaux, nous simulons l'évolution de la population sur 20 ans avec et sans mortalité additionnelle. Nous admettons que toutes les classes d'âge sont touchées avec la même force par la mortalité additionnelle.

Tabl. 22. Paramètres démographiques utilisés dans le modèle de population pour le Hibou grand-duc.

Paramètres	Valeurs utilisées et corrélations	Référence
p_{aN_t}	50 % des femelles nichent dans la troisième année, dès la quatrième 100 % pour autant que la taille de la population se situe en dessous de K . Si $N_t > K$, la proportion de femelles reproductrices baisse, si bien qu'un maximum K de femelles nichent.	Olsson (1997)

Paramètres	Valeurs utilisées et corrélations	Référence
f_{N_t}	dépendant de la densité et de l'âge; valeur moyenne 1,4 (0,4–2,3, 1–99 % quantile). Si $N_t > K$ f_t , alors la f_t baisse d'un facteur K/N_t .	Les références sont données dans la légende de la Figure 2
S_{at}	dépendant de l'âge ainsi que variable entre les années, juvéniles 0,57 (0,13–0,87), première année 0,75 (0,49–0,87), adulte 0,85 (0,69–0,89)	ce chapitre
K	$K = 14$	ce chapitre
N_1	$N_1 = 5 - 11$	chapitre 6.1

6.3.2 Résultats

Dans le modèle de population, les probabilités de survie de Hibou grand-duc ont été choisies de façon à ce que le taux de croissance corresponde au taux actuel de croissance de la population suisse de 1,015 sans la mortalité additionnelle.

Si la mortalité additionnelle dépasse les 2,5 %, alors les taux de croissance baissent (Fig. 37 et 38).

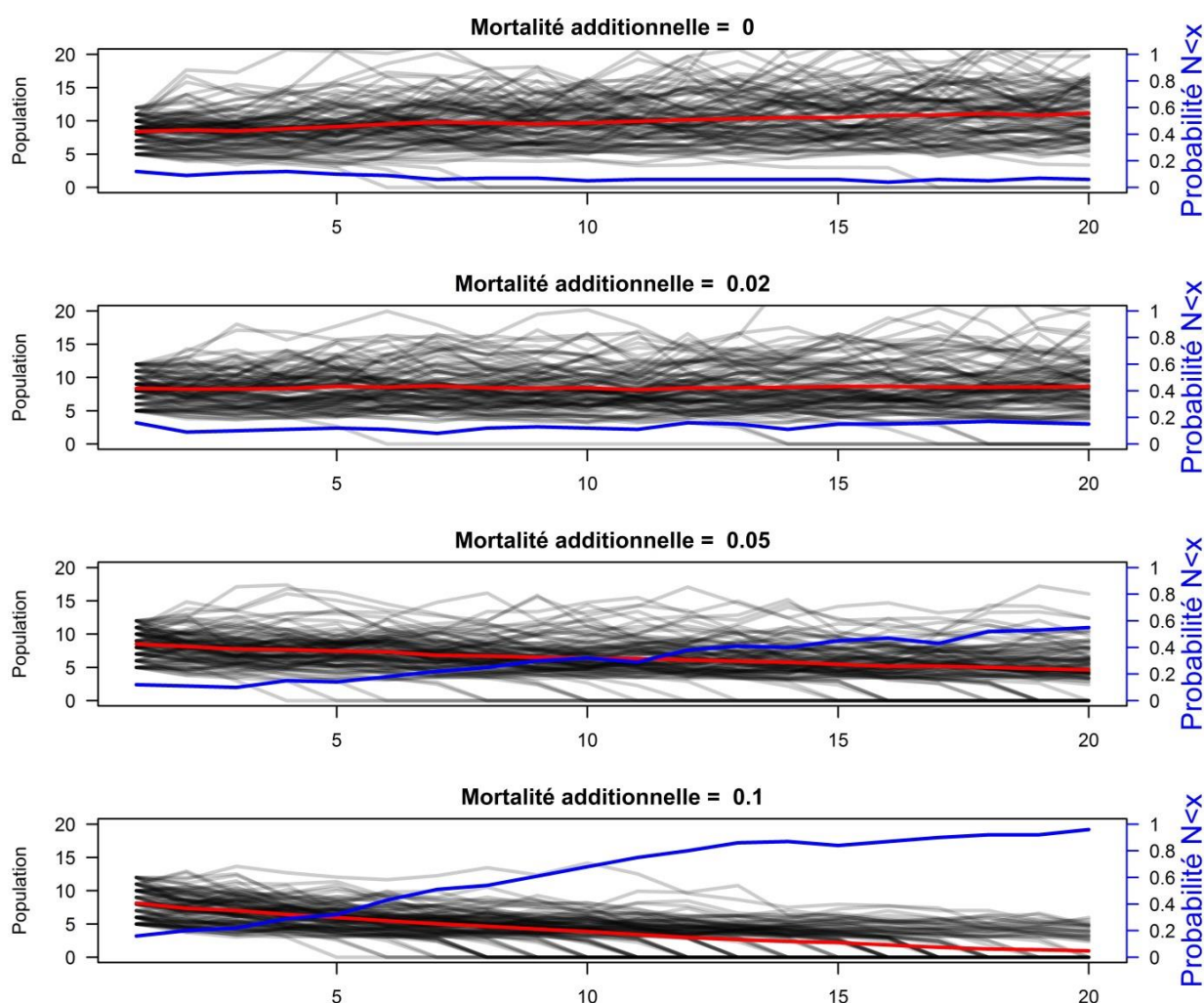


Fig. 37. Evolution de la population de Hibou grand-duc. Bleu (axe de droite): probabilité que la population baisse en dessous de 5.

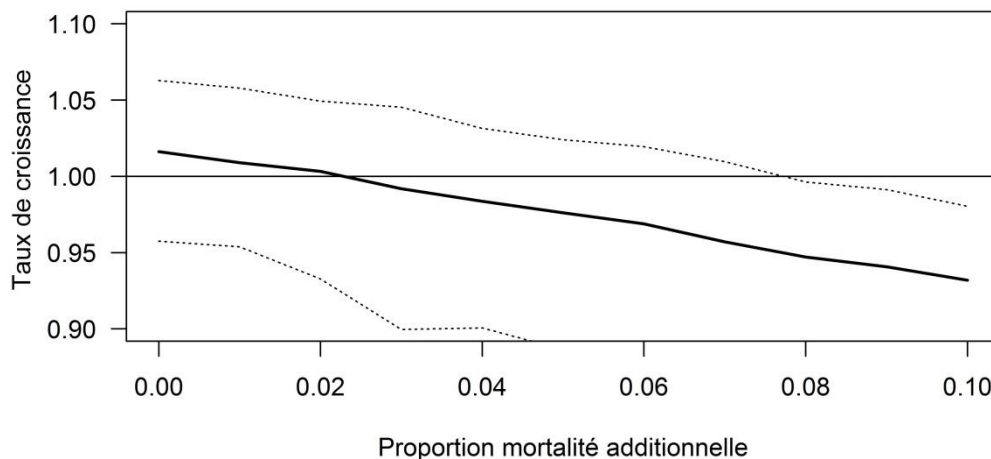


Fig. 38. Taux de croissance attendu de la population de Hibou grand-duc en fonction de la mortalité additionnelle.

Si la capacité est augmentée, il faut des taux de mortalité additionnelle plus élevés pour amener les taux de croissance en dessous de 1 (annexe 10.9). Une telle augmentation de la capacité (= habitat existant et bases alimentaires en suffisance) d'environ un facteur 5 est à peine possible dans la pratique. Cependant, comme la population suisse et étrangère de Hibou grand-duc s'avère plutôt en augmentation, il faut s'attendre à ce que la limite de capacité va aussi augmenter. Dans ce cas, la population peut supporter relativement plus de collisions, comme l'analyse de sensibilité l'a montré (annexe 10.9).

6.3.3 Discussion du modèle de population

Les paramètres acceptés dans nos modèles de population se reposent seulement sur deux études avec des données très différentes. Les résultats présentés ici doivent par conséquent être interprétés avec prudence. Nous avons introduit la probabilité de survie de manière à ce que la population augmente, ce qui correspond à la situation actuelle. Les taux de survie effectifs et les nombre de jeunes dans la région d'étude sont par contre inconnus. De plus, nous ne savons pas pourquoi les effectifs de Hibou grand-duc augmentent légèrement à l'heure actuelle. Nous sommes partis du principe que c'est la conséquence de la productivité propre et des taux de survie élevés, et pas seulement de l'immigration. Au cas où la population jurassienne profite d'immigrants, d'autres populations doivent produire un excédent. Si la productivité de ces autres populations se modifie, l'évolution de la population du Jura peut rapidement changer.

6.4 Effets attendus sur la population de Hibou grand-duc

Le taux moyen de croissance baisse en-dessous de 1 seulement à partir d'une mortalité additionnelle de 2,5 %. Cela est à mettre sur le compte du fait que le Hibou grand-duc est très productif par rapport à sa taille. Si on considère un taux de survie de 0,85 pour les adultes, alors une mortalité additionnelle de 2,5 % pour une taille de population de 11 couples signifie ~0,5 collisions (individu) par année ($0,85 * 0,025 * 22 = 0,468$). La population de Hibou grand-duc en Valais ne peut se maintenir que par l'immigration en provenance d'autres régions (Schaub 2010). Il est possible que ces immigrants proviennent du Jura. C'est pourquoi une mortalité additionnelle dans le Jura peut avoir un effet sur d'autres populations de Hibou grand-duc en Suisse ou dans les pays voisins. Par conséquent, l'objectif de croissance ne peut pas être placé à 1, mais il doit être plus élevé. La mortalité additionnelle se trouve probablement plus basse que 2,5 %, ce qui n'a pas d'influence sur la métapopulation de Hibou grand-duc.

Le nombre de collisions annuelles estimé avec le modèle de collision s'élève à 1,18. Ce nombre de collisions représente 5,4 % de mortalité additionnelle et est à comprendre comme une valeur minimale, parce qu'on part du principe qu'il n'y a pas de collisions d'individus non nicheurs (jeunes et sub-adultes). Comme le nombre de collisions est plus élevé que la limite supportable, il faut s'attendre à ce que la population de Hibou grand-duc soit fortement menacée par les éoliennes planifiées.

Les différents parcs éoliens prévus s'avèrent dangereux à des degrés divers pour la population de Hibou grand-duc. Ceci peut être montré si on part du principe que chaque fois qu'un parc est construit, le taux de collisions attendues augmente ensuite.

Tandis que certains parcs éoliens ne causent aucun problème pour le Hibou grand-duc, les nombres de collisions d'autres parcs sont considérables (jusqu'à 0,49 collisions, ce qui correspond à une mortalité additionnelle de 2,2 %).

6.5 Synthèse des mesures

Mesures d'évitement

Chez nous, le Hibou grand-duc a des exigences spéciales quant à son site de nidification (rocher), c'est pourquoi les sites de reproduction adéquats n'existent que ponctuellement. Des sites de nidification traditionnels sont par conséquent occupés pendant des années (même par différents individus). En Allemagne de l'Est, des sites de nidification du Hibou grand-duc ont ainsi rarement changé et la même falaise a été utilisée durant des années. De petits déplacements dans la même falaise ont eu lieu (Knobloch 1981). C'est pourquoi un choix judicieux de l'implantation des éoliennes est primordial pour éviter les collisions.

En Allemagne, 16 victimes des éoliennes ont été trouvées jusqu'en 2014. Là où des indications ont été fournies, les collisions ont eu lieu entre 1 et 3 km de distance du prochain site de nidification (Langgemach and Dürr 2014). En Allemagne, des directives pour la planification des éoliennes fixent des distances minimales par rapport aux sites de nidification. Le document de la communauté de travail (Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten (LAG VSW) 2015) recommande une distance minimale de 1 km alors que (Piela 2010) préconise 3 km. Au niveau suisse, le Hibou grand-duc est une espèce prioritaire pour des mesures de conservation ciblées (Keller et al. 2010, OFEV 2011) et fait partie de la sélection d'espèces d'importance nationale potentiellement menacées par les éoliennes. Une zone périphérique de 3 km autour des sites de nidification est ainsi proposée (Horch et al. 2013b). Les directives vaudoises proposent un rayon d'investigation de 5 km autour des sites de nidification, mais sans proposer de distance minimale d'installation.

Toutefois, la distance entre un site de reproduction du Hibou grand-duc et un parc éolien potentiel n'est pas le seul critère pour éviter les collisions. Le comportement en vol et l'utilisation de l'espace par le Hibou grand-duc dépendent aussi de la topographie et de l'habitat (voir modèle de collision). Ainsi, le strict respect des règles de distance pour le choix du site d'implantation d'éoliennes ne semble pas atteindre les objectifs tout seul. Une clarification par un expert local du Hibou grand-duc apporte beaucoup plus pour toutes les installations à proximité des sites de nidification du Hibou grand-duc. Les Hiboux grand-duc sont sensibles aux dérangements sur le site de reproduction. C'est pourquoi il faut considérer que les sites à Hibou grand-duc sont abandonnés si les dérangements sur le site de reproductions sont trop grands (par ex. Martínez et al., 2003).

Mesures de réduction des collisions

Le Hibou grand-duc occupe ses zones de nidification de décembre à juillet et prospecte de grandes surfaces autour du nid, sans que ces déplacements puissent être prévus selon un modèle particulier. Si les parcs éoliens sont construits à des endroits délicats, il n'existe aucune mesure diminuant les collisions. Il semble impossible d'appliquer dans ce cas un algorithme d'arrêt efficace. L'efficacité des

systèmes de détection visuels ou radar, couplés à un système d'arrêt pour réduire la mortalité du Hibou grand-duc n'a pas été attestée à ce jour.

Le fait de rendre les surfaces sous les éoliennes peu propices comme terrain de chasse pour le Hibou grand-duc (surfaces sans végétation par exemple) a été évoqué en Allemagne, mais l'efficacité de cette mesure est discutée et n'est pas considérée comme suffisante (Breuer et al., 2015); les Hiboux grand-duc se nourrissent aussi d'animaux morts et pourraient être attirés par des victimes de collisions.

Mesures de compensation

Une des principales causes de mortalité du Hibou grand-duc reste l'électrocution sur des pylônes de lignes à moyenne tension (Schaub et al. 2010). Les collisions le long des axes routiers et ferroviaires ainsi que les collisions avec les câbles sont également à mentionner. Localement, des dérangements, par des grimpeurs par exemple, peuvent occasionner des abandons du site de nidification. Des zones de tranquillité ont été mises en place sur certains sites de nidification, ceci essentiellement pour empêcher la pratique de l'escalade dans des falaises occupées par l'espèce.

6.6 Synthèse et recommandations pour le Hibou grand-duc

La population de Hibou grand-duc en Suisse est en légère augmentation à partir d'un faible nombre de couples. Les principales causes de mortalité sont d'origine anthropique comme l'électrocution, les collisions avec des câbles et les dérangements. Mais le manque de nourriture pourrait également être une cause de mortalité chez les jeunes. Comme le montre le modèle, la population de la zone considérée peut supporter une mortalité additionnelle de 2,5 % avant de voir ses effectifs diminuer. Pour une population de 11 couples dans la zone d'étude, cela correspond à ~0,5 collision par an. Le modèle de collision prédit toutefois près de 1,18 victimes par année si tous les projets se réalisent, ce qui dépasse le taux supportable par l'espèce.

Pour maintenir la population actuelle, le choix du site d'implantation des éoliennes s'avère déterminant. Aucune mesure diminuant les collisions ne sont connues et des mesures de compensation efficaces existent à peine. A côté de la distance entre le site de nidification et les éoliennes, la topographie et l'habitat influencent aussi fortement le risque de collisions. Comme les Hiboux grand-duc n'ont qu'un nombre restreint de sites de nidification adéquats à disposition et qu'ils ont donc une distribution localisée, des éoliennes isolées peuvent avoir une grande influence sur la population totale, alors que d'autres ne posent pas de problème.

7. Alouette lulu

Résumé

- L'Alouette lulu est considérée comme vulnérable (VU) sur la liste rouge des oiseaux menacés en Suisse et est une espèce prioritaire pour une conservation ciblée (Keller et al. 2010, OFEV 2011). Le Swiss bird index (SBI), qui s'appuie sur des données de toute la Suisse, indique une tendance légèrement positive pour l'espèce (1,01), mais ses populations dans le Jura ont fortement diminué durant les deux dernières décennies.
- Les éoliennes ont un impact sur l'Alouette lulu principalement par la perte et la modification de son habitat. Par son comportement de vol, elle est de plus exposée à un fort risque de collision.
- La population jurassienne de l'Alouette lulu dans la zone d'étude est comprise entre 25 et 70 territoires (moyenne 40). Une partie de ces territoires ne sont pas occupés chaque année et le nombre de couples nicheurs est inférieur au nombre de territoires connus.
- L'objectif de cette étude est d'estimer l'effet des éoliennes planifiées dans le périmètre d'étude sur la population d'Alouette lulu.
- Le comportement de vol pendant la période de nidification est plus ou moins connu. Le taux de collision et la perte d'habitat pendant la période de nidification ont été estimés à l'aide d'un modèle simple de distance. L'effet de ce taux de collisions et de la perte d'habitat sur l'évolution des populations a ensuite été estimé.
- Il n'a pas été tenu compte dans le modèle du taux de collision en dehors de la période de nidification, notamment en migration et pendant l'hivernage, parce que les connaissances au sujet des paramètres en dehors de la période de nidification sont insuffisantes.
- Le taux de collision et la perte d'habitat prédit par les modèles pendant la période de nidification vont faire diminuer la population (taux de croissance inférieur à 1).
- Les modèles de collisions et de perte d'habitat permettent une hiérarchisation des différents parcs éoliens planifiés, au niveau des éoliennes. Plusieurs éoliennes au sein de 3 projets de parcs sont proches des territoires d'Alouette lulu connus et présentent donc des risques.
- Des mesures d'évitement telles que l'éloignement des éoliennes à plus de 500 m des zones de nidification pourrait en être efficaces pour diminuer l'impact des éoliennes sur l'espèce.
- Les possibilités de mesures de compensations efficaces sont très limitées. Il s'avère très difficile de recréer ou reconstituer un habitat à Alouette lulu.

7.1 Estimation de la population et cartes de densité

7.1.1 Données et méthodes

L'Alouette lulu n'est présente que sporadiquement dans la zone d'étude. Les sites occupés sont bien connus, ce qui a permis de dresser la carte de distribution et d'estimer la taille de la population sans modéliser l'habitat. La plus petite distance entre les 133 éoliennes planifiées dans la partie suisse du périmètre d'étude et les observations d'Alouette lulu durant la période de reproduction (avril–juillet) en France (données gracieusement mise à disposition par la LPO) s'élevait à 2,6 km. Cette distance est plus grande que les distances sur lesquelles les éoliennes peuvent influencer les nichées d'Alouette lulu. C'est pourquoi nous supposons que les 133 éoliennes planifiées dans la partie suisse du périmètre d'étude au moment de rédiger ce rapport n'ont aucune influence sur la présence de l'Alouette lulu en France et que nous analysons ici seulement la population d'Alouette lulu suisse. Nous ignorons par contre les influences de toutes les éoliennes de France voisine sur la population d'Alouette lulu dans la zone d'étude suisse. Pour l'estimation de la population d'Alouette lulu sur la partie suisse

du terrain d'étude, c'est le travail de Gerber et al (2006) qui a été utilisé. En 2004 et 2005, Gerber et al. (2006) ont cartographié les territoires de l'Alouette lulu dans le Jura suisse (cantons BE, SO, BL, VD, NE, JU). Comme seul 1/5 de la surface du canton de Neuchâtel se trouve dans la zone d'étude, nous supposons que seulement 1/5 des territoires dénombrés dans le canton de Neuchâtel appartiennent à la partie neuchâteloise de la zone d'étude. Nous avons ainsi obtenu pour la zone d'étude (seulement la partie suisse) une taille minimale de la population, parce que nous considérons que pendant une saison de reproduction on ne trouve pas tous les territoires.

Nous obtenons une taille maximale de la population au moyen des nombres de carrés kilométriques, qui possédaient au moins une observation d'Alouette lulu en période de reproduction entre 2003 et 2014 (1 avril–31 août). Les observations d'Alouette lulu proviennent des archives de la Station ornithologique suisse, des cartographies de Gerber et al. (2006), complétées avec des observations sur 3 carrés kilométriques, qui n'étaient pas représentés dans la banque de données de la Station ornithologique suisse (données transmises par les porteurs de projet). En tout, c'est 49 carrés kilométriques, qui fournissent au moins une fois un territoire d'Alouette lulu depuis 2003. Les informations sur les densités de territoires proviennent des relevés du projet d'Atlas en cours, des données du MONiR et du MBD.

Seuls les sites de nidification de l'Alouette lulu concernés en particulier par des projets éoliens, c'est-à-dire à moins d'un kilomètre des parcs projetés, ont été retenus pour les modèles de collision et de perte d'habitat. Pour ces sites de nidification, nous avons cartographié précisément les territoires connus sur la base des données contenues dans les rapports d'impacts des différents projets ainsi que sur des observations issues de la base de données de la Station ornithologique. Tous ces territoires ne sont pas occupés forcément annuellement ; nous avons attribué à ces territoires une probabilité d'occupation selon les observations récentes (exemple: territoire occupé 3 années sur 4 de 2008 à 2014 = 75 % de probabilité d'occupation). Trois territoires d'Alouettes lulus sont situés à plus de 1 km de l'éolienne la plus proche, mais leur localisation précise est contenue dans des rapports de projets avec un taux d'occupation; nous en avons également tenu compte dans ces modèles, même si ils sont localisés en dehors du rayon d'influence des éoliennes.

7.1.2 Résultats

Les observations en provenance de la partie française de la zone d'étude ne jouent aucun rôle pour répondre à notre question, parce que pour le modèle nous prenons en compte seulement le risque de collision pour les Alouettes lulus pendant la période de reproduction et à proximité immédiate des éoliennes. C'est pourquoi nous ignorons la partie française de la zone d'étude. En 2004 et 2005, Gerber et al. (2006) ont dénombré au moins 21 territoires d'Alouette lulu dans le canton de Vaud et 20 dans le canton de Neuchâtel (Fig. 39). Comme dans le canton de Neuchâtel, seul 1/5 des observations appartiennent à la zone d'étude, nous considérons un minimum de 4 territoires dans la partie neuchâteloise de la zone d'analyse. Ainsi nous obtenons une taille de population minimale de 25 territoires dans la zone d'étude (seule la partie Suisse).

49 carrés kilométriques ont eu au moins une fois un territoire d'Alouette lulu entre 2003 et 2014. Si l'ensemble de ces 49 carrés sont occupés avec une densité de reproduction moyenne (1,4 couples/km²), on obtient une population de 69 territoires. Comme il est très improbable que les 49 carrés soient occupés, ce nombre est à considérer comme une taille maximale de la population. C'est pourquoi nous supposons que la zone d'étude abrite entre 25 et 69 territoires d'Alouette lulu (arrondi 70, moyenne 40).

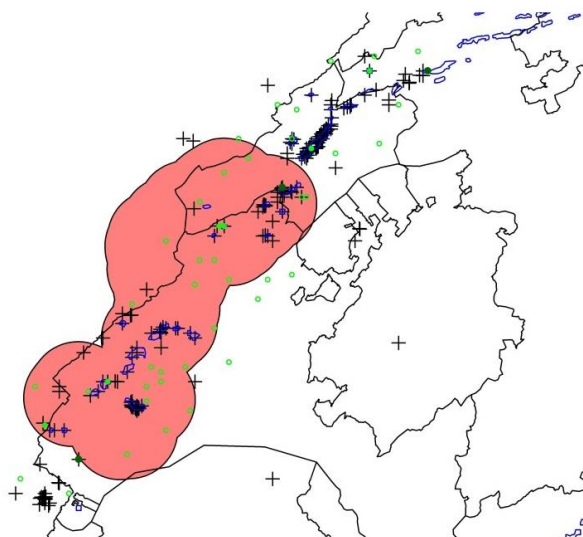


Fig. 39. Observations de l'Alouette lulu en période de nidification (croix) ainsi que les observations résultant des prospections par Anatole Gerber (bleu, Gerber et al. 2006). Les points verts montrent les carrés kilométriques cartographiés (MoNiR, Atlas et MBD). Les points en vert-clair représentent les carrés kilométriques où un territoire d'Alouette lulu a été confirmé au moins une fois entre 2003 et 2014. En vert foncé, les carrés kilométriques où 2 ou 3 territoires d'Alouette lulu ont été confirmés au moins une fois entre 2003 et 2014. La surface rouge représente la zone d'étude.

Si l'on se concentre sur les territoires situés aux alentours immédiats (< 1 km) des sites éoliens, 3 à 8 couples (moyenne de 5) occupent alternativement 11 sites de nidification. Ca concerne 3 projets dans la zone d'étude : Provence, Mollendruz, Parc neuchâtelois I.

Tabl. 23. Répartition des territoires d'Alouette lulu autour des parcs éoliens de la zone d'étude et probabilités d'occupation.

Parc éolien	Territoire	Probabilité d'occupation
Provence (1 à 3 couples)	1	0,50
	2	1,00
	3	0,25
	4	0,25
	5	0,25
Mollendruz (1 à 3 couples)	6	0,50
	7	0,25
	8	0,25
	9	0,75
Parc neuchâtelois I (1 à 2 couples)	10	0,75
	11	0,50
moyenne		0,50

minimum: 3 couples

maximum: 8 couples

moyenne: 5 couples

7.2 Collisions et perte d'habitat

7.2.1 Méthode et choix des paramètres

Perte d'habitat

Les effets de perte d'habitat dus aux éoliennes sont connus chez les pipits et les alouettes. Toutefois aucune étude de détail n'est disponible pour l'Alouette lulu. Dans le Jura, ce sont principalement les pâturages maigres et richement structurés qui sont occupés par l'Alouette lulu. Cet habitat est irrémédiablement détruit par la construction d'éoliennes, par l'imperméabilisation du sol d'une part et par le travail du sol d'autre part. De plus, la construction de dessertes pour construire des éoliennes et pour y accéder, peuvent entraîner une exploitation plus intensive des pâturages ou prairies qui auparavant ne pouvaient être exploités que de façon extensive de par leur difficulté d'accès. Une perte d'habitats à grande échelle peut alors en résulter pour l'Alouette lulu. Dans ce rapport nous prenons uniquement l'effet d'évitement en compte et non pas la modification directe du paysage par la construction d'éoliennes. Le rapport du Niedersächsischer Landkreistag (2011) estime qu'un effet d'évitement d'au moins 250 m doit être escompté pour cette espèce. Nous nous sommes basés sur l'étude de Schaefer and Vogel (2000) qui détermine la taille des territoires ainsi que sur des études concernant des espèces proches comme l'Alouette des champs (Steinborn et al. 2011) et sur des avis d'experts pour préciser cette distance ; nous avons retenu finalement une distance théorique d_1 de 100 m et d_2 de 300 m pour le modèle. Ces distances sont relativement petites. Nous considérons donc dans le modèle que les éoliennes ont uniquement un impact quand elles sont à proximité immédiate ou au centre d'un territoire d'Alouette lulu. En réalité, on peut s'attendre à un effet négatif plus important.

Collisions

Nous avons retenu une distance théorique d_1 de 300 m et d_2 de 500 m pour le modèle de collisions. Ces distances sont justifiées par le fait que les mâles d'Alouette lulu effectuent de grands vols de parades autour des territoires connus, à des distances pouvant atteindre 500 m.

Nombres d'alouettes nichant à proximité d'une éolienne

Pour compter le nombre d'alouettes nichant à proximité d'une éolienne il faut, bien entendu, connaître l'emplacement des territoires. Des relevés de territoires dans le rayon d'influence des projets planifiés étaient à notre disposition (chap. 7.1.1). Nous avons considéré que la situation des territoires était connue dans un périmètre d'un 1 km autour des éoliennes et qu'elle était constante dans le temps.

L'Alouette lulu occupe dans le périmètre d'étude trois sites où des parcs éoliens sont planifiés. Ces territoires sont relativement bien localisés, mais ne sont pas tous occupés simultanément chaque année ; une probabilité d'occupation a donc été attribuée à chaque territoire selon les relevés de terrain disponibles. Le nombre de couples d'Alouettes lulu sur chaque site varie également d'une année à l'autre : ce nombre a donc été tiré aléatoirement pour chaque site dans la fourchette connue et selon le taux d'occupation des territoires connus, en gardant un nombre moyen de 5 couples présents.

Méthodologie

Nous présentons dans ce paragraphe la démarche d'estimation du nombre de collisions et du nombre de territoires perdus par perte d'habitat (rapportable à un nombre de couple) imputables aux éoliennes à l'intérieur du périmètre d'étude. Ce nombre est estimé selon le schéma de principe suivant :

Nombre de territoires perdus par collisions et perte d'habitat = Nombres d'alouettes nichant à proximité d'une éolienne.

Cette interprétation simplifiée du nombre de collision de l'Alouette lulu implique que seules les distances entre le nid et les éoliennes les plus proches influencent le nombre de collisions et le risque de perte d'habitat. Plus précisément, nous introduisons deux paramètres de distances d_1 et d_2 pour chaque type de risque (collisions et perte d'habitat) entre lesquelles les risques de collision et de perte d'habitat décroissent linéairement de 1 à 0 (voir Fig. 40). Une fois les risques - disons p_c et p_h - connus, on estime le nombre de territoires perdus par collision et perte d'habitat par la simulation d'une variable qui prends la valeur «perte» avec probabilité p et la valeur «non perte» avec probabilité $1-p$. Le nombre moyen de territoires perdus par collisions et perte d'habitat peut ainsi être calculé.

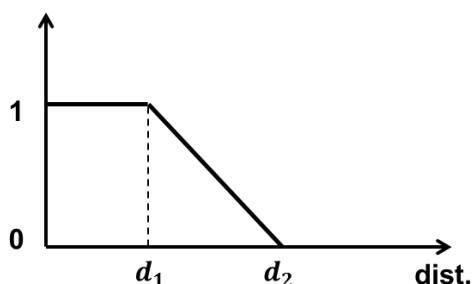


Fig. 40. Modèle de risque pour l'Alouette lulu. Le risque de perte est une fonction simple de la distance «éolienne-nid» dépendant de deux paramètres de distances d_1 et d_2 .

Paramètres utilisés : les paramètres utilisés dans le modèle pour l'Alouette lulu sont résumés dans le Tabl. 24.

Tabl. 24. Paramètres du modèle de collision pour l'Alouette lulu.

Paramètre	Valeur	référence
Nombre de saisons simulées	10'000	I-REX
Probabilités d'occupations	Voir tableau 22	
Distances nid-éolienne	$d_{c1} = 200m, d_{c2} = 500m$	SOS, L. Maumary
Distances d'influence pour les collisions : d_{c1} et d_{c2}		
Distances d'influence pour la perte d'habitat : d_{h1} et d_{h2}	$d_{h1} = 100m, d_{h2} = 300m$	SOS, L. Maumary
Cartes d'observations	Observations entre 2003 et 2014	SOS, L. Maumary, Anatole Gerber, rapports de projets
Observations de précision 1 km ²	Cellules d'un km ² contenant les observations	SOS

La démarche de calcul suivante a été appliquée pour chaque simulation :

- La position des nids au sein des territoires connus d'Alouettes lulus est déterminée dans un rayon de 100 m autour du centroïde du territoire, selon une variance uniforme et en fonction de la probabilité d'occupation des territoires.

- La probabilité de perte d'habitat et de collision est déterminée en fonction de la distance territoires-éoliennes et des distances d'influence des éoliennes sur l'habitat et la collision.
- Sur cette base et pour chacun des territoires et des nids, sa possibilité de disparition par perte d'habitat puis par collision est calculée en fonction des deux probabilités y afférentes
- Cette procédure est répétée 10'000 fois (simulations de 10'000 saisons de nidifications) et il est ainsi possible de faire des moyennes.

Une fois la diminution de la population liée à la perte d'habitat et au risque de collision établie, il est possible de recalculer la dynamique de population tout en appliquant le modèle de mortalité par collision.

Pour éviter le cumul des effets de la perte d'habitat et des collisions, nous prenons en compte le risque «total» subi par une espèce. Nous posons l'hypothèse que les espèces sont d'abord soumises à une perte d'habitat, puis celles qui s'installent néanmoins à une certaine distance des éoliennes sont soumises à un risque de collision résiduel, qui est une portion du risque de collision total. Cette manière de faire permet de considérer des distances d_1 et d_2 indépendantes pour le risque de collision et de perte d'habitat (Fig. 41).

Avec cette approche, il est ainsi possible de comparer la dynamique actuelle de population à une dynamique modélisée après construction des parcs éoliens selon qu'intervienne le risque de collision, de perte d'habitat.

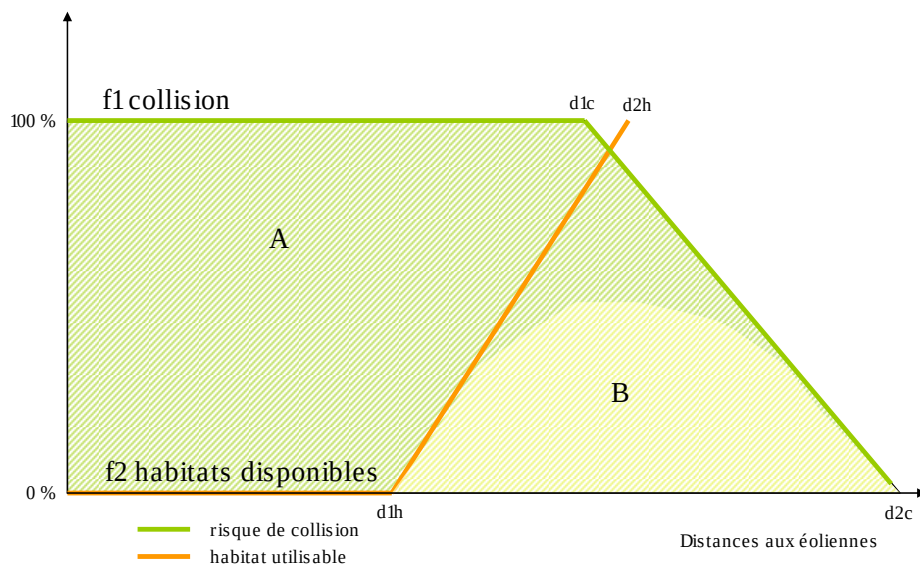


Fig.41. Interdépendance entre le risque de collision et le risque de perte d'habitat; à une distance d_{1h} proche des éoliennes, l'habitat n'est pas utilisable pour certaines espèces qui sont ainsi absentes; elles s'installent à une certaine distance des machines ($>d_{1h}$) où elles sont soumises à un risque résiduel de collision ($= B/A$, A étant le risque de collision initial) si elles se trouvent à une distance $<d_{2c}$; ce principe permet d'éviter que les deux effets s'additionnent et de les traiter avec des distances d_1 et d_2 indépendantes.

7.2.2 Résultats

Le modèle, pour les collisions et avec les valeurs théoriques $d_{c1} = 200$ m et $d_{c2} = 500$ m, donne un nombre moyen de territoires perdus par collisions par saison de 3,9 avec un écart-type de 1.38. Sur les 11 territoires d'Alouette lulus situés à proximité des éoliennes, 8 sont concernés par des risques de

collisions. Ceci correspond à une mortalité additionnelle de 9,7 % par rapport aux 40 territoires du périmètre d'étude.

Le modèle de perte d'habitat pour les valeurs $d_{h1} = 100$ m et $d_{h2} = 300$ m montre une diminution moyenne du nombre de territoires de $0,97 \pm 0,75$ si toutes les éoliennes sont construites. Sur les 11 territoires d'Alouette lulu situés à proximité des éoliennes, 6 sont concernés par des risques de perte d'habitat.

Par rapport au nombre moyen de territoires considérés (40 territoires), cela revient à une diminution relative de 2,4 % des territoires disponibles dans la zone d'étude. Cela concerne au final 3 projets éoliens où des Alouettes lulu sont installées à moins de 1 km des emplacements des éoliennes prévues.

En tenant compte simultanément de la perte d'habitat et de la perte par collision, 4,88 territoires (+/- 1,22) disparaissent, ce qui équivaut à 12,2 % de la population.

7.2.3 Discussion du modèle

Collisions

Se basant sur la recherche de cadavres, Bastos et al. (2015) ont estimé pour le nord de l'Espagne que 2,67 Alouettes des champs *Alauda arvensis* entraient en collision par éolienne et par an. L'Alouette lulu a un comportement de vol similaire à celui de l'Alouette des champs. De ce fait, on peut présumer un risque de collision similaire à celui de l'Alouette des champs pour l'Alouette lulu. Un pareil taux de collision dans notre zone d'analyse avec 133 turbines signifierait 355 collisions par an, davantage qu'il y a d'Alouettes lulu. La densité d'Alouette des champs en Espagne est toutefois beaucoup plus élevée que celle des Alouettes lulu dans le Jura. Le travail de Bastos et al. (2015) montre que des taux de collisions très élevés peuvent très bien survenir chez des espèces d'oiseaux, qui, comme les alouettes, montrent une activité de vol élevée. Une estimation comme ici de 3,9 pertes de territoires par collision par année pour l'ensemble de la zone d'analyse s'avère peut-être réaliste (plutôt sous-estimé).

Le modèle de collision proposé ne tient compte que de la période de nidification. Des collisions peuvent intervenir également pendant la migration et l'hivernage, notamment en Espagne, où les parcs éoliens se développent fortement, mais il n'en est pas tenu compte dans cette étude.

Perte d'habitat

Une carte de répartition de l'Alouette lulu basée sur un tirage partiellement aléatoire des nids s'est révélée trop grossière pour évaluer au plus près la perte d'habitat. Nous nous sommes donc basés uniquement sur les territoires connus avec précision dans le rayon d'influence large des éoliennes ; ces données proviennent essentiellement des rapports de projets et nous ne connaissons souvent ni les méthodes exactes ni l'effort de prospection consenti. La localisation de ces territoires peut varier légèrement d'une année à l'autre ; nous avons attribué une coordonnée centroïde au territoire et avons fait varier la position des nids de 100 m autour selon une variance uniforme pour tenir compte de cette variabilité.

Les distances d_1 et d_2 sont probablement minimales et le modèle de perte d'habitat retenu considère que le risque diminue linéairement entre la distance d_1 et d_2 pour devenir pratiquement nul à d_2 . Ainsi, un territoire dont la localisation exacte est située à 310 m d'une éolienne ne court aucun risque de perte d'habitat dans ce modèle. En réalité, ces territoires peuvent probablement aussi être abandonnés. De plus, le modèle ne prend pas en considération les modifications paysagères (p.ex. l'intensification agricole des surfaces exploitées) induites par la construction d'éoliennes. La perte d'habitat calculée ici est ainsi sous-estimée et correspond à un modèle minimal.

Le modèle de perte d'habitat simule la probabilité de disparition d'un territoire d'Alouette lulu sur 10'000 saisons et donne une moyenne du nombre de territoires perdus qui n'est pas un nombre entier. Dans la réalité, cela est peu réaliste : un couple d'Alouette lulu occupe un territoire ou ne l'occupe plus. En considérant que chaque couple concerné par la perte d'habitat perd effectivement son territoire, on arrive avec ce modèle à la perte d'au moins 5 territoires, ce qui correspond à l'effet cumulé des collisions et de la perte d'habitat et à l'estimation expert.

7.3 Modèle de population

7.3.1 Paramètres démographique

La plupart des paramètres démographiques que nous utilisons proviennent d'une étude de population sur 35 ans (1971–2004) menée dans l'est de l'Angleterre (Wright et al. 2009).

Propension à nicher et nombre de jeunes à l'envol

Nous admettons que toutes les femelles nichent chaque année dès l'âge d'un an (Bauer et al. 2005, Wright et al. 2009). L'alouette lulu fait plusieurs nichées par année. Comme seuls le nombre total de jeunes produits par année et par couple est déterminant dans le modèle de population, nous n'avons pas modélisé de manière explicite le nombre de nichées.

La mortalité des jeunes semble augmenter avec l'augmentation de la densité de population (Mallord et al. 2007). Dans le modèle, nous calculons avec un nombre moyen total de jeunes produits par année et par femelle. Ce nombre variait en Angleterre de 1,5 à 4,5 (Mallord et al. 2007) respectivement de 2,9–5,7 (Wright et al. 2009) selon la densité des nicheurs. C'est pourquoi nous avons introduit un nombre de jeunes dépendant de la densité avec une variance de 0,5 entre les années: $f_{t,N_t} = 4,5 - 1,5 \frac{N_t}{49}$, où $\frac{N_t}{49}$ est la densité de population, bien que nous avons admis une valeur maximale du nombre de jeunes de 5 (Fig. 42). Les nombres moyens de jeunes au-dessus de 5 sont irréalistes (Bauer et al. 2005). Cela signifie que nous admettons lors de densités très faibles un nombre de jeunes entre 3,5 et 5 par couple et par année, tandis que ce nombre baisse entre 1,5 et 3,5 lors de densités élevées.

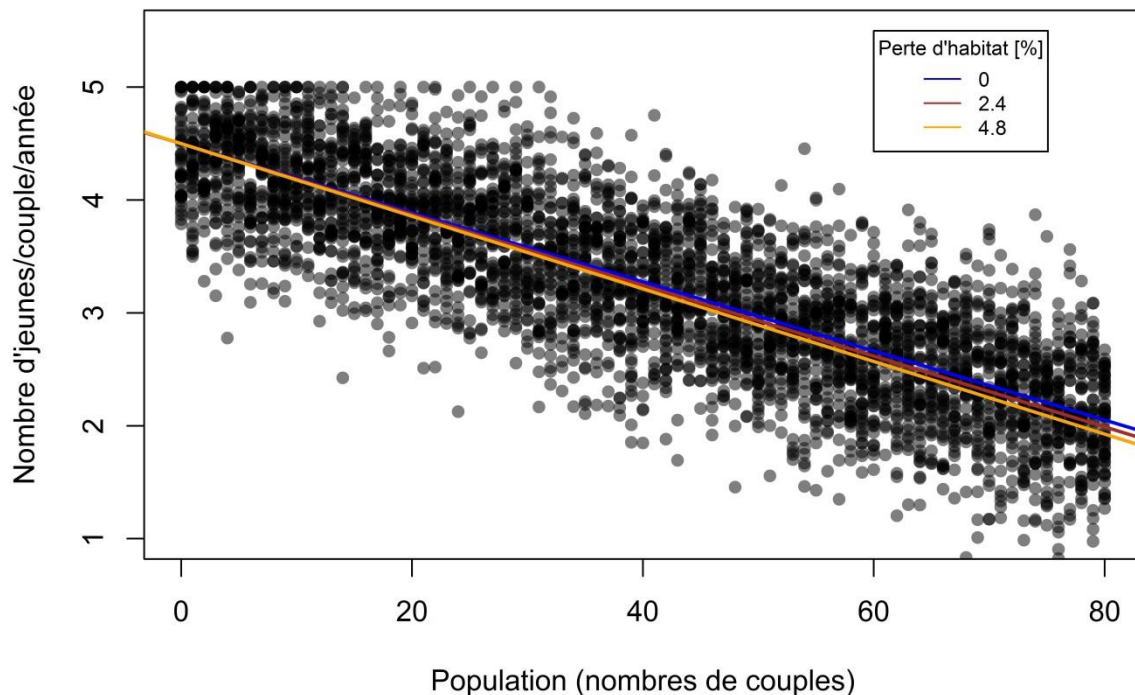


Fig. 42. Nombre de jeunes des Alouettes lulu (f) produit annuellement par couple nicheur en fonction de la densité de population. Les points noirs sont des valeurs possibles pour f , qui ont été simulées en raison de la relation admise entre la taille des populations et du nombre de jeunes ainsi que de la variance entre les années. La ligne bleue montre la valeur moyenne du nombre de jeunes sans disparition de l'habitat, en brun avec 2,4 % et en orange avec 4,8 % de disparition de l'habitat.

Afin de mesurer l'influence de la corrélation entre la densité et le nombre de jeunes sur le modèle de population, nous avons répété les simulations de population avec un nombre de jeunes indépendant de la densité. Un nombre moyen de jeunes de 3,5 et un écart-type entre les années de 0,5 ont été considérés. L'effet de la mortalité additionnelle devient plus fort quand le nombre de jeunes n'est pas dépendant de la densité (analyses de sensibilité).

Dans le modèle, nous avons déterminé l'influence de la perte de l'habitat en abaissant le taux de reproduction, de façon à ce qu'il corresponde au taux de reproduction qu'on aurait attendu, si la population totale se concentrait sur la surface d'habitat restant et augmentait ainsi la densité (ligne brune et orange dans la Fig. 42).

Survie

Le nombre de jeunes qui intègre la population nicheuse l'année suivante (probabilité de survie apparente des jeunes) s'élevait en moyenne à 22 % d'après Wright et al. (2009). Si nous admettons dans le modèle une probabilité de survie des juvéniles de seulement de 22 %, la population diminue drastiquement. C'est vraisemblablement ainsi parce que la probabilité de survie des jeunes (proportion de jeunes qui intègre la population nicheuse l'année suivante) est sous-estimée par la dispersion des jeunes. Dans les études de population, il est normalement difficile de distinguer entre l'émigration et la mortalité. C'est pourquoi nous ajoutons un facteur de dispersion des jeunes que nous avons choisi de

façon à ce que la croissance de la population corresponde à la croissance actuelle de la population en Suisse. Nous avons estimé récemment l'indice spécifique pour l'Alouette lulu sur la base du Swiss Bird Index (SBI, Zbinden et al. (2005) mis à jour en 2013; Fig. 43). Il s'élève à 1,01. L'évolution de la population pour toute la Suisse reflète principalement celle des populations valaisannes, populations liées au vignoble. Dans le Jura, l'évolution est sans doute négative.

Si nous élevons la probabilité de survie apparente des jeunes de 22 % par un facteur de 1,34 à 29,5 %, nous obtenons dans le modèle de population un taux de croissance de 1,01.

Wright et al. (2009) mentionne que la survie des jeunes varie selon les années entre 5 et 50 %. La survie des adultes a été estimée à 60 % avec une variation entre 46 et 76 %. Nous avons converti cette valeur moyenne et l'ampleur de la variation dans une distribution bêta, qui est présentée dans la Fig. 44. Pour chaque année, nous avons généré de cette distribution une valeur aléatoire afin de tenir compte de la variance interannuelle de la survie.

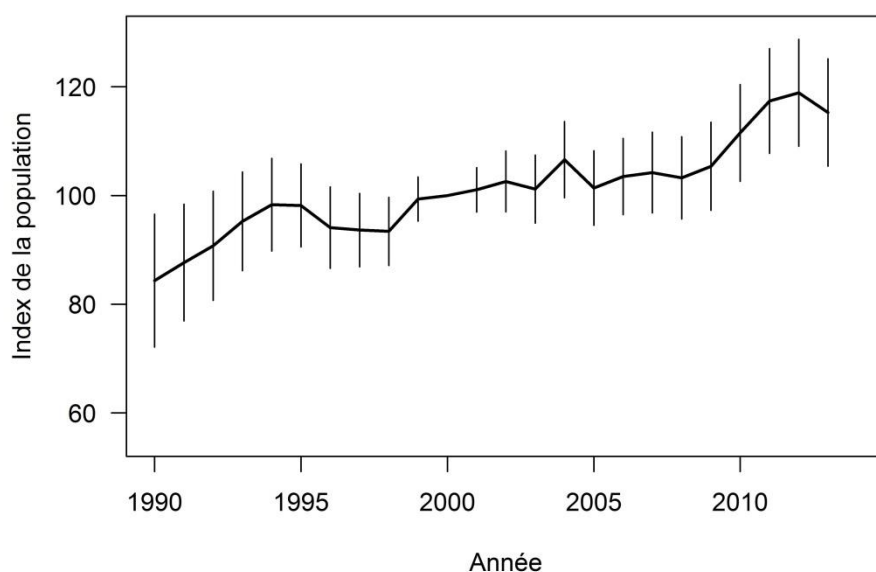


Fig. 43. L'indice spécifique pour l'Alouette lulu d'après le Swiss Bird Index. L'index est un index de population pour toute la Suisse par rapport à la population de l'an 2000. Les barres d'erreur sont des erreurs standards. L'évolution dans l'ensemble de la Suisse reflète principalement celle de la population valaisanne. Dans le Jura, l'évolution est négative.

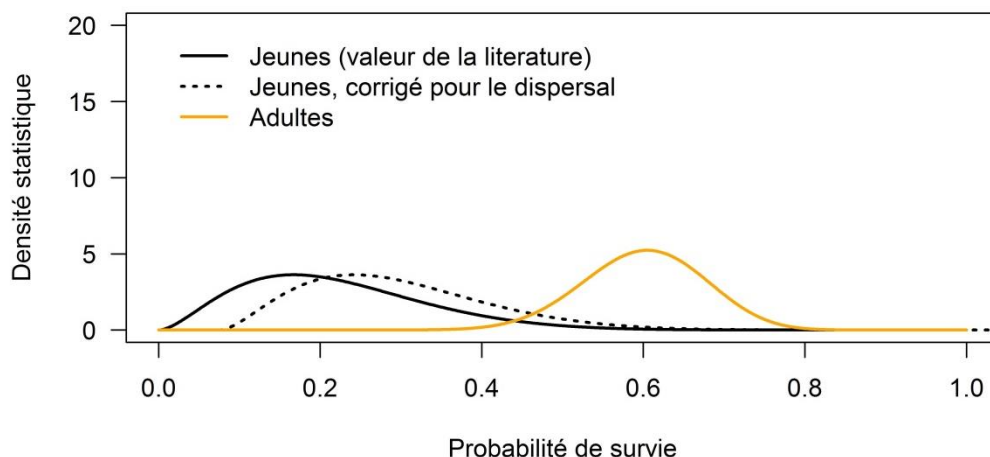


Fig. 44. Probabilité de survie des *Alouettes lulus* pour deux classes d'âge représentées comme distribution de probabilité. La largeur de la distribution de probabilité reflète la variance interannuelle. Nous avons utilisé dans le modèle une survie plus élevée des jeunes que celle donnée dans la littérature, afin de corriger l'émigration (ligne en pointillé).

Taille de la population

Dans ce travail, nous avons estimé la taille de la population dans la partie suisse du site d'étude entre 25 et 69 territoires (chap. 7.1). Pour tenir compte de l'incertitude liée à la taille, nous utilisons dans le modèle de population une distribution binomiale négative qui a une valeur minimale et maximale respectivement d'environ 25 et 69 territoires. Une telle distribution a une valeur moyenne de 40 avec 1 % et 99 % pour un quantile respectivement de 24 et 59.

Tabl. 25. Paramètres démographiques utilisés dans le modèle de population pour l'*Alouette lulu*.

Paramètre	Valeurs utilisées et corrélations	Référence
p_{aN_t}	toutes les femelles nichent dès la première année	Wright et al. (2009)
f_{tN_t}	$f_{tN_t} = 4,5 - 1,5 \frac{N_t}{49} + \varepsilon_t$ avec $\sim \text{Normal}(0, \text{SD} = 0,5)$	adapté de Mallord et al. (2007)
S_{at}	juvénile: 0,30 (95 % intervalle: 0,12–0,55) adulte: 0,60 (0,45–0,74)	Wright et al. (2009), la probabilité de survie des juvéniles a été adaptée selon la tendance dans le SBI
K	pas de limite de capacité, pourtant forte régulation de la densité dans le nombre de jeunes	-
N_1	40 (1 % quantile: 24, 99 % quantile: 59)	Chapitre 7.1

Mortalité additionnelle et perte de l'habitat

Il est probable qu'un risque de collision avec les rotors existe surtout chez les mâles pendant l'émission du chant en vol, alors que pendant la migration, tous les individus sont exposés au risque de collision. 5 cadavres d'*Alouette lulu* ayant percuté une éolienne proviennent d'Allemagne. Parmi ceux-ci, 4 sont des oiseaux adultes et l'âge de l'oiseau découvert du 29 juillet n'est pas connu. Pour les 4 oiseaux, la zone du rotor était à plus de 80 m au-dessus du sol (T. Dürr pers. comm.). Comme d'autres données quantitatives sur les risques de collision en lien avec l'âge des oiseaux manquent,

nous avons admis dans le modèle que toutes les classes d'âges sont touchées de manière équivalente. L'Alouette lulu est monogame et les mâles sont très fidèles au territoire. La nidification devrait par conséquent échouer si le mâle meurt et si la mortalité additionnelle des mâles a la même incidence sur l'évolution de la population que la mortalité additionnelle des femelles.

Nous admettons que la perte d'habitat concentre la population sur une plus petite surface et qu'elle y augmente en conséquence la densité. L'augmentation de la densité entraîne des nombres de jeunes plus bas (voire ce chapitre). Nous avons modélisé la perte d'habitat de 2,4 % déterminée dans le chapitre 7.2.2 et une mortalité additionnelle de 10,7 %. Cette dernière entraîne une baisse du taux de croissance de 5,14 %.

7.3.2 Résultats

Dans le modèle de population, nous avons choisi la probabilité de survie des jeunes de façon à ce que la croissance de la population sans mortalité additionnelle corresponde au taux de croissance actuel de 1,01 observé en Suisse.

A partir d'un taux de mortalité additionnelle de 2 %, les taux de croissance de population baissent en dessous de 1 (Fig. 45). Si nous tenons compte également qu'en plus des collisions la disparition de l'habitat se poursuit, le taux de croissance baisse en dessous de 1 avec des taux de mortalité additionnelle faibles.

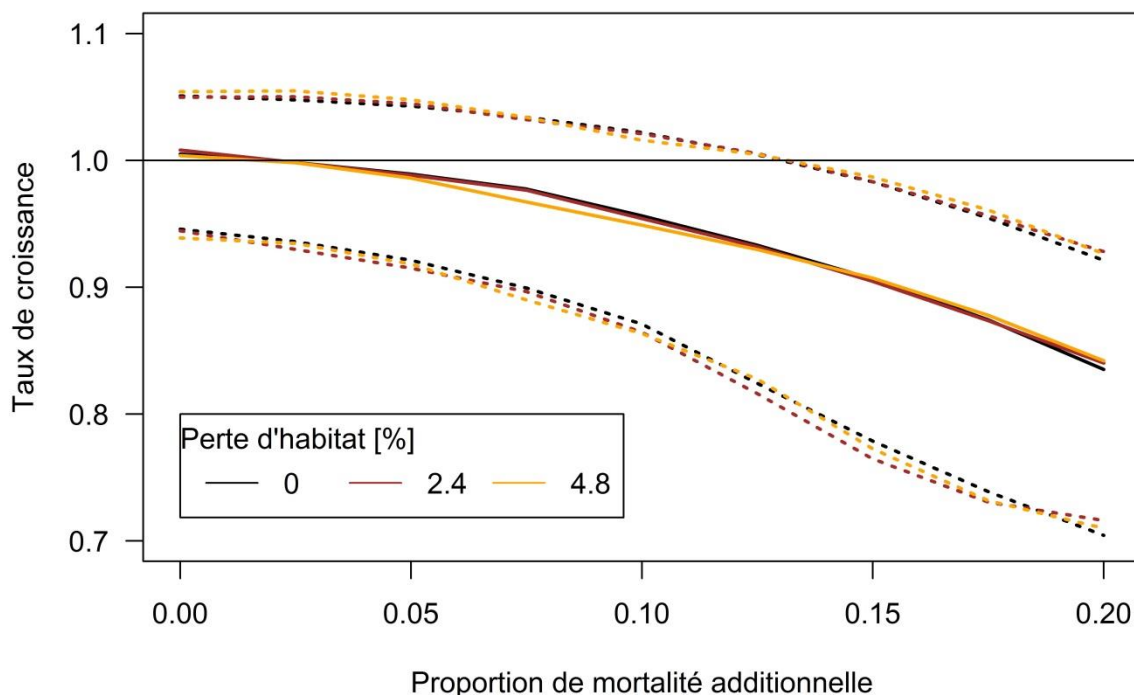


Fig. 45. Taux de croissance moyen attendu de l'Alouette lulu en fonction de la force de la mortalité additionnelle et de la perte d'habitat. Les taux de croissance sont calculés comme valeur moyenne pour les 20 premières années simulées. Les lignes pointillées montrent l'intervalle de confiance de 95 %.

L'augmentation du nombre de jeunes acceptés dans le modèle lors de densité de population faible a pour effet que la population devient plus résistante face aux influences extérieures, comme la mortali-

té additionnelle et la perte d'habitat. Il est pourtant très incertain si en réalité la production de jeunes peut être augmentée ainsi. C'est pourquoi les modèles montrent ici une image trop optimiste. Si le nombre de jeunes est modélisé de manière non densité-dépendante, alors l'effet de la mortalité additionnelle augmente (annexe 10.10).

7.3.3 Discussion du modèle de population

La croissance de la population s'appuyant sur le SBI donne vraisemblablement à nouveau une image trop optimiste pour l'évolution de la population de l'Alouette lulu dans la zone d'étude, parce que le SBI est construit à partir des données de toute la Suisse. Dans le Jura, la population a fortement diminué durant les deux dernières décennies (Gerber et al. 2006, Maumary et al. 2007); dans cette partie de la Suisse, l'Alouette lulu s'est totalement retirée sur les positions les plus basses (Maumary et al. 2007). Malgré tout dans le modèle de population, nous partons de ce scénario optimiste pour estimer une mortalité additionnelle maximale, qui soutiendrait l'espèce dans des conditions optimales. Ces résultats devraient par conséquent être interprétés comme des nombres maximaux.

Avec l'acception optimiste que la population nicheuse actuelle croît autour d'un facteur 1,01 et que 2,4 % de l'habitat disparaît, la population d'Alouette lulu montrerait un taux de croissance de 1 d'après notre modèle avec 2 % de mortalité additionnelle. Notre modèle montre encore que la population d'Alouette lulu pourrait se stabiliser à un niveau plus bas avec des taux de mortalité plus élevés. Mais une pareille stabilisation suppose que les taux de reproduction par faibles densités, comme admis dans le modèle, pourraient s'accroître de manière linéaire. Au cas où les habitats disponibles ne montrent pas la qualité requise pour cet accroissement, alors la population va s'éteindre. Les densités de population actuelles d'Alouette lulu dans la zone d'étude sont probablement si faibles aujourd'hui qu'elle ne se reproduit pas avec le taux de reproduction le plus élevé possible (densité-dépendant). De plus, l'Alouette lulu se concentre aujourd'hui sur les Crêtes jurassiennes où le climat est moins favorable qu'en basse altitude. Ainsi seule une nichée, voire deux au maximum peuvent être élevées par saison. Cela engendre automatiquement des taux de reproduction plus faibles. C'est pourquoi il ne faut pas s'attendre à une augmentation future. Le fait que l'Alouette lulu ait drastiquement reculé au cours des dernières années dans les populations marginales, où la densité était déjà faible (Maumary et al. 2007), signifie justement qu'une compensation par une augmentation de la reproduction ne peut pas être attendue avec des densités très faibles.

7.4 Effet attendus sur la population d'Alouette lulu

La population d'Alouette lulu du Jura a fortement reculé ces vingt dernières années; elle a disparu des sites les plus bas et les couples se sont concentrés sur les crêtes du Jura. Ce recul a pour origine principale l'intensification de l'agriculture, tout spécialement de l'exploitation des herbages maigres, et la destruction de l'habitat de nidification (transformation des pâturages maigres en prairie de fauche intensive, voire artificielle (suite à un girobroyage), ou intensification des pâturages par apport d'engrais). Les dérangements dus aux activités de loisir semblent également responsables de plusieurs disparitions locales (Gerber et al. 2006). Certains de ces sites refuges pour l'Alouette lulu sont aujourd'hui également convoités pour le développement de parcs éoliens, parce qu'ils se situent souvent dans les secteurs avec un grand dégagement et favorables au vent.

Les éoliennes ont un impact sur l'Alouette lulu principalement par la perte et la modification de son habitat. Par son comportement de vol, elle est de plus exposée à un fort risque de collision.

Actuellement, 91 collisions ont été rapportées en Europe entre des Alouettes lulu et des éoliennes (Dürr 2015); la majorité des victimes constatées proviennent d'Espagne (n = 62), qui héberge la plus grande population européenne. Aucune étude n'est disponible actuellement sur l'effet de perte d'habitat causé par les éoliennes chez l'Alouette lulu; plusieurs par contre l'ont décrit chez des espèces voisines comme l'Alouette des champs (Steinborn et al. 2011).

D'après les modèles nous estimons une perte d'habitat de 2,4 % et une mortalité additionnelle de 9,7 % ; au total 4,88 territoires devraient disparaître, soit 12,2 % de la population. Notre modèle de population optimiste estime que le taux de croissance baisse en-dessous de 1 à partir d'une mortalité additionnelle de 2 %. La mortalité additionnelle attendue est cinq fois plus grande. Comme le modèle de collision tient toutefois compte seulement des collisions pendant la reproduction, et pas celles survenant durant la migration ou dans les quartiers d'hiver, où l'industrie éolienne est en pleine expansion, la mortalité additionnelle effective sera en encore plus élevée.

Nos modèles ne prennent toutefois en considération que les collisions pendant la période de reproduction. Comme les Alouettes lulu hivernent dans le sud de la France et surtout en Espagne, où de plus en plus de parcs éoliens sont installés, l'influence globale des éoliennes devrait être supérieure à celle que nous avons estimée.

La construction des trois parcs projetés Provence, Mollendruz et Parc neuchâtelois I aurait dès lors comme conséquence un risque de disparition de la population d'Alouette lulu dans le périmètre d'étude.

7.5 Synthèse des mesures

Mesures d'évitement

L'Alouette lulu est principalement impactée par les modifications et la perte de l'habitat via les éoliennes. En outre, l'Alouette est aussi régulièrement victime de collisions et à ce titre des distances minimales ont été recommandées pour l'installation d'éoliennes à proximité des habitats favorables à cette espèce. L'Alouette lulu fait partie de la sélection d'espèces d'importance nationale potentiellement menacées par les éoliennes dressée par la Station ornithologique suisse (Horch et al. 2013); ce document propose une zone périphérique de 500 m autour des zones de nidification. Les directives vaudoises proposent un rayon d'investigation de 500 m autour des éoliennes projetées pour les alouettes et les pipits, mais sans proposer de distance minimale d'installation.

Mesures de réduction des collisions et de perte d'habitat

L'Alouette lulu occupe son territoire de mi-mars à mi-juillet et son vol de parade peut intervenir aussi bien en journée que de nuit. Il est donc difficile d'imaginer une interruption des machines en période de reproduction, ce qui entraînerait des pertes économiques beaucoup trop importantes pour une efficacité discutable. Le déplacement de certaines machines particulièrement sensibles dans un certain rayon (>500 m) est par contre envisageable.

Mesures de compensation

Les principales menaces pour les habitats actuels de l'Alouette lulu sont l'intensification de l'agriculture d'une part et l'abandon de l'exploitation de surfaces extensives d'autre part. L'intensification résulte généralement de l'exploitation des herbages (augmentation du cheptel avec augmentation de la quantité d'engrais de ferme suite à l'importation de compléments alimentaires, remplacement des génisses d'estivage par des vaches mères en stabulation libre, girobroyage) qui entraîne aussi la disparition des structures et des surfaces extensives. D'un autre côté les surfaces peu rentables et difficiles à exploiter, mais souvent très maigres et riches en structures sont rapidement envahies par la forêt une fois abandonnées. Ces surfaces ainsi fermées par la forêt sont perdues pour l'Alouette lulu.

Peu d'études sont disponibles sur des mesures de compensation en faveur de l'Alouette lulu et surtout de leur efficacité. Pour cette raison, les populations existantes doivent être maintenues. Quelques

expérience d'amélioration de l'habitat sont toutefois disponibles au sein de l'arc jurassien (Gerber 2010).

La création de tas de pierres et de zones de petites structures (parc de rajeunissement) font partie de ces mesures, parallèlement à la gestion intégrées des pâturages via un plan de gestion (gestion de la fumure notamment).

Il s'avère toutefois très difficile de recréer ou reconstituer un habitat à Alouette lulu; les sites occupés jusqu'au milieu des années 90 au pied du Jura, même s'ils restent relativement extensifs, ne correspondent plus aux exigences de l'espèce et il faudrait des aménagements conséquents pour qu'ils aient une chance d'être réoccupés à l'avenir. Cela n'est guère compatible avec les pratiques de la production agricole herbagère de basse altitude. Au pied du Jura, l'Alouette lulu a déserté toutes les zones agricoles, même extensives (en majorité des prairies extensives ou peu intensives sur un sol très maigre), mais occupe encore deux places d'armes à Bière et à Bure où l'habitat est régulièrement remanié par les exercices de chars.

Sur les crêtes jurassiennes, l'Alouette lulu niche encore en zone d'alpage; la qualité des habitats semble se maintenir s'il n'y a pas de volonté poussée d'intensification (A. Gerber, comm. pers.).

7.6 Synthèse et recommandation pour l'Alouette lulu

La population vaudoise et neuchâteloise d'Alouette lulu a fortement régressé durant ces deux dernières décennies et se limite aujourd'hui à une petite population comprise entre 25 et un maximum de 70 territoires réfugiés sur les crêtes jurassiennes. Parmi les sites occupés, seuls quelques-uns abritent encore plusieurs couples, alors qu'une grande instabilité règne sur les sites en périphérie qui n'abritent pas chaque année un territoire. Ce genre de petites populations sont soumises à un fort risque stochastique.

Le modèle de population prévoit une perte d'habitat de 2,4 % en cas de réalisation en particulier des projets Provence, Mollendruz et Parc neuchâtelois I au sein de la zone d'étude, à laquelle s'ajoute une mortalité additionnelle par collisions de 9,7%. En cumulant l'effet des collisions et de la perte d'habitat, la construction de toutes les éoliennes devrait entraîner la disparition de 4,9 territoires, soit 12,2 % de la population. Ce scénario fait passer le taux de croissance de la population en dessous de 1, ce qui signifie une diminution des effectifs et une possible extinction de la population.

Au vu de ces résultats, il s'avère que les plus grandes populations d'Alouettes lulu des crêtes jurassiennes ne doivent pas être mises en danger par les éoliennes si l'on veut conserver la population. Dans l'état actuel des projets, cela implique de réduire les pertes en déplaçant voire en supprimant les éoliennes qui sont problématiques.

8. Chauve-souris

Résumé

- Toutes les espèces de chauves-souris de Suisse sont protégées. Les chauves-souris sont en général des espèces longévives; elles réagissent ainsi de manière particulièrement sensible à de petits changements du taux de survie. Comme les chauves-souris sont des victimes fréquentes des éoliennes, il faut s'attendre à ce que les éoliennes aient un effet négatif majeur sur les populations de chauves-souris.
- Nous avons essayé ici d'estimer quels effets auront les éoliennes planifiées dans le Jura vaudois sur les populations de pipistrelle commune et de sérotine commune.
- Malheureusement, les connaissances sur la répartition, les effectifs, la démographie et le risque de collision des deux espèces s'avèrent rudimentaires. C'est pourquoi nos arguments reposent sur les données de la littérature et sur l'avis d'experts.
- Les collisions attendues chez la pipistrelle commune ont un effet négatif sur la population. C'est particulièrement marqué si les échanges entre populations (dispersion) sont faibles.
- Les collisions attendues conduisent à une forte diminution de la sérotine commune.
- Le nombre de collisions diminue fortement chez les deux espèces, si un algorithme d'arrêt ($6,5 \text{ ms}^{-1}$) est utilisé. La réduction s'avère si marquée que seuls des effets négatifs mineurs peuvent être attendus chez la pipistrelle commune. Il semble que chez la sérotine commune l'arrêt ne suffise pas à empêcher la population de diminuer. Des algorithmes d'arrêt plus efficaces et adaptés au Jura devraient être développés et utilisés.
- Afin de pouvoir faire des affirmations fiables dans le futur, les connaissances sur les chauves-souris doivent être améliorées. Ceci concerne divers aspects, comme la distribution, les effectifs, et la démographie.

8.1 Collisions

8.1.1 Principes

L'approche générale est effectuée en 2 étapes:

Dans un premier temps, en l'absence de données de mortalité mesurée (parcs pas encore construits) et de la très faible quantité de données propres à la région étudiée, le groupe de travail a choisi une approche sous divers angles dans l'idée générale de confronter les résultats de ces derniers pour en tirer un ordre de grandeur de la mortalité, applicable à l'ensemble des parcs de la région.

Dans un 2^e temps, la diminution de la mortalité qu'on peut espérer en appliquant le schéma prédéfini d'interruption des éoliennes de la directive cantonale sera estimée.

Les conclusions de ce travail ne peuvent pas être appliquées sans autre à d'autres régions de Suisse. En particulier, les régions dans lesquelles le molosse (*Tadarida teniotis*) est présent doivent être évaluées différemment (le molosse est susceptible de chasser durant l'hiver).

8.1.2 Données de base

Données disponibles:

- Résultats de l'étude de mortalité au parc éolien du Mont Crosin.
- Données (compilées) de la littérature sur la mortalité observée dans certains parcs européens.
- Modèle de mortalité basé sur l'activité et la vitesse du vent depuis les machines construites (Korner-Nievergelt et al., 2011)

- Mesure de l'activité, de la vitesse du vent et de la température en altitude, sur les périmètres de certains projets éoliens vaudois (mesures avant construction).

Les réflexions qui suivent se sont par ailleurs fortement appuyées sur les synthèses bibliographiques récentes, parmi lesquelles on peut citer Schuster et al. 2015, Eurobats 2015, ainsi que quelques études plus récentes non incluses dans ces synthèses. Les connaissances (personnelles ou bibliographiques) des différentes personnes composant le groupe de travail ont également été mises à profit.

8.1.3 Méthodologie pour la mortalité

Plusieurs approches ont été considérées:

- Résultats du Mont Crosin (mortalité).
- Résultats européens (mortalité).
- Simulation activité-météo avant construction.
- Étude de la mortalité et de l'activité sur d'autres parcs éoliens en Suisse.
- Révision des résultats du Mont-Crosin à l'aide du programme Carcass.

Les deux premières approches ont été retenues et font l'objet d'explications dans les chapitres suivants. Les autres approches n'ont pas été retenues pour les raisons suivantes:

Simulation activité-météo avant la construction

Les recherches de Brinkmann en Allemagne (Brinkmann et al., 2011) ont permis le développement par Fränzi Korner-Nievergelt d'une formule de prévision du risque de mortalité associée au fonctionnement d'une éolienne, basée sur deux facteurs:

- L'activité moyenne des chauves-souris au cours de la nuit.
- La vitesse médiane du vent au cours de la nuit.

La somme sur plusieurs jours, semaines ou mois constitue le risque de mortalité moyen associé à une éolienne durant cette période.

Les données disponibles pour les parcs vaudois consistent en des séries de mesures de l'activité chiroptérologique et de la vitesse du vent effectuées sur plusieurs mâts de mesure du vent à une altitude comprise entre 50 et 80 m, comparables dans leurs types à celles utilisées par Fränzi Korner-Nievergelt. L'idée était donc d'utiliser nos données pour calculer une mortalité prévisible pour différents emplacements, puis de traiter ces résultats comme autant d'indices de mortalité.

L'application de la formule de Fränzi Korner-Nievergelt suppose néanmoins les conditions suivantes:

- La composition de la faune chiroptérologique doit être la même que sur les sites allemands.
- La période de validité de cette formule est une soixantaine de jours entre les mois de juillet et de septembre.
- Les éoliennes doivent avoir la même hauteur et le même diamètre de pales.
- Les mesures allemandes, effectuées depuis des éoliennes et non depuis des mâts, intègrent déjà l'influence éventuelle de facteurs d'attraction ou de répulsion des chauves-souris vis-à-vis des éoliennes.

Ces conditions ne sont pas ou que partiellement remplies pour les données dont nous disposons. En particulier, on ne dispose à notre connaissance actuellement pas ou peu de connaissances sur la relation entre l'activité mesurée sur un mât avant la construction de l'éolienne et celle mesurée depuis l'éolienne.

Les incertitudes liées à l'emploi de cette méthode ont conduit le groupe de travail à renoncer à l'employer dans notre étude.

Autres parcs éoliens en Suisse

Une recherche de cadavres ainsi que la mesure de l'activité depuis les nacelles à l'aide de batcorders ont été menées au cours de l'année 2015 sur le parc du Peuchapatte qui comprend 3 éoliennes. Les relevés de terrain ont pu y être effectués de manière beaucoup plus soutenue et précise qu'au Mont-Crosin. Leurs résultats seraient donc du plus haut intérêt pour notre étude, mais ne sont pour l'instant pas encore disponibles.

D'autres études sur la mortalité ont été menées en Suisse, mais leur résultats ne sont pas disponibles publiquement.

Carcass

Carcass est un ensemble de fonctions du programme R destinées à faciliter le calcul de la mortalité des chauves-souris ou des oiseaux causée par des éoliennes, basé sur les cadavres retrouvés et en considérant différents facteurs de correction. Il a été élaboré par Fränzi Korner-Nievergelt. Il serait possible d'appliquer ce programme aux données récoltées au Mont-Crosin.

Cette possibilité a rapidement été évaluée par Fränzi Korner-Nievergelt, qui conclut que, malgré une grande incertitude, les résultats publiés dans le rapport d'origine sont compatibles avec ceux livrés par le programme Carcass et qu'il n'y a pas lieu d'utiliser ce dernier.

8.1.4 Méthodologie pour l'influence probable du schéma prédéfini d'interruption

Afin de diminuer la mortalité un niveau supportable, le canton de Vaud impose fréquemment un schéma prédéfini d'interruption des éoliennes¹. Celui-ci, basé sur le schéma en cours d'élaboration par l'OFEV (OFEV 2012), impose des règles de fonctionnement aux éoliennes qui ne peuvent tourner que lorsqu'une des 5 conditions ci-dessous est remplie:

- De novembre à février, inclus.
- Entre le lever et le coucher du soleil.
- Lorsque la température est inférieure à 5 degrés.
- Lorsque la vitesse du vent est supérieure à 6,5 m/s.
- Lors de précipitations continues.

En effet, lorsqu'une de ces conditions est remplie, on s'attend à ce que l'activité en vol des chauves-souris soit très faible. Ces conditions sont pour l'heure toujours d'actualité dans le document de l'OFEV.

Ce rapport doit tenter d'estimer l'efficacité de cette mesure pour faire diminuer la mortalité attendue.

8.1.5 Résultats et discussion: mortalité de toutes les espèces

Données et méthode

Finalement, deux approches ont été utilisées afin de cerner la mortalité moyenne probable causée par une éolienne durant une année:

- Mortalité observée au Mont-Crosin².
- Données de mortalité de la littérature publiées.

¹ Etat de Vaud, 2013

² Leuzinger et al., 2008

Mont-Crosin

Une recherche de cadavres y a été effectuée en 2008. Le site (Jura bernois) est relativement semblable aux principaux sites éoliens considérés dans cette étude. Les résultats (deux chauves-souris trouvées) ont été rapportés au groupe des 3 éoliennes du Mont-Crosin et du Mont-Soleil. Les éoliennes de Feldmoos (canton de Lucerne, trop éloignée) et de Tramelan (éolienne d'une hauteur de 24 m, beaucoup plus petite que celles du Mont-Crosin) n'ont pas été considérées de manière à conserver un échantillon homogène. Les facteurs correcteurs (taux de découverte et taux de disparition) ont été appliqués. Il en résulte des résultats plus élevés que ceux généralement publiés, qui s'appliquent aux 5 éoliennes considérées comme un tout.

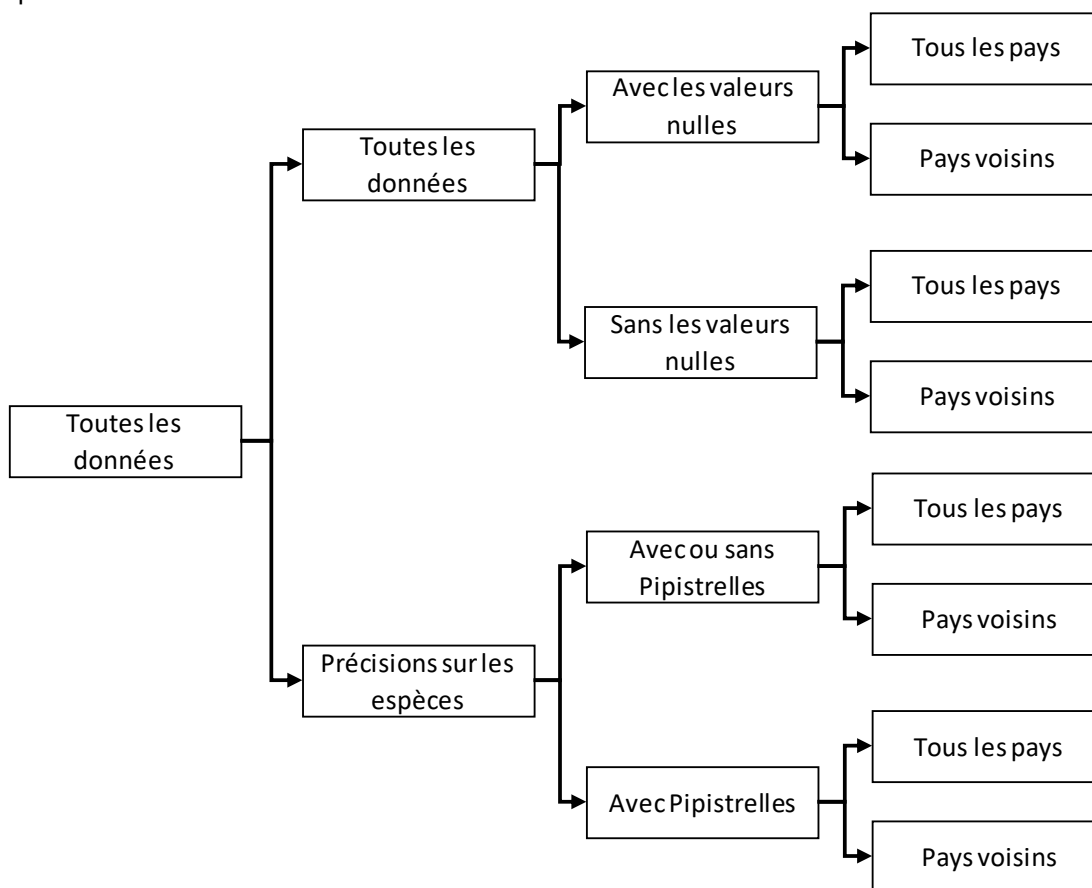
Les éoliennes étudiées au Mont-Crosin avaient une hauteur totale de 68,5 à 100 m, pour un diamètre de rotor de 47 à 66 m.

Données de mortalité de la littérature

Nous avons compilé les résultats de plusieurs études ou revues synthétiques, ainsi que quelques rapports qui n'en faisaient pas partie:

- Études synthétiques Eurobats 2016, compléments non publiés Eurobats. Rydell et al. 2010.
- Étude isolée complémentaire: Guegnard & Condette (2013).

Ces données (278 études) ont été analysées par étapes successives selon le schéma suivant, expliqué dans le texte ci-dessous:



Les données proviennent d'un grand nombre de pays, dans lesquels la composition spécifique peut varier sensiblement. Pour tenter de diminuer ce biais, nous les avons classées selon la région géographique. De cette manière, il est possible de regrouper les résultats de régions plus proches du Jura vaudois afin de les comparer avec l'ensemble. Les pays ou régions suivants ont été considérés

comme voisins: Allemagne, France (sans précision), France centre, Suisse, Autriche, Belgique. Les régions suivantes ne font pas partie de cet extrait: Portugal, France Sud, France Ouest, Grèce.

Lorsque les espèces étaient mentionnées, les résultats propres à la pipistrelle (*P. pipistrellus*) ont également été extraits.

Enfin, un grand nombre d'études n'ont pas permis de découvrir de cadavre. Il est difficile de faire la part entre l'absence réelle de mortalité ou une recherche pas assez intensive. En effet, de récentes études³ ont montré qu'il n'était pas possible de déduire sans autre de l'absence de cadavre une absence de mortalité. Il n'est a priori pas possible, sans un examen très détaillé des études et des contacts avec leurs auteurs, de déterminer la part de faux négatifs. Pour cette raison, nous comparerons l'ensemble des données avec les résultats non nuls.

Résultats

Mont-Crosin

Les recherches menées en 2007 au Mont-Crosin ont consisté en 10 contrôles bimensuels réalisés au petit matin entre juin et octobre. Les données (deux cadavres de chauves-souris découverts) ont ensuite été corrigées pour tenir compte de la détectabilité des cadavres ainsi que de leur taux de disparition naturelle (prédateurs, nécrophages, etc.). Les résultats finaux sont les suivants:

Tabl. 26

	Mortalité annuelle moyenne estimée par éolienne		
	Min	Moyenne	Max
Toutes espèces	8,0	13,2	18,4

Les éoliennes étudiées au Mont-Crosin étaient plus petites (en hauteur et en diamètre de pales) que celles qui seront construites dans le canton de Vaud. L'influence de ces deux caractéristiques est encore discutée. Selon les connaissances actuelles, l'activité des chauves-souris diminue avec l'altitude (Hanagasioglu et al. 2015). De ce point de vue, la mortalité causée par les éoliennes projetées dans le canton de Vaud ne devrait pas excéder celle observée au Mont-Crosin, et devrait même être plus faible. Par contre, le diamètre plus important des pales pourrait avoir une influence négative (taux de mortalité plus élevé) en raison de la surface plus importante balayée par le rotor (relation au carré avec la longueur des pales). Il n'est actuellement pas possible d'évaluer l'effet combiné de ces deux facteurs contradictoires.

On se souviendra également que les données du Mont-Crosin ont été récoltées durant une seule saison. La variabilité interannuelle (dépendant entre autres des conditions météorologiques) n'est donc pas prise en compte dans les chiffres donnés ci-dessous.

Les études ont été menées au Mont-Crosin entre les mois de juin et d'octobre. Ensuite, pour tenir compte de la période d'activité des chauves-souris sur l'ensemble de l'année (avril à novembre), les résultats ont ensuite été multipliés par un facteur correcteur prenant les valeurs 1,0, 1,4 et 1,6 (= 8 mois d'activité/5 mois de recherche) selon les scénarios.

Si l'on se reporte aux connaissances actuelles, la mortalité est principalement observée durant la seconde partie de l'année, de la fin de l'été à l'automne (Schuster, 2015). En outre, dans l'arc jurassien, l'activité des chauves-souris est sensiblement réduite à partir du mois de novembre, voire plus tôt, et également au printemps. De ce fait, l'application du coefficient de correction maximal (1,6) qui ne tient

³ Huso et al., 2014

compte que de la durée conduit sans doute à surestimer la mortalité. Le coefficient de correction «correct» est certainement compris entre 1,0 et 1,4. C'est d'ailleurs le coefficient de 1,4 qui a été retenu pour le calcul de la valeur moyenne ci-dessus.

Données de mortalité de la littérature

Toutes les données

Le tableau ci-dessous résume les résultats obtenus répartis par région ou pays, avec en vert les pays considérés comme voisins, et en gris les pays où aucune étude avec un taux de mortalité n'a pu être trouvé:

Tabl. 27

Pays	Nb total d'études	Nb d'étu-des avec taux de mortalité	Taux moyen de mortalité/éoliennes/an	Écart type du taux	Min	Q1	Mé-diane	Q3	Max
Portugal	130	109	1,9	4,6	0,0	0,0	0,3	1,6	33,3
Allemagne	84	46	5,2	8,8	0,0	0,0	2,0	4,6	41,1
France - Sud	17	12	54,4	36,5	0,0	21,4	57,3	76,8	130,5
France	12	11	1,5	0,8	0,2	1,1	1,4	1,7	3,1
France - Ouest	10	10	19,0	17,7	0,0	8,7	10,7	21,5	54,1
France - Centre	3	2	10,6	1,8	8,8	9,7	10,6	11,5	12,4
Suisse	2	2	4,1	4,1	0,0	2,1	4,1	6,2	8,2
Autriche	5	4	4,9	3,1	0,0	4,0	5,3	6,2	8,8
Belgique	1	1	8,0	0,0	8,0	8,0	8,0	8	8,0
Grèce	1	1	2,1	0,0	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1
Angleterre	4	1	1,2	0	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2
Croatie	2	0							
Espagne	1	0							
Finlande	1	0							
France - Nord	1	0							
Italie	1	0							
Pologne	3	0							
Total	278	199	6,9	16,9	0,0	0,0	1,2	4,7	130,5
Total pays voisins	107	66	4,7	7,6	0,0	0,0	1,9	5,2	41,1

Le grand nombre de valeurs nulles tire les chiffres vers le bas, sans doute de manière exagérée. En effet, le survol des données ne permet pas de juger de l'intensité des recherches; si celles-ci ont été peu intensives, la probabilité de ne pas retrouver de cadavre est élevée. En outre, comme mentionné plus haut, l'absence de cadavre découvert ne permet pas de conclure à l'absence de mortalité. Ces chiffres sont donc à considérer plutôt comme des minima, à l'exception des valeurs extrêmes supérieures.

Données sans taux de mortalité à zéro

Si l'on ne tient pas compte des études n'ayant pas trouvé de cadavres, on obtient les résultats suivants:

Tabl. 28

		Nombre études	moyenne	min	Q1	Médiane	Q3	max
Toutes les espèces	Tous les pays	127	10,8	0,1	1,2	2,6	9,9	130,5
	Pays voisins	47	6,6	0,2	1,6	3,6	8,4	41,1

Les études à mortalité nulle représentent environ un tiers des études consultées. La dispersion est moins étendue dans les pays voisins alors que la moyenne de tous les pays est tirée vers le haut par quelques valeurs «extrêmes» au sud de la France où plusieurs formules de calcul différentes ont été utilisées pour un même parc. Sans ces valeurs «doublées» ou «triplées», la moyenne retombe entre 8 et 9 pour tous les pays.

Discussion

Les résultats a priori les plus représentatifs du Jura vaudois, ceux du Mont-Crosin, donnent une mortalité annuelle estimée par éolienne de 13,2 [8,0; 18,4]. Si on compare ces valeurs avec les résultats obtenus dans les pays voisins, on constate qu'elles semblent tout à fait plausibles, se situant plutôt dans la fourchette haute sauf par rapport aux maxima. Le chiffre moyen de 13,2 en particulier est toujours situé à l'intérieur de l'intervalle regroupant le 80 % des observations (Fig. 46).

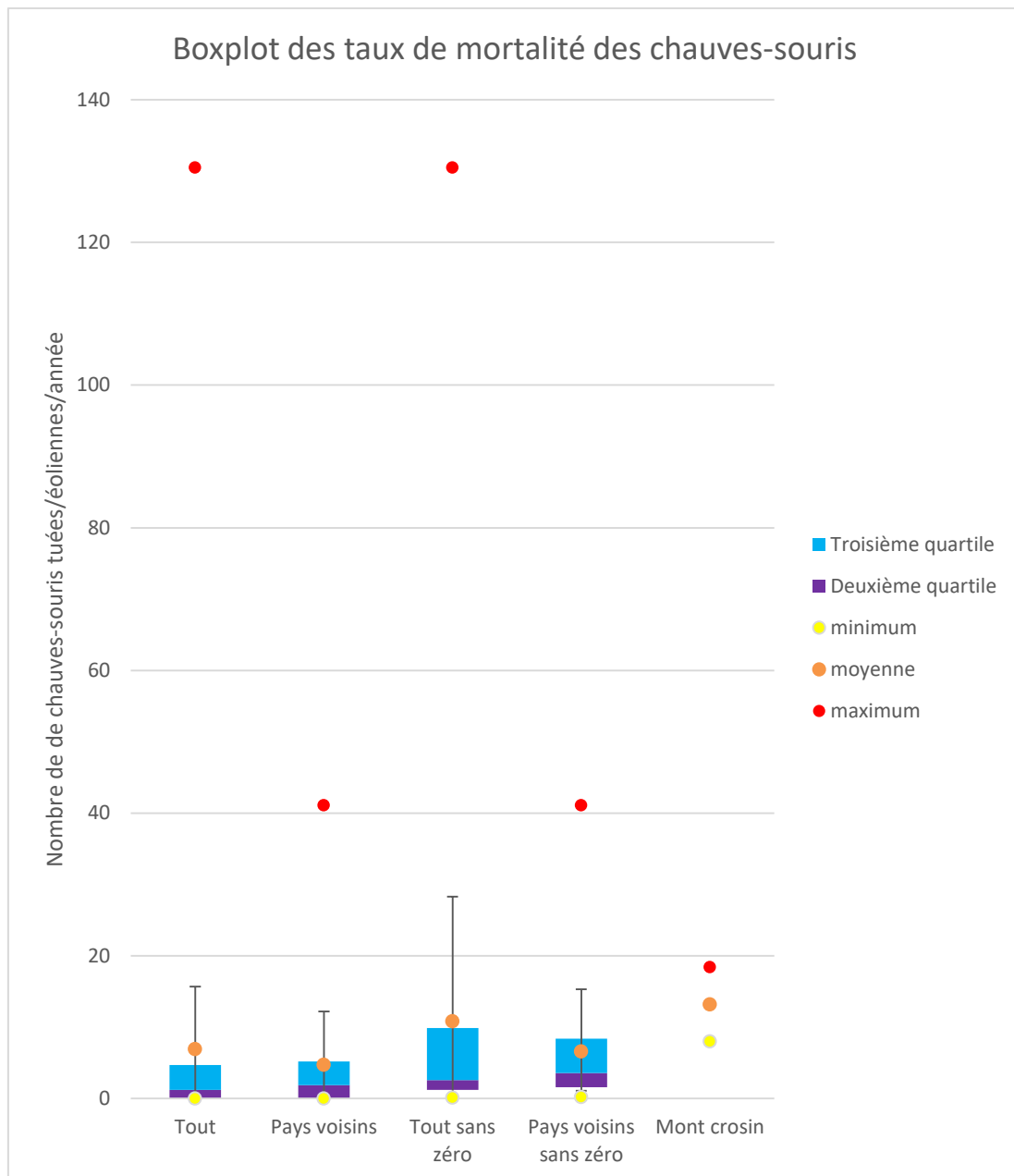


Fig. 46. Taux de mortalité comparés et variabilité pour différents cas de figure en Europe. Minimum, premier décile, premier quartile, médiane, moyenne, 3^e quartile, 9^e décile et maximum.

Si l'estimation de la mortalité sous la forme d'une fourchette est simple et pratique, il ne faut pas oublier quelques points importants pour son interprétation:

- Les mortalités observées entre parcs voisins, ainsi qu'entre éoliennes voisines au sein d'un même parc, peuvent être sensiblement différentes, sans qu'on en comprenne encore bien les raisons. C'est également le cas pour le Mont-Crosin. La vérification post-construction pour un nombre suffisant d'éoliennes demeure donc impérative.
- En Europe tout au moins, la distribution de la mortalité au cours de l'année n'est pas constante; on observe très fréquemment une augmentation de la mortalité entre la fin de l'été et l'automne (Schuster 2015). Il en découle que si des mesures d'évitement sont estimées nécessaires, elles devraient a priori être plus sévères durant cette période, à moins que les études sur le site aient démontré le contraire.

- La mortalité dépend évidemment en outre du nombre d'animaux qui fréquentent un parc, ainsi que de leurs espèces. A priori les conditions qui prévalent au Mont-Crosin devraient être relativement semblables à celles rencontrées sur les périmètres des futurs parcs. La possibilité de facteurs locaux (colonie importante, espèce particulière, etc.) ne doit toutefois pas être négligée.
- Les chiffres de mortalité publiés dans la littérature se basent sur les chauves-souris immédiatement tuées et retrouvées à l'intérieur d'un périmètre de recherche de quelques dizaines de mètres autour des éoliennes. Il est cependant très probable qu'une partie (non négligeable?) des chauves-souris atteintes par les éoliennes ne meurent pas sur le coup, mais survivent suffisamment pour s'éloigner hors du périmètre des recherches. La mort peut intervenir rapidement ou après quelques heures ou quelques jours, ou alors l'accident peut handicaper durablement l'animal et diminuer à long terme sa probabilité de survie ou de reproduction. À notre connaissance, aucune donnée précise n'a été publiée à ce sujet et il est impossible actuellement, ne serait-ce que de manière très approximative, d'avancer une proportion entre la mortalité immédiate et celle différée. Toutefois, lorsque des chiffres précis de mortalité peuvent être avancés, ceux-ci doivent être considérés comme des minima.
- Deux parcs (Essertines-sur-Rolle et Bière) sont situés à une altitude sensiblement inférieure à celle des autres parcs, notamment celui du Mont-Crosin. Le report des résultats de ce dernier est donc sur le principe moins fiable.

Synthèse

Sur la base de ces différentes considérations, et dans une vision plutôt sécuritaire, nous retiendrons comme valeurs moyennes de mortalité annuelle par éolienne, toutes espèces confondues, les valeurs suivantes:

Tabl. 29

	Mortalité annuelle moyenne estimée par éolienne		
	Min	Moyenne	Max
Toutes les espèces	8,0	13,2	18,4

Les valeurs minimales et maximales ne doivent pas être comprises comme des valeurs qui ne peuvent pas être dépassées dans certains cas dans la réalité, mais plutôt comme les bornes plausibles à l'intérieur desquelles nous proposons de modéliser la mortalité moyenne probable pour l'ensemble des parcs.

8.1.6 Résultats et discussion : influence du schéma prédéfini d'interruption

Données et méthodes

Les données disponibles consistent dans les enregistrements, depuis des mâts de mesure du vent (entre 50 et 80 m d'altitude au-dessus du sol) des facteurs suivants :

- Activité des chauves-souris à la minute
- Vitesse moyenne du vent par pas de 10 minutes
- Température moyenne par pas de 10 minutes

Ces données sont disponibles pour 4 projets de parcs comprenant 8 emplacements de mesures. Aucune donnée de précipitation sur site n'est disponible.

Il est communément admis (Rydell 2012) que le facteur météorologique principal qui influence l'activité des chauves-souris est la vitesse du vent. Les mesures à notre disposition enregistrées sur les sites montrent d'ailleurs que très souvent l'activité enregistrée en dessous de 5 degrés ne dépasse

pas 5 % de l'activité totale. L'inclusion de ce facteur dans l'estimation de l'influence du schéma prédéfini d'interruption aurait certes été possible, mais aurait demandé un gros travail d'analyse combinée des données pour une amélioration de la précision somme toute limitée, particulièrement au regard des autres sources d'incertitude (variabilité interannuelle des conditions météorologiques, ainsi que de l'activité chiroptérologique, sensibilité des différentes espèces au schéma d'interruption, etc.). Pour ces raisons, l'estimation de la réduction de l'activité liée à la mise en œuvre du schéma prédéfini d'interruption s'est basée sur la seule vitesse du vent durant les mois et les heures d'activité des chauves-souris, qui correspondent grossièrement aux limites du schéma prédéfini d'interruption.

On a ainsi calculé pour les parcs pour lesquels des données étaient disponibles la proportion de l'activité des chauves-souris en fonction de la vitesse du vent, toutes espèces confondues.

L'hypothèse sous-jacente est que la réduction de la mortalité totale causée par une éolienne est proportionnelle à l'activité des chauves-souris observée à l'intérieur des limites du schéma prédéfini d'interruption (ici en dessous d'une vitesse de vent de 6,5 m/s). On fait également l'hypothèse que cette réduction est identique pour toutes les espèces⁴.

Il y a peu de données chiffrées en Europe sur l'influence de la vitesse d'arrêt des éoliennes sur la mortalité. En Allemagne, diverses citations de l'article de Behr et al. 2006 indiquent une réduction de la mortalité de 50 à 65 % pour des vitesses d'arrêt de 5,5 à 6,0 m/s.

En France, le système «Chirotec», plus complexe, a permis d'atteindre des taux de réduction de 98 % (site internet sarlexen.fr).

Aux USA et au Canada, on a pu obtenir des taux de réduction de la mortalité de 44 à 93,5 %. (Eurobats 2012).

Si on décide de n'autoriser le fonctionnement des éoliennes qu'à partir d'une certaine vitesse de vent, il faut également tenir compte du fait que par vent faible les éoliennes ne tournent pas. En deçà d'une certaine vitesse, la mortalité est donc de toute manière nulle. Cette vitesse dépend des modèles de machines, le choix de celles-ci étant notamment déterminé par les propriétés des vents à l'endroit de leur implantation. Sur la base d'indications fournies par les promoteurs au canton, il a été décidé de fixer uniformément cette vitesse de démarrage à 2,5 m/s. Dès lors, sur la base de l'activité relevée des chauves-souris en fonction du vent, la réduction de la mortalité attribuable à la mise en œuvre du schéma prédéfini d'interruption peut être calculée de la manière suivante sur la base de la Fig. 47:

$$\text{Réduction de la mortalité} = \frac{B}{A}$$

⁴ La prise en compte des différentes espèces serait très difficile, notamment en raison des difficultés de détermination pour certaines et des grandes incertitudes qui les accompagnent. Il est cependant très probable que toutes ne réagissent pas de la même manière à la vitesse du vent.

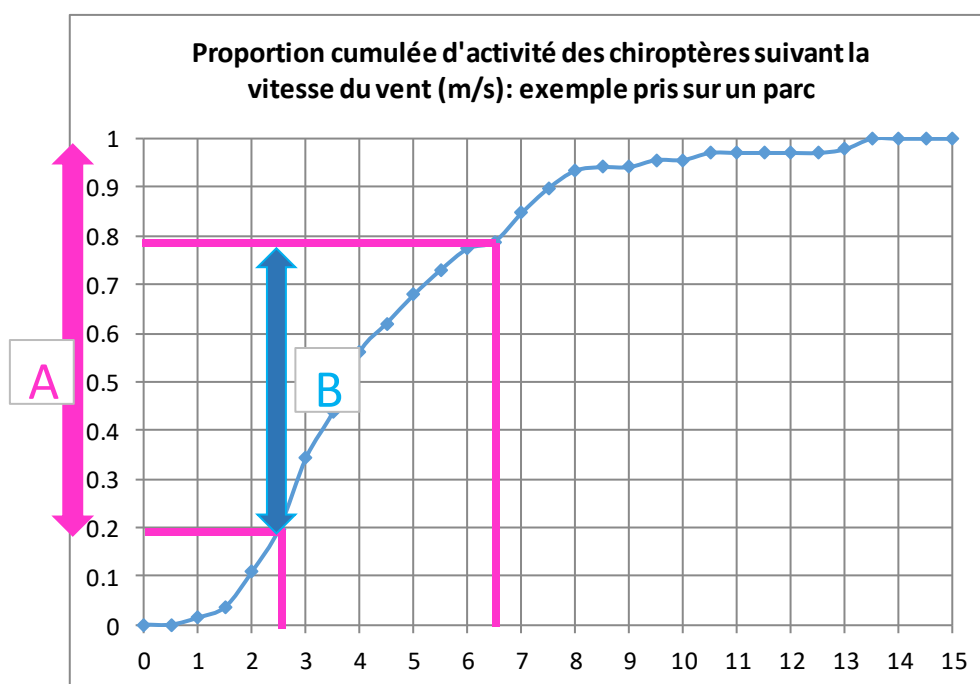


Fig. 47. Principe de calcul de la réduction de la mortalité. En abscisse: vitesse du vent en m/s. En ordonnée: proportion cumulée de l'activité enregistrée des chauves-souris. Vitesse de démarrage: 2,5 m/s. Vitesse d'arrêt selon le schéma prédéfini: 6,5 m/s. A: intervalle durant lequel les éoliennes peuvent fonctionner s'il n'y a pas de schéma prédéfini d'interruption (une mortalité est possible). B: intervalle durant lequel les éoliennes sont arrêtées suite à l'application du schéma prédéfini d'interruption (diminution proportionnelle de la mortalité).

Résultats

Pour les différents sites étudiés (4 sites), la proportion de l'activité des chauves-souris inférieure à 6,5 m/s, mais supérieure à 2,5 m/s est donnée dans le tableau suivant:

Tabl. 30

	Min	Moyenne	Médiane	Max
Proportion de l'activité des chauves-souris inférieure à 6,5 m/s, mais supérieure à 2,5 m/s	75,1 %	87,5 %	91,1 %	98,0 %

On voit donc que la proportion est très importante puisqu'en général environ 90 % de l'activité peut se dérouler en dehors de la période de fonctionnement de l'éolienne.

Dès lors, en appliquant les chiffres [Max; Moyenne; Min] à la mortalité admise précédemment [8,0; 13,2; 18,4], la mortalité résiduelle peut être estimée de la manière suivante, en nombre de chauves-souris tuées en moyenne par éolienne et par année:

Tabl. 31

	Min	Moyenne	Max
Nombre de chauves-souris tuées en moyenne par éolienne et par année	0,2	1,7	4,6

Les mêmes réflexions que celles émises dans la discussion du annexe 10.11 doivent également être gardées à l'esprit (variation entre parcs et turbines, variation dans le temps, etc.). On ajoutera que le comportement face au vent est différent selon les espèces, ce qui peut impliquer une réduction diffé-

rente de la mortalité pour celles-ci, et donc une réduction de la mortalité totale différente en fonction de la composition spécifique au voisinage de chaque éolienne.

8.2 Pipistrelle commune

La pipistrelle commune (*Pipistrellus pipistrellus*) est une espèce courante en Suisse et en particulier dans l'arc jurassien. C'est également une espèce fréquemment tuée par les éoliennes (Dürr 2015). En outre, c'est une des espèces dont la répartition géographique est la mieux connue en Suisse, et pour laquelle on dispose de quelques indications sur son écologie. C'est donc une espèce privilégiée pour essayer de déterminer l'influence concrète que pourraient avoir les éoliennes sur les chiroptères.

8.2.1 Densité et taille de population

Nous avons calculé une densité moyenne de femelles de pipistrelle commune par hectare pour les villages du district du Val-de-Travers, de Champagne et de Bonvillars. Nous avons retenus les villages pour lesquels des recensements exhaustifs existaient pour la période 2010–2014. La surface des villages a été définie en reprenant la classe «surface urbanisée» du vecteur 200 (Swisstopo). Une densité de femelles par hectare pour chacun des villages cités précédemment a ensuite été calculée.

La proximité à l'eau étant un facteur important dans la distribution des chauves-souris, les surfaces urbanisées de la zone d'étude ont été distribuées dans deux classes (≤ 500 m; > 500 m) en fonction de la distance de leurs centroïdes au cours d'eau le plus proche au moyen d'un SIG (ArcMap 10.2, ESRI).

Une densité moyenne de femelle par hectare a ensuite été calculée pour chacun des deux groupes de villages précédemment cités en excluant les valeurs extrêmes. Nous obtenons une valeur de 1,9 femelles par hectare pour les villages à plus de 500 m des cours d'eau et de 4,8 femelles par hectare pour les villages proches des cours d'eau.

Afin d'extrapoler la distribution de l'espèce à l'ensemble du périmètre d'étude et obtenir un nombre totale de femelles de pipistrelle commune, nous avons multiplié la surface de chacune des zones urbanisées du périmètre d'étude par l'une ou l'autre des densités moyennes en fonction de sa distance au cours d'eau de la surface considérée afin d'obtenir un nombre de femelles de pipistrelle commune par surface urbanisée. La somme de l'ensemble de ces populations donne le nombre de femelle pour le périmètre d'étude. Partant du principe d'un sex-ratio de 1:1 et d'une mortalité de 35 % la première année, nous pouvons estimer que la population totale de pipistrelles communes correspond à 1,65 x le nombre de femelles.

La population estimée se monte entre 14'376 et 56'905 individus selon le rayon d'action choisi (Tabl. 32).

Tabl. 32. Abondances et densités de pipistrelle commune pour les zones tampons de 3, 5 et 10 km autour des éoliennes.

Tampon	Surface périmètre [km ²]	Surface urbanisée [km ²]	Nombre de femelles pipistrelle commune	Nombre de pipistrelles communes	Densité de femelles pipistrelle commune	Densité de pipistrelles communes
3 km	606	26	8713	14'376	14,4	23,7
5 km	1009	40	13'976	23'060	13,9	22,9
10 km	2055	91	34'488	56'905	16,8	27,7

Pour *Pipistrellus pipistrellus*, nous observons une certaine stabilité de la taille de population depuis les années 80 pour un village pour lequel nous avons des comptages de cette époque.

8.2.2 Collisions

Données et méthode

Deux approches ont été utilisées afin de cerner la mortalité moyenne probable causée par une éolienne durant une année:

- Mortalité observée au Mont-Crosin⁵.
- Données de mortalité de la littérature publiées

Mont-Crosin

Une pipistrelle faisant partie des deux cadavres découverts, la mortalité pour cette espèce a également pu être calculée comme une fraction de la mortalité totale.

Données de mortalité de la littérature

La même approche que pour l'ensemble des espèces a été appliquée à l'estimation de la mortalité pour les Pipistrelles, si ce n'est que seules les données mentionnant spécifiquement les différentes espèces trouvées, avec ou sans la Pipistrelle ont été conservées pour l'analyse. Lorsque des espèces étaient mentionnées, nous sommes partis du principe que les données étaient exhaustives et que la proportion de Pipistrelles mentionnées reflétait bien la proportion réelle. Ainsi, si aucune Pipistrelle n'était mentionnée parmi les espèces, nous avons admis que la mortalité était nulle pour cette espèce.

Résultats

Mont-Crosin

Les résultats propres au site du Mont-Crosin sont les suivants, sur la base d'un cadavre découvert:

Tabl. 33

	Mortalité annuelle moyenne estimée par éolienne		
	Min	Moyenne	Max
P. pipistrellus	4,0	6,6	9,2

Les mêmes réflexions que celles émises dans la discussion du annexe 10.11 doivent également être gardées à l'esprit (variation entre parcs et turbines, variation dans le temps, coefficient correcteur pour la durée des mesures, etc.).

Données de mortalité de la littérature

Toutes les données

Le tableau ci-dessous résume les résultats obtenus pour la Pipistrelle répartis par région ou pays, avec en vert les pays considérés comme voisins, et en gris les pays où aucune étude avec un taux de mortalité n'a pu être trouvé:

⁵ Leuzinger et al., 2008

Tabl. 34

Pays	Nombre total d'études	Nombre d'études avec taux de mortalité spécifique	Taux moyen de mortalité de pipistrelles/éoliennes/an	Écart type du taux	Min	Q1	Mé-diane	Q3	Max
Portugal	130	98	0,8	2,2	0,0	0	0,0	0,6	16,7
Allemagne	84	16	0,1	0,2	0,0	0	0,0	0	0,7
France - Sud	17	11	11,6	11,8	0,0	0	12,8	18,6	33,3
France	12	8	0,5	0,1	0,3	0,4	0,5	0,5	0,8
France - Ouest	10	5	2,6	1,5	0,0	2,2	3,2	3,3	4,4
France - Centre	3	2	7,5	1,3	6,2	6,9	7,5	8,1	8,8
Suisse	2	1	4,1	4,1	4,1	4,1	4,1	4,1	4,1
Autriche	5	1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Grèce	1	1	0,6	0,0	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6
Europe	8	0							
Belgique	1	0							
Angleterre	3	0							
Croatie	2	0							
Espagne	1	0							
Finlande	1	0							
France - Nord	1	0							
Italie	1	0							
Monde	0	0							
Pologne	3	0							
Total	278	143	1,7	4,8	0,0	0	0	0,7	33,3
Total pays voisins	107	28	0,9	2,0	0,0	0	0	0,5	8,8

S'agissant d'une seule espèce, la dispersion est évidemment plus faible que pour l'ensemble des espèces, de même que la médiane et la moyenne.

Données sans taux de mortalité à zéro

Si l'on ne tient compte que des études dans lesquelles on a trouvé explicitement des cadavres de Pipistrelles, on obtient les résultats suivants:

Tabl. 35

		Nombre études	moyenne	min	Q1	Médiane	Q3	max
	Tous les pays	61	4,0	0,1	0,5	0,9	3,7	33,3
P. pipistrellus	Pays voisins	13	1,9	0,3	0,4	0,6	0,8	8,8

Les études mentionnant les espèces ne représentent qu'une moitié environ de l'ensemble des études consultées. Cette proportion se réduit une nouvelle fois d'environ 50 % pour les études mentionnant spécifiquement la Pipistrelle.

En ce qui concerne les études des pays voisins mentionnant la Pipistrelle, l'échantillonnage commence à devenir limité avec moins d'une quinzaine d'études.

Discussion

Les résultats a priori le plus représentatifs du Jura vaudois, ceux du Mont-Crosin donnent une mortalité annuelle estimée par éolienne de 6,6 [4,0; 9,2]. Si on les compare avec les résultats obtenus dans les pays voisins (Fig. 48), on constate qu'ils semblent également relativement plausibles, bien que situés dans la marge haute. En particulier, la moyenne est toujours située à l'extérieur de l'intervalle regroupant le 80 % des observations à l'exception du set de données comprenant tous les pays sans les valeurs nulles.

Dans nos régions, on rencontre souvent la Pipistrelle commune dans une proportion atteignant 70–80 % à proximité du sol (Bontadina, comm. pers.). Les mesures depuis les mâts sont très variables, pouvant aller de 20 à 80 % (Bontadina, comm. pers.). La proportion de 50 % de la mortalité au Mont-Crosin est donc plausible.

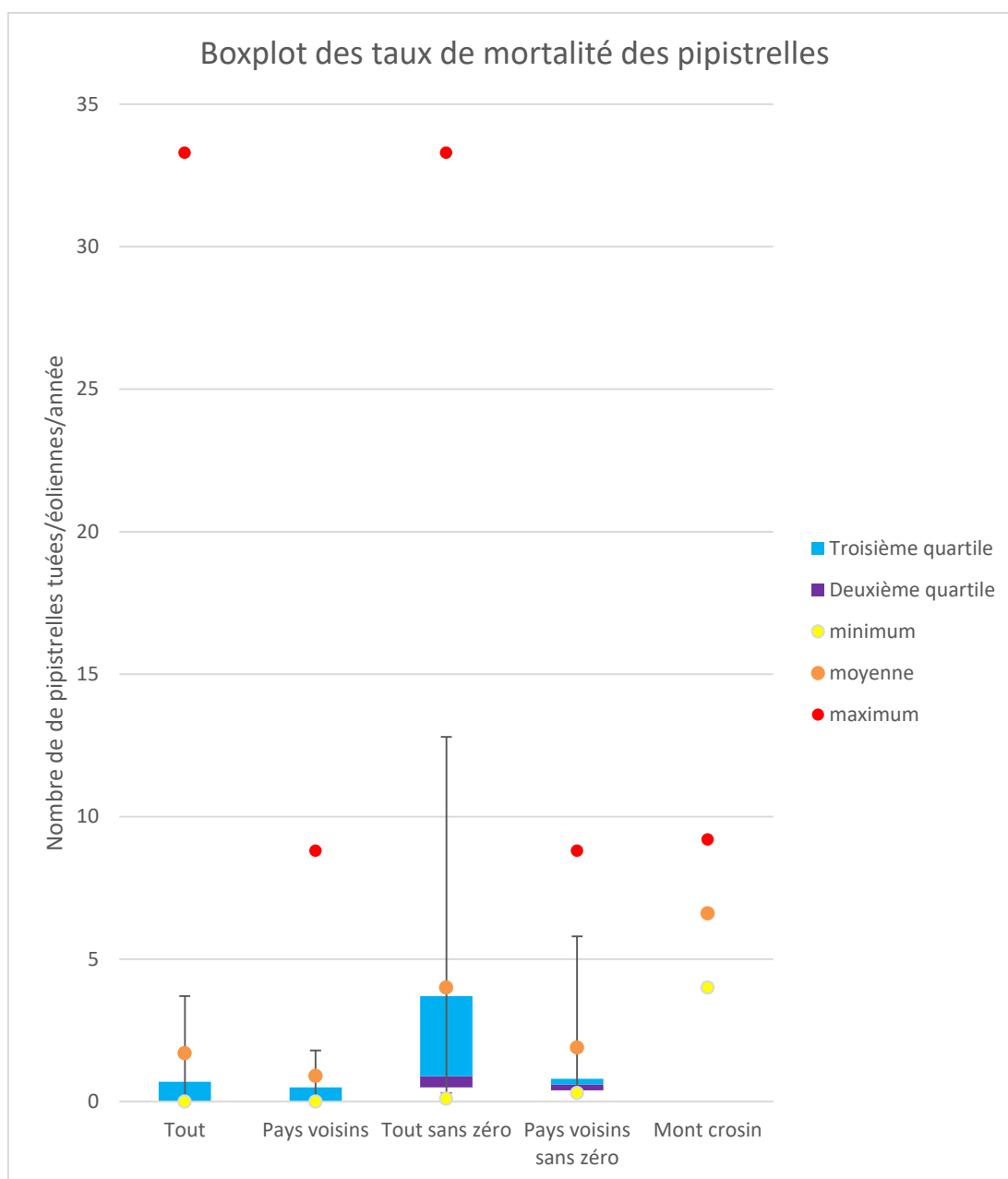


Fig. 48. Taux de mortalité comparés pour la Pipistrelle et variabilité pour différents cas de figure en Europe. Minimum, premier décile, premier quartile, médiane, moyenne, 3^e quartile, 9^e décile et maximum.

Les limites conditionnant l'interprétation de ces données sont les mêmes que celles qui ont été faites pour l'analyse de la mortalité de l'ensemble des espèces.

Synthèse

Si les informations et données provenant du Mont-Crosin sont demeurées isolées et ponctuelles, elles n'en demeurent pas moins, pour le moment, les données de base les plus pertinentes et les plus comparables quant aux conditions régnant dans l'arc jurassien vaudois. Les observations et données «Mont Crosin» ne sont, par ailleurs, pas en contradiction ou incompatibles avec les observations réalisées dans les pays européens voisins (le nombre de ces données n'étant par ailleurs pas très élevé).

Dès lors, et bien que les résultats du Mont-Crosin ne puissent pas être statistiquement fondés avec précision, nous estimons qu'il est raisonnable, d'un point de vue d'avis d'experts, d'utiliser les résultats du Mont-Crosin comme base à l'évaluation de la mortalité moyenne attendue pour les parcs éoliens dans le Jura vaudois. Ces valeurs sont rappelées dans le tableau ci-dessous.

Tabl. 36

	Mortalité annuelle moyenne estimée par éolienne		
	Min	Moyenne	Max
P. pipistrellus	4,0	6,6	9,2

Les valeurs minimales et maximales ne doivent pas être comprises comme des valeurs qui ne peuvent pas être dépassées dans la réalité, mais plutôt comme les bornes plausibles à l'intérieur desquelles nous proposons de modéliser la mortalité moyenne probable pour l'ensemble des parcs.

8.2.3 Influence du schéma prédéfini d'interruption

Données et méthode

Les données et la méthodologie sont identiques à celles du ch. 8.1.4.

Résultats

En appliquant les taux de réduction estimés au ch. 8.1.6, on obtient les résultats suivants:

Tabl. 37

	Min	Moyenne	Max
Nombre de Pipistrelles tuées en moyenne par éolienne et par année	0,1	0,8	2,3

Ces résultats partent de l'hypothèse que le comportement de la Pipistrelle face au vent correspond à celui de la moyenne de toutes les espèces, ce qui n'est pas du tout vérifié. En effet, chaque espèce peut avoir un comportement différent et ce report global doit donc être interprété avec précaution.

Sur la base des données à notre disposition, il aurait été théoriquement possible de calculer une courbe spécifique à la Pipistrelle de son activité face au vent. Cette démarche se heurtait cependant à deux difficultés:

- Bien que la pipistrelle soit une espèce commune, il n'est pas toujours possible d'attribuer avec certitude un cri enregistré à cette espèce.

L'établissement de ces courbes spécifiques pour plusieurs parcs aurait demandé un temps qui n'était plus disponible.

8.2.4 Modèle de population

Paramètres démographiques

Lors de la recherche de paramètres démographiques pour la pipistrelle commune *Pipistrellus pipistrellus*, nous avons pu avoir recours à une littérature non publiée de Pius Korner. Cette étude a été menée dans le cadre du projet «Détermination dans la pratique du risque de collision des chauves-souris sur les éoliennes en bord de mer» demandée par le BMWi.

Les travaux plus anciens ne faisaient pas la différence entre *P. pipistrellus* et *P. pygmaeus*: ces deux espèces jumelles n'étaient pas encore séparées avant les années 1990. L'ampleur des différences dans les paramètres démographiques entre les deux espèces s'avère encore largement inconnue.

Proportion de femelles reproductrices et nombre de jeunes par femelles

La pipistrelle commune *Pipistrellus pipistrellus* est sexuellement mature à l'âge d'un an.

Tabl. 38. Proportions de femelles reproductrices chez *P. pipistrellus* et *P. pygmaeus* tirées de la littérature.

Sexe	Age	Année	Lieu	Proportion de femelles reproductrices	Référence	Remarques
Femelle	ad			100 %	cité dans Racey (1982)	orig: Rachmatulina (1972)
Femelle	ad			89 %	cité dans Racey (1982)	orig: Hürka (1966) Deansley 1939; n = 164
Femelle	ad			72 %	cité dans Racey (1982)	orig: Hürka (1966); n = 37
Femelle	tous	1973–89	NE Ecosse	83 %	Speakman et al. (1991)	n = 163 femelles de 7 colonies, début d'été
Femelle	tous		41°N	98,8 %	cité dans Barclay et al. (2004)	orig: Deansley 1939, Rakhmatulina 1971, Racey 1969
Femelle	tous		53°N	84,5 %	cité dans Barclay et al. (2004)	
Femelle	tous?	1.7.1965	W Böhmen	72 %	Hürka (1966)	n = 37 femelles

Les indications sur la proportion de femelles reproductrices atteignent 72–100 % (Tabl. 28). Barclay et al. (2004) mentionnent trois espèces de chauves-souris, parmi lesquelles *P. pipistrellus* (s.l.; y compris *P. pygmaeus*), chez qui la proportion de femelles reproductrices diminue avec l'augmentation de la latitude. Les études proviennent principalement de colonies de reproduction, de telle sorte que les valeurs doivent être plus basses, si un nombre significatif de femelles non portantes vivent à l'extérieur de la colonie de reproduction.

Tabl. 39. Nombres de jeunes par femelle de *P. pipistrellus* / *P. pygmaeus* tirés de la littérature.

Lieu	Nombre de jeunes	Référence	Remarques
Grande Bretagne	généralement 1, rarement 2	cité dans Tuttle and Stevenson (1982)	orig: Stebbings and Griffith (1986)
Grande Bretagne	1	cité dans Allen (1939)	orig: Barrett-Hamilton
Grande Bretagne	1	cité dans Rachmatulina (1992)	orig: Thompson (1987)
Ecosse	jumeaux plus fréquents en Ecosse qu'en Angleterre	cité dans Racey (1982)	orig: Deanesly 1939, Swift (1998), Racey 1972
Ecosse	1	Hughes et al. (1989)	20 f de WS pris au labo, 17 mettent bas chacune 1 juv.
Europe continentale	«deux sont fréquents voire courants»	cité dans Allen (1939)	orig: probablement Barrett-Hamilton
Azerbaïdjan	25–88,5 % avec 2 (rarement 3), reste 1	cité dans Tuttle et Stevenson (1982)	orig: Rachmatulina 1972
Azerbaïdjan	1,6	Rachmatulina (1992)	pas clair, comment ces chiffres ont été trouvés
publié dans Kiew	1,68	cité dans Rachmatulina (1992)	orig: Butovskij 1988
	1–2	Dietz et al. (2009)	<i>P. pipistrellus</i> s.s.

Bien que *P. pipistrellus* s.l. soit très commune, il n'existe quasiment pas de données fiables sur le nombre de jeunes (Tabl. 29). Il est toutefois connu qu'un seul jeune est généralement mis au monde en Grande Bretagne, alors qu'en Europe continentale c'est un ou deux. Mais des informations plus précises manquent largement. La plupart des informations de la littérature ne concernent pas de véritables études, mais sont des évaluations d'experts sans données publiées. Il est vraisemblable que la difficulté de récolter de telles données réside dans le fait qu'une partie des femelles de la colonie de reproduction visitent différents quartiers.

Dans nos modèles, nous avons considéré deux scénarios avec un nombre moyen de jeunes de 1 et 1,2.

Survie et âge maximal

D'après Steffens et al. (2004), près de 23'000 *P. pipistrellus* s.l. ont été bagués en Allemagne de l'Est entre 1960 et 2000, parmi lesquelles 5254 reprises ont eu lieu. Malgré tout, l'analyse des données s'avère difficile à cause de l'hétérogénéité des données, si bien que les auteurs peuvent présenter une distribution des données basées sur 491 individus. Une des difficultés réside dans le changement fréquent de places de repos effectué par les colonies (ou une partie). Comme l'espèce utilise diverses cachettes, il n'est pas possible de connaître tous les sites utilisés et d'observer toutes les femelles et les jeunes d'une colonie (p. ex. de baguer).

Les campagnes de baguage ont souvent été réalisées au cours d'une période trop courte, si bien que les classes d'âge les plus élevées sont sous-représentées. La probabilité de survie moyenne estimée à partir de la distribution des classes d'âge données s'avère trop basse : 39,9 %, CRI 5–44 (Steffens et al. 2004).

Tabl. 40. Valeurs de la probabilité de survie de *P. pipistrellus* s.l. en provenance de la littérature.

Sexe	Age	Année	Lieu	Probabilité de survie	Référence	Remarques
les deux	ad			63–69 %	cité dans (Dietz et al. 2009)	Pas de source, mais certainement pas indépendante des autres indications
les deux	ad	1996–00	Hesse	73–79,9 % s.e. 5,1 %	Sendor and Simon (2003)	
les deux	juv	1996–00	Hesse	43–52,7 % s.e. 9,5 %	Sendor and Simon (2003)	
femelle	ad	1996–00	Hesse	70–78 %	Sendor and Simon (2003)	Calculé de l'article, basé sur la fig. 3; valeur plus basse: printemps × survie automnale, valeur plus haute: survie printanière au carré.
mâle	ad	1996–00	Hesse	77–83 %	Sendor and Simon (2003)	
mâle	juv	1996–00	Hesse	39–50 %	Sendor and Simon (2003)	
mâle	juv	1996–00	Hesse	47–61 %	Sendor and Simon (2003)	
mâle	ad	1981–88	Sud de la Suède	44 %	Gerell and Lundberg (1990)	Sendor & Simon 2003 supposent que ces valeurs soient trop basses à cause de problèmes méthodologiques
femelle	ad	1981–88	Sud de la Suède	54 %	Gerell and Lundberg (1990)	
femelle	ad	1977–84	York, GB	60–64 %	Thompson (1987)	
femelle	ad	1970–82	Allemagne	40 %	Steffens et	

Sexe	Age	Année	Lieu	Probabilité de survie	Référence	Remarques
			de l'Est	CrI 36–44 %	al. (2004)	
femelle	ad	1977–83	Nord de l'Angleterre	64 % CrI 57–70 %	Thompson (1987)	
femelle	Juv	1977–83	Nord de l'Angleterre	ca. 14 %	(Thompson 1987)	lu sous l'image 3; très basse!

Les valeurs données pour les probabilités de survie (apparentes) sont très variables (Tabl. 30), certainement à cause de la probabilité d'observation très variable aussi. Les valeurs les plus élevées atteignent 70–80 % pour les femelles adultes. Pour les femelles juvéniles, les valeurs sont de 40–50 % (une valeur de 14 %). En général, la probabilité de survie des jeunes est encore plus mauvaise que celle des adultes. Comme les indications sur le taux de survie montrent une grande amplitude, nous avons simulé plusieurs scénarios. Nous avons considéré une probabilité de survie annuelle de 0,3 à 0,5 pour les jeunes et de 0,55 à 0,85 pour les adultes.

Modèle de population

Afin de calculer le taux de croissance de la population, nous avons créé des modèles déterministes de matrice de population (Caswell 2001). Ce modèle a été paramétré à l'aide des paramètres mentionnés ci-dessus. Pour présenter l'incertitude dans les valeurs démographiques, nous avons calculé différents scénarios.

Mortalité additionnelle

Dans les modèles de population déterministes, le taux de croissance d'une population est directement influencé par la mortalité additionnelle. Nous visualisons la force de cette influence dans le décalage des probabilités de survie avec des mortalités additionnelles estimées par éolienne et par an. Nous admettons que toutes les classes d'âge sont concernées par la mortalité additionnelle. Pour le nombre total de pipistrelles communes entrées en collision, on a admis que toutes les éoliennes provoquaient la même mortalité. La mortalité totale correspond ainsi à la multiplication du nombre d'éoliennes (145) et de la mortalité par éolienne (moyenne: 6,6), c'est-à-dire $145 * 6,6 = 957$ (valeur maximale: $145 * 9,2 = 1334$; avec le système d'arrêt: $145 * 0,8 = 116$). Puisqu'on ne connaît pas à quelle distance se dispersent les pipistrelles communes, il n'est pas possible de déterminer avec certitude quelle proportion de la population est influencée par les collisions. C'est pourquoi nous avons calculé deux scénarios. Le premier considère que les pipistrelles communes se dispersent à grande distance et que la population est ainsi influencée par les éoliennes dans un rayon de 10 km (ça correspond à la zone d'étude définie pour les oiseaux). Le deuxième scénario suppose que les pipistrelles communes se dispersent sur de courtes distances et que la population n'est ainsi influencée que dans un rayon de 3 km autour des éoliennes.

Résultats et discussion

Pour que la pipistrelle commune atteigne un taux de croissance d'au moins 1, elle devrait, avec une probabilité de survie des jeunes de 0,4 et un jeune par année par femelle, atteindre une probabilité de survie des adultes d'au moins 0,8 (Fig. 49). Afin que la population ne diminue pas malgré la mortalité additionnelle, le nombre de jeunes et la survie devraient prendre des valeurs qui produisent un taux de croissance se situant au-dessus de 1 selon la longueur de la ligne violette.

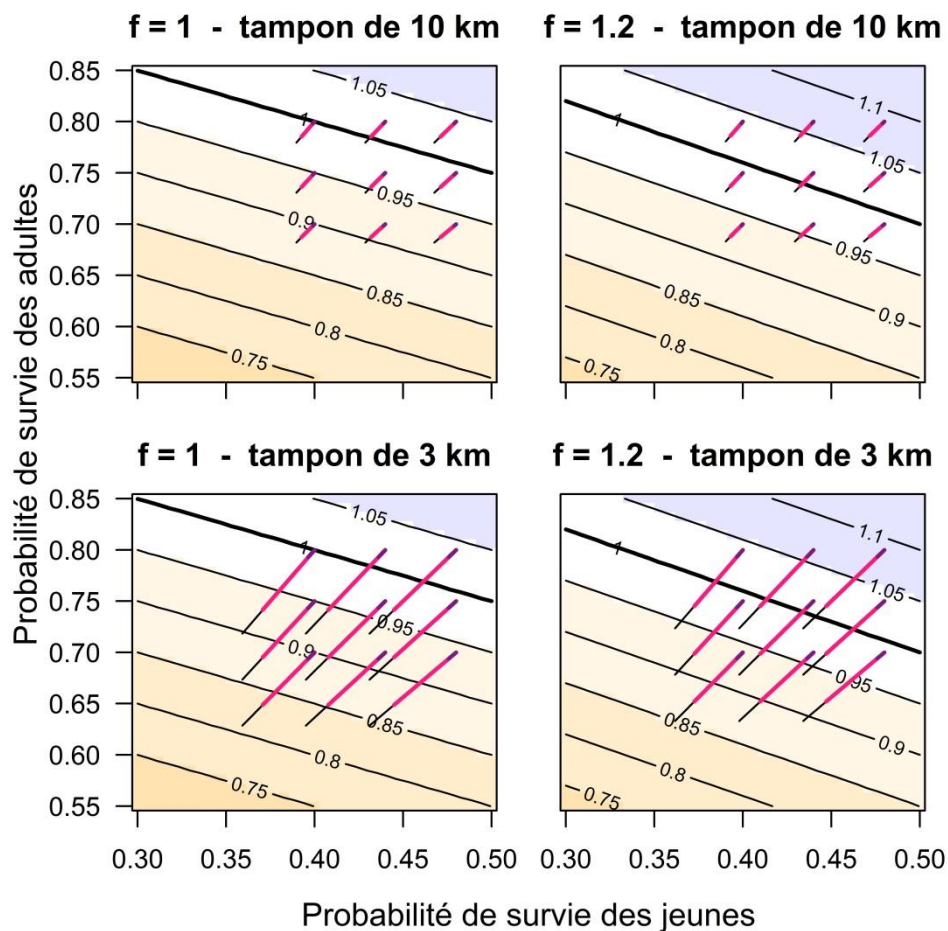


Fig. 49. Taux de croissance de la population de pipistrelle commune *Pipistrellus pipistrellus* en fonction de la probabilité de survie des jeunes et des adultes (axes x et y) ainsi que du nombre de jeunes produits par femelle (f) et le tampon. Les traits violet clair montrent jusqu'où seraient repoussées les probabilités de survie avec une mortalité additionnelle attendue (moyenne) si un système d'arrêt n'est pas implémenté et quel serait le taux de croissance. Les lignes noires fines montrent la même chose pour la mortalité additionnelle maximale. Les traits violet foncé montrent les effets si un système d'arrêt ($6,5 \text{ ms}^{-1}$) est en fonction. Les taux de croissance de population au-dessus de 1 sont colorés en bleu, ceux en dessous de 1 en orange.

La biologie des populations de chauves-souris s'avère difficile à étudier et par conséquent il existe peu d'information sur les paramètres démographiques (O'Shea et al. 2004, Barlow et al. 2015).

La population de pipistrelles communes a beaucoup augmenté dans le Jura dans les années 1970 (Arlettaz et al. 1999). Depuis lors, elle est probablement restée constante (T. Bohnenstengel, pers. comm.). Il faut donc partir du principe que seules les informations de la littérature, montrant un taux de croissance autour de 1, sont plausibles.

8.2.5 Effet attendus des collisions sur la population des pipistrelles communes

Les collisions estimées entraînent une diminution des taux de survie et par conséquent des taux de croissance de la population. L'incertitude sur l'influence des collisions sur le taux de croissance s'avère considérable, car, quels que soient les paramètres considérés, l'utilisation spatiale (tampon) ou l'influence des collisions acceptée (moyenne, valeur maximale), il résulte des taux de croissance

différents. Il est impressionnant de constater que lors de l'utilisation d'un système d'arrêt, l'influence des collisions sur le taux de croissance devient clairement plus faible. Finalement, à cause de l'incertitude élevée, on ne peut pas prédire si la population de pipistrelles communes va diminuer à cause des éoliennes.

La structure spatiale de la population a une grande influence sur le taux de croissance. Si on admet que seule la population locale est touchée par les éoliennes dans un rayon de 3 km, celle-ci va diminuer fortement. Si au contraire on admet que les pipistrelles communes utilisent un espace bien plus grand et que la population est touchée dans un périmètre de plus de 10 km, alors l'effet des collisions est clairement plus faible sur cette population beaucoup plus importante. Ceci montre que de nouveaux systèmes source-puits peuvent apparaître par l'intermédiaire de l'implantation de nouvelles éoliennes. C'est essentiellement la distance de dispersion des pipistrelles communes qui définira l'ampleur de l'influence des installations. Cette dispersion reste toutefois largement inconnue. Ceci montre encore une fois clairement que l'état des connaissances sur la démographie et la répartition de la pipistrelle commune sont si lacunaires qu'une estimation de l'influence des éoliennes est entachée d'une très grande incertitude.

Un éventuel amortissement de l'effet négatif par la densité-dépendance est théoriquement possible. Les effectifs de la pipistrelle commune sont restés constants durant les 30 dernières années, ce qui est un élément en faveur d'un phénomène de densité-dépendance. Nous savons de toute façon très peu de chose sur la force de la densité-dépendance des populations de chauves-souris en général et dans la zone d'étude absolument rien. C'est pourquoi on ne peut pas calculer l'importance d'une éventuelle compensation.

Les recherches menées jusqu'ici sur les victimes de collisions avec des éoliennes ont montré que les chauves-souris avaient régulièrement des accidents en grand nombre contre les éoliennes et indépendamment de l'habitat. Les effets cumulés de telles collisions pouvaient compromettre la survie de populations entières (Arnett and Baerwald 2013).

L'impact des éoliennes situées en France n'a pas été analysé de manière indépendante. La problématique n'est cependant pas foncièrement différente et, si les populations de Pipistrelles habitant des deux côtés de la frontière doivent être considérées comme un tout, il en va de même des parcs éoliens. En raison du rayon d'action relativement faible de la Pipistrelle, l'impact direct des parcs situés d'un côté de la frontière sur les populations de Pipistrelles situées de l'autre côté devrait néanmoins rester relativement faible, la distance entre les potentielles colonies et les machines étant rarement inférieure à 3 km.

8.2.6 Synthèse des mesures

Mesures d'évitement

Les forêts de feuillus matures et les forêts mixtes constituent un des habitats les plus importants pour les chauves-souris en Europe, tant en terme de diversité que d'abondance (Meschede & Heller, 2000). En Allemagne, il n'y a pratiquement aucune différence dans l'activité des chauves-souris entre les installations implantées dans la forêt et celles dans le paysage ouvert (Reers 2015), tandis qu'aux Etats-Unis on enregistrait clairement un nombre plus élevé de victimes dans les zones forestières (Arnett & Baerwald 2013). Toutefois, Eurobats Rodrigues et al. (2014) recommande d'éviter les forêts et de respecter une distance de 200 m durant la phase de planification. Cette même distance d'évitement est recommandée entre les éoliennes (extérieur des rotors) et tout habitat spécialement favorable aux chauves-souris comme des réseaux de haies, allées d'arbres, plans d'eau et cours d'eau (Kelm et al., 2014). Eurobats recommande également de garder les turbines à distance de voies migratoires, de voies de transit et de colonies de reproduction, sans toutefois avancer de distances minimales. Comme la pipistrelle commune est distribuée de manière homogène (Krapp 2011), il est difficile de trouver des endroits sans pipistrelle commune. La Pipistrelle commune installe ses colonies

de reproduction essentiellement dans les villages et les agglomérations et a un rayon d'action qui se limite en moyenne à 2,5 à 3 km autour de sa colonie (Racey & Swift, 1985). Des mesures d'évitement, en installant les éoliennes à distance des colonies connues, permettraient probablement de diminuer la mortalité, même si celle-ci est constatée surtout en automne, entre août et septembre (EXEN & KJM, 2010). Il n'existe pour l'instant pas de recommandation claire de distance à ce sujet.

Mesures de minimisation des collisions

Des moyens dissuasifs, qu'ils soient acoustiques (Arnett et al., 2013), visuels ou électromagnétiques (Nicholls & Racey, 2007) ont été testés pour éloigner les chauves-souris des éoliennes, mais n'ont pas prouvé leur efficacité.

Les chauves-souris semblent être attirées par les éoliennes parce que ce sont des animaux curieux. De plus, des images infrarouges ont montré une densité élevée de chauves-souris à proximité des turbines (Cryan et al., 2014). La pipistrelle commune pourrait être particulièrement touchée par cet effet d'attraction parce qu'elle forme souvent des essaims. Les chauves-souris peuvent également être attirées par des concentrations d'insectes, eux-mêmes attirés par de l'éclairage, de la chaleur ou des sons (Beucher et al., 2013). D'autres mesures de réduction des risques ont été appliquées sur les projets et leur efficacité testée: limitation de l'éclairage artificiel pour éviter d'attirer des insectes, pas d'aménagement de milieux favorables à proximité des éoliennes.

En règle générale, on obtient de bons résultats dans la réduction du nombre de collisions avec des algorithmes spécifiques pour l'arrêt. Behr et al. (2015) ont développé un algorithme qui, après avoir été adapté aux conditions locales, ne dépasse pas un taux de collision moyen prédéfini pour une perte de production minimale (voir les informations sous <http://www.windbat.techfak.fau.de/>). Lors du contrôle d'efficacité, il a été possible de réduire en moyenne le taux de collision des chauves-souris de 12 à 2 collisions par turbine et par année. Il est recommandé aussi pour le Jura de développer un tel algorithme d'arrêt. Une telle mesure de réduction peut considérablement réduire l'influence sur la population des pipistrelles, comme le montrent aussi nos simulations, et serait aussi efficace pour toutes les autres espèces de chauves-souris.

En Europe, diverses publications (Behr & Helversen, 2005; Brinkmann et al., 2011) parlent d'une diminution de la mortalité comprise entre 50 à 65 % pour des vitesses d'arrêt de 5,5 à 6,0 m/s. Aux Etats-Unis, on a pu obtenir des taux de réduction compris entre 44 et 93 % (Arnett et al., 2011), pour des pertes de production inférieures à 1 %.

Mesures de compensation

Même si elle figure en première ligne des victimes de collision dues aux éoliennes en Europe (Dürr, 2015), les populations de Pipistrelle commune dans le Jura sont actuellement considérées comme stables et l'espèce n'est pas considérée comme menacée (Bohnenstengel et al. 2014). La Pipistrelle commune forme des colonies de reproduction qui occupent souvent des bâtiments, et peuvent donc être affectées par changements d'affectation et des rénovations, voire des destructions directes de colonies.

La conservation des colonies existantes par le biais de contrats avec les propriétaires est une voie à explorer pour le maintien de grandes colonies. L'aménagement de gîtes en bâtiments est souvent proposé. Certains auteurs comme Peste et al. (2015) citent également des aménagements de milieux comme la gestion sylvicole, la diversification des monocultures agricoles, la préservation des gîtes existants et l'aménagement de nouveaux gîtes, ainsi que la création d'étangs comme autant de mesures possibles en faveur de la Pipistrelle commune et d'autres espèces sensibles aux éoliennes

8.2.7 Synthèse et recommandations pour la pipistrelle commune

Durant les dernières années, les effectifs de la pipistrelle commune sont restés constants et relativement élevés. Comme le modèle de collision prédit un grand nombre de victimes et que la pipistrelle commune en tant qu'espèce longévive s'avère sensible à l'augmentation de la mortalité, il faut bien compter sur une réduction des effectifs, au cas où toutes les installations sont construites. Les incertitudes concernant la distribution, les effectifs, la démographie et les collisions de la pipistrelle commune sont de toute façon élevées; elles devraient faire l'objet de recherches plus précises, afin de tirer des conclusions plus fiables sur l'influence des éoliennes.

Les schémas d'interruption qui seront appliqués sur tous les projets permettent de diminuer fortement la mortalité additionnelle; cette mortalité doit toutefois être réduite à un minimum pour que la population puisse se maintenir à un niveau stable en cas de réalisation de tous les projets. L'arrêt entraîne une réduction du nombre de collisions non seulement chez la pipistrelle commune, mais aussi chez toutes les espèces de chauves-souris. Vu l'incertitude régnant au sujet des paramètres démographiques de la population concernée, il n'est pas possible de fixer ici une mortalité additionnelle maximale supportable, qui doit dans tous les cas être limitée à quelques pourcents. En plus des mesures de réduction, des mesures de compensation ambitieuses seront nécessaires pour s'assurer que la population puisse se maintenir aux niveaux actuels. En parallèle, un suivi de la population couplé si nécessaire à des mesures supplémentaires devra compléter le dispositif.

8.3 Sérotine commune

Le groupe des Sérotines et des Noctules fait partie des chauves-souris qui affectionnent les espaces dégagés et volent à une certaine hauteur au-dessus du sol. Ce type de comportement les rend plus sensibles aux éoliennes ce qui explique qu'elles sont souvent tuées par ces dernières. Leur niche écologique est donc sensiblement différente de celle de la Pipistrelle commune et il semblait donc intéressant d'évaluer l'impact possible des éoliennes sur ce type de chiroptère. Dans notre région, les noctules sont souvent migratrices et leurs populations ne sont donc pas connues. Le groupe des Sérotines compte les espèces suivantes: *Eptesicus serotinus*, *E. nilssonii* et *Vespertilio murinus*.

Ce groupe de chauves-souris est malheureusement assez mal connu en Suisse. La Sérotine commune (*E. serotinus*) est sédentaire chez nous, elle occupe vraisemblablement l'ensemble de l'arc jurassien, et c'est l'une des espèces les moins mal connues de ce groupe. Sa longévité est relativement importante et elle a, en comparaison avec d'autres espèces, un taux de reproduction plus faible, ce qui la rend plus sensible à une mortalité supplémentaire. De ce point de vue, c'est donc une espèce plus sensible que la Pipistrelle. C'est pourquoi, bien que ce ne soit pas habituellement l'espèce la plus touchée par les éoliennes, elle a été retenue comme exemple de ce groupe.

Les populations de Sérotine commune sont peu connues de manière générale et il est difficile d'estimer la population pour l'ensemble de la zone d'étude. La population du Val-de-Travers par contre est mieux connue; des recherches poussées ont permis dans cette région d'estimer de manière systématique le nombre de colonies de reproduction.

8.3.1 Estimation de la population

Nous avons repris les chiffres fournis par Blant et al. (2015) qui se basent sur la méthode établie par Speakman et al. (1991) pour déterminer le nombre de colonies de mise bas de sérotine commune pour le Val-de-Travers. Il s'agit en premier lieu de diviser le nombre de colonies de mise bas connus d'une espèce (Ce) par rapport au nombre total de gîtes pour lesquels l'espèce de chauve-souris a été déterminée (GTe). Ensuite, en multipliant ce ratio par le nombre total de gîtes découverts, toutes espèces confondues, (GT) dans la zone d'étude nous obtenons un nombre estimé de colonie de mise-bas (CeT) pour l'espèce considérée.

$$C_{eT} = \frac{C_e}{G_{Te}} \times G_T$$

La même démarche peut être appliquée pour calculer l'estimation du nombre total de gîtes d'une espèce (GeT).

$$G_{eT} = \frac{G_e}{G_{Te}} \times G_T$$

Nous avons ensuite estimé les tailles de population minimale pour le Val-de-Travers. Premièrement, nous avons estimé les tailles de population minimales des colonies de mise bas en multipliant le nombre estimé de colonies de mise bas par la taille moyenne des colonies de mise bas connues selon Speakman et al (1991).

Nous avons également estimé une densité de chauves-souris par km² en divisant le nombre de chauves-souris par la surface des carrés 5 km x 5 km occupé par les gîtes (Speakman et al., 1991; Jones et al., 1996).

La population de Sérotine communes pour le Val-de-Travers s'appuie sur des observations et est estimée à 168 individus environ:

Tabl. 41

Paramètre	Nombre
Nombre de gîtes connus	6
Nombre de colonies de mise bas connues	2
Fréquence des colonies de mise bas	0,33
Estimation du nombre de gîtes estivaux	7,5
Estimation du nombre de colonies de mise bas	2,5
Nombre de femelles comptées pour les colonies connues	82
Population estimées pour l'ensemble des colonies de mise bas	102,0
Population totale estimée	168,3
Densité de femelles par km ²	1,4
Densité de chauves-souris par km ²	2,2

Pour *Eptesicus serotinus*, il semble qu'il y a une certaine progression de la taille de population. L'espèce n'a jamais été documentée avant le début des années 2000. Par contre, nous observons une certaine stabilité la colonie de St-Sulpice découverte en 2010 et suivie depuis lors (environ 65 femelles comptées avant mise bas).

8.3.2 Collisions

Données et méthode

Nous ne disposons d'aucune donnée de mortalité spécifique pour la Sérotine commune.

Plusieurs travaux ayant étudié simultanément la mortalité et l'activité indiquent la présence de Sérotine commune dans les enregistrements ultrasonores, mais sans avoir trouvé de cadavre de cette espèce.

Par ailleurs, les données de mortalité à l'échelle européenne compilées par Dürr (2015) donnent un nombre de cadavres découverts pour la Sérotine commune de 88 sur un total de 6668 (état au 16.12.2015), soit un peu plus de 1 %. Il arrive fréquemment qu'à l'échelle nationale aucune chauve-

souris de cette espèce ne soit trouvée, alors qu'à l'inverse sa proportion dans les cadavres dépasse rarement 5 %.

Sur la base des enregistrements effectués en altitude sur 3 parcs situés autour du Val de Travers, on a pu prouver la présence de Sérotine commune dans les périmètres des futurs parcs. Sur cette même base, on peut estimer très approximativement la proportion de cris de Sérotine commune à 5–10 %, la première valeur étant la plus probable.

La mortalité probable de la Sérotine commune sera estimée sur la base de la mortalité totale proposée au ch. 8.1.3, diminuée proportionnellement aux deux proportions présentées ci-dessus.

Ce report souffre cependant de plusieurs limites:

- Il est très difficile d'estimer la proportion réelle de Sérotine commune par rapport aux autres espèces. En effet, tout d'abord les cris de la Sérotine commune ont une portée plus importante que ceux de la Pipistrelle, ce qui a pour conséquence une tendance à surestimer la proportion de la première par rapport à la seconde. En outre, il n'est pas possible de déterminer à l'espèce tous les cris enregistrés; il est notamment difficile de différencier la Sérotine commune des autres Sérotines ou des Noctules.
- La relation entre l'activité mesurée sur un site après la construction des éoliennes n'est pas forcément identique ou proportionnelle à celle mesurée avant leur construction.
- La relation entre l'activité mesurée depuis une éolienne et la mortalité constatée par la recherche des cadavres ne semble pas identique entre les différentes espèces (Exen et KJM 2010).

Résultats

La mortalité totale annuelle moyenne par éolienne a été estimée précédemment aux valeurs ci-dessous (ch. 8.1.3) :

Tabl. 42

	Mortalité annuelle moyenne estimée par éolienne		
	Min	Moyenne	Max
Toutes les espèces	8,0	13,2	18,4

Pour refléter la mortalité probable de la Sérotine commune, ces valeurs doivent être diminuées sur la base des coefficients suivants :

Tabl. 43

Proportion de Sérotine commune dans les études de mortalité en Europe	0–5 % en général
Proportion de Sérotine commune dans les enregistrements ultrasoniques (estimation !)	5–10 %

Sur cette base, la mortalité moyenne probable par année et par éolienne est la suivante :

Tabl. 44

	Mortalité annuelle moyenne estimée par éolienne		
	Min (1 %)	Moyenne (5 %)	Max (10 %)
<i>E. serotinus</i>	0,1	0,7	1,8

Les mêmes restrictions et limites que celles énoncées pour toutes les espèces s'appliquent également ici.

8.3.3 Influence du schéma prédéfini d'interruption

Données et méthode

Les données et la méthodologie sont identiques à celles du ch. 8.1.4.

Résultats

En appliquant les taux de réduction estimés au ch. 8.1.6, on obtient les résultats suivants :

Tabl. 45

	Min	Moyenne	Max
Nombre de Sérotines communes tuées en moyenne par éolienne et par année	0,002	0,088	0,448

Des quantités aussi basses ne sont quasiment plus mesurables sur le terrain, au moins jusqu'aux valeurs moyennes. Si, pour les valeurs basses, on peut estimer que pour cette espèce l'algorithme empêche toute mortalité, la prudence reste néanmoins de mise pour les valeurs «hautes»; dans certains cas, même une valeur absolue relativement faible de mortalité pourrait avoir des conséquences non négligeables sur cette espèce à longue durée de vie, particulièrement en cas d'impacts cumulés (grand nombre d'éoliennes concentrées dans une région). On tiendra compte cependant des mêmes restrictions émises au ch. 8.1.6, complétées par les incertitudes sur la proportion exacte de Sérotines.

8.3.4 Modèle de populations

Paramètres démographiques

Les paramètres démographiques de la sérotine commune proviennent principalement d'une étude sur 25 ans concernant 749 animaux marqués en Angleterre (Chauvenet et al. 2014).

Propension à se reproduire et nombre de jeunes

Les femelles mettent bas seulement à l'âge de 3–4 ans (Chauvenet et al. 2014). Dans les colonies de reproduction, presque toutes les femelles sont impliquées dans la reproduction (au maximum 1–6,6 % de femelles non reproductrices). Le nombre de jeunes par femelle s'élève normalement à 1 (Kurta (Kurta and Kunz 1987, Rachmatulina 1992, Chauvenet et al. 2014).

Pour notre modèle, nous admettons que 50 % des femelles âgées de 3 ans et toutes celles de 4 ans et plus mettent bas un jeune par année.

Survie et âge maximal

Chauvenet et al. (2014) estime dans deux sites différents des probabilités de survie apparentes d'en moyenne 0,72 et 0,8 pour les immatures, c'est-à-dire pour les femelles non reproductrices. Parmi les adultes, les femelles reproductrices ont des probabilités de survie de 0,75 et 0,77. En Azerbaïdjan, des probabilités de survie étonnamment élevées (plutôt irréalistes) de 0,93 sont données pour les jeunes (Rachmatulina 1992), dans la Hesse (D) de 0,95, tandis qu'en Hollande elles s'élevaient à 0,79 et 0,71 en 1971 et 1978 (Braun and Dieterlen 2003).

Nous avons calculé le modèle de population pour différents scénarios de probabilité de survie des adultes entre 0,7 et 0,9.

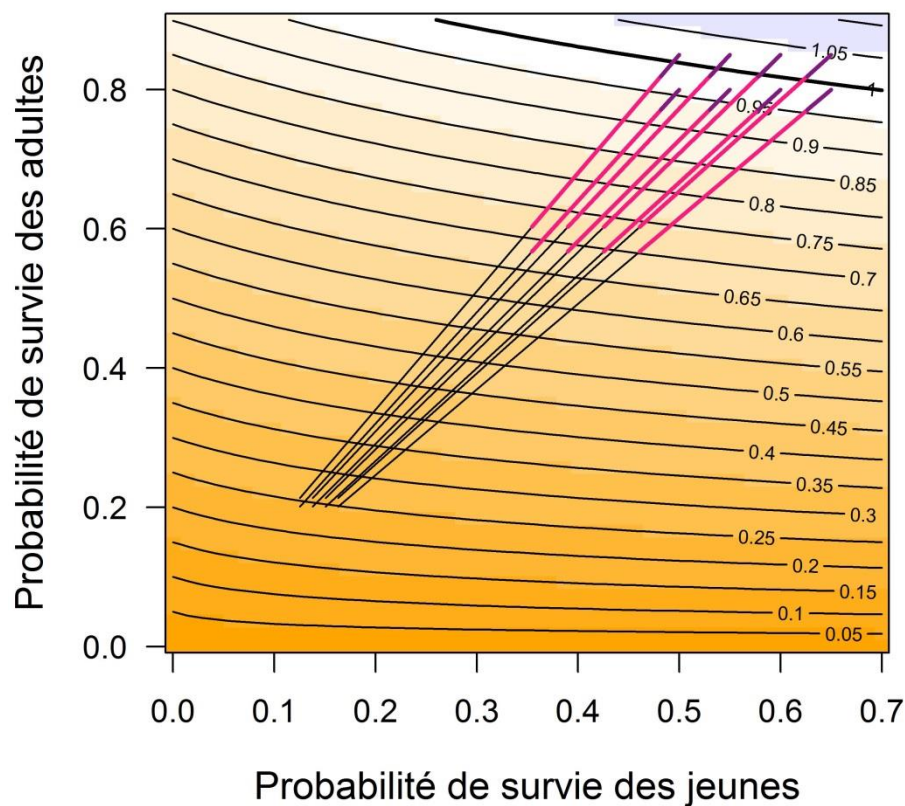
Mortalité additionnelle

Nous supposons que *E. serotinus* ne vit que dans le val de Travers et qu'elle peut entrer en collision avec des éoliennes, qui se trouvent dans un périmètre aux alentours du val de Travers. Il y a 69 éoliennes; le nombre total de collisions s'élève ainsi à 48,3 ($69 \times 0,7$; maximum $69 \times 1,8 = 124,2$) si aucun algorithme d'arrêt n'est utilisé, mais seulement à 6,07 ($69 \times 0,088$), si un algorithme d'arrêt est utilisé. Il faut donc s'attendre à une mortalité additionnelle moyenne de 28,7% (par rapport à la population totale de 168.3 individus) sans algorithme et de 3,6 % (par rapport à la population totale de 168.3 individus) avec algorithme d'arrêt.

Dans les modèles de populations déterministes, le taux de croissance d'une population est directement influencé par la mortalité additionnelle. Nous visualisons la puissance de cette influence dans le décalage des probabilités de survie avec des mortalités additionnelles attendues avec et sans un système d'arrêt ($6,5 \text{ ms}^{-1}$). Nous admettons que toutes les classes d'âge sont concernées par la mortalité additionnelle.

Résultats et discussion

Le taux de croissance de la sérotine commune est plus fortement déterminé par la survie des femelles adultes que par la survie des immatures (Fig. 50). Comme la population actuelle augmente quelque peu, il faut considérer que les taux de survie des adultes se situent autour de 0,85. Ceci entraîne un taux de croissance positif pour tous les scénarios des taux de survie des jeunes (0,5 bis 0,7).



*Fig. 50. Taux de croissance de la population de la sérotine commune *E. serotinus* d'après la probabilité de survie des adultes (axe x et y). Les traits violets illustrent les données de la littérature sur les probabilités de survie. Les traits violet clair montrent jusqu'où seraient repoussées les probabilités de survie avec une mortalité additionnelle attendue (moyenne) si un système d'arrêt n'est pas implémenté et quel serait le taux de croissance. Les lignes noires fines montrent la même chose pour la mortalité additionnelle maximale. Les traits violet foncé montrent les effets si un système d'arrêt (6.5 ms^{-1}) est opérationnel. Les taux de croissance de population au-dessus de 1 sont colorés en bleu, ceux en dessous de 1 en orange.*

8.3.5 Effet attendus des collisions sur la population des sérotines communes

Les taux de survie ainsi que les taux de croissance de la population diminuent fortement à cause de la mortalité attendue due aux éoliennes (Fig. 50). Si on accepte les valeurs maximales et moyennes des collisions attendues, le taux de croissance se réduit si massivement qu'on doit calculer avec une disparition rapide de la population. Si un algorithme d'arrêt est utilisé, l'effet négatif diminue très fortement. Cependant, les populations commencent à diminuer selon tous les scénarios, sauf avec un taux de croissance < 1 (taux de survie des adultes = 0,85; taux de survie des juvéniles = 0,7).

8.3.6 Synthèse des mesures

Mesures d'évitement

Eurobats (Rodrigues et al., 2014) recommande une distance d'évitement de 200 m au minimum entre les éoliennes (extérieur des rotors) et tout habitat spécialement favorable aux chauves-souris comme des réseaux de haies, allées d'arbres, plans d'eau et cours d'eau. La Sérotine commune chasse en particulier le long de ce type de structures paysagères et apprécie particulièrement les lisières.

Les études d'impact concernant les projets éoliens doivent évaluer la présence potentielle de gîtes de reproduction de chauves-souris et en particulier de grandes espèces comme la Sérotine commune. La Sérotine commune fréquente en général des terrains de chasse qui sont situés à moins de 7,4 km en vol direct du gîte de reproduction (Robinson & Stebbings, 1997). L'implantation d'éoliennes à proximité des quartiers connus de Sérotine commune augmente le risque de collision et une distance minimale devrait être respectée: en l'absence de recommandations détaillées, les études menées dans le cadre de chaque projet doivent se pencher individuellement sur cette question. Une recherche systématique des gîtes de la Sérotine commune et des autres espèces de haut-vol est à recommander.

Mesures de minimisation des collisions

Les mêmes mesures de minimisation que pour la Pipistrelle commune peuvent être mises en place, notamment un algorithme d'arrêt.

Mesures de compensations

La Sérotine commune forme des colonies de reproduction qui occupent souvent des bâtiments (combles), et peuvent donc être affectées par des changements d'affectation et des rénovations. Les mêmes mesures de conservation des colonies existantes et d'aménagement de nouveaux gîtes que la Pipistrelle commune sont donc recommandées.

Peste et al. (2015) cite comme mesure favorable aux Sérotines la création d'étangs dans des zones ouvertes, qui profitent en particulier aux espèces de haut vol (sérotine et noctules). Le maintien et la promotion de structures dans le paysage fait également partie des mesures envisageables.

8.3.7 Synthèse et recommandations pour la sérotine commune

La Sérotine commune est victime de collisions avec les éoliennes en Europe (Dürr, 2015). La population de Sérotine commune est probablement en légère augmentation, mais l'espèce, au vu de sa longévité, est sensible à toute mortalité additionnelle et elle est classée actuellement comme vulnérable sur la liste rouge (Bohnenstengel et al., 2014).

Les données concernant la Sérotine commune dans la région sont lacunaires et il est difficile d'avoir une vue d'ensemble à l'échelle de la zone d'étude. Les populations du Val-de-Travers sont mieux connues et ont été utilisées pour modéliser le nombre de collisions.

Sans mesure d'évitement, le modèle prévoit un nombre important de collisions. Comme la Sérotine commune est une espèce sensible à toute hausse de la mortalité additionnelle, il faut s'attendre à une diminution drastique de la population si toutes les éoliennes sont construites. Même en mettant en place un algorithme d'arrêt prédéfini ($6,5 \text{ m s}^{-1}$), il est probable que la population diminue.

L'incertitude concernant la grandeur de la population, la densité, la démographie et le nombre de collisions pour la Sérotine commune est grande et des connaissances complémentaires seraient nécessaires pour pouvoir prédire plus précisément l'influence des éoliennes sur cette espèce dans la zone d'étude. Malgré ces incertitudes, l'étude montre clairement que l'influence négative des parcs pourrait être fortement diminuée en cas de mise en place d'un algorithme d'arrêt prédéfini comme celui proposé par le canton de Vaud dans ses directives.

Vu l'incertitude régnant au sujet des paramètres démographiques de la population concernée, il n'est pas possible de fixer ici une mortalité additionnelle maximale supportable, qui doit dans tous les cas être limitée à quelques pourcents. En plus des mesures de réduction, des mesures de compensation ambitieuses seront nécessaires pour s'assurer que la population puisse se maintenir aux niveaux actuels. En parallèle, un suivi de la population couplé si nécessaire à des mesures supplémentaires devra compléter le dispositif.

8.4 Espèce curieuse

Plutôt que d'espèce curieuse, il faudrait parler de comportement plus ou moins curieux selon les espèces. De nombreuses études (citées dans Schuster et al. 2015) ont rapporté un comportement d'attraction de la part des chauves-souris pour les éoliennes. Ce comportement peut être lié à la recherche de nourriture, de partenaire sexuel ou de gîte. Il est certainement indispensable de tenir compte de ce facteur d'attraction dans les modèles «mécaniques» qui tentent de rendre compte de la mortalité sur la base du comportement des animaux.

En ce qui concerne les études de mortalité effective, qui sont à la base de ce chapitre, l'influence de ce comportement est déjà incluse dans les résultats qui sont le reflet et la résultante de nombreux facteurs plus ou moins bien connus.

Pour cette raison, ce paramètre ne fera pas l'objet d'une analyse spécifique dans cette partie.

9. Bibliographie

- Aebischer, A. 2009. Der Rotmilan. Haupt Verlag, Bern.
- Åhlen, P.-A., T. Willebrand, K. Sjöberg, and M. Hörnell-Willebrand. 2013. Survival of female capercaillie *Tetrao urogallus* in northern Sweden. *Wildlife Biology* 19:368–373.
- Allen, G. M. 1939. Bats. Dover Publications, New York.
- Arlettaz, R., G. Berthoud, and M. Desfayes. 1999. Tendances démographiques opposées chez deux espèces sympatriques de chauves-souris, *Rhinolophus hipposiderus* et *Pipistrellus pipistrellus*: un possible lien de cause à effet? *Le Rhinolophe* 13:35–41.
- Arnett, E. B., and E. F. Baerwald. 2013. Impacts of Wind Energy Development on Bats: Implications for Conservation. Pages 435–456 in R. A. Adams and S. C. Pedersen, editors. *Bat Evolution, Ecology and Conservation*. Springer Sciences+Business Media, New York.
- Arnett, E. B., Hein, C. D., Schirmacher, M. R., Huso, M. M. P., & Szewczak, J. M. (2013). Evaluating the Effectiveness of an Ultrasonic Acoustic Deterrent for Reducing Bat Fatalities at Wind Turbines. *PLoS ONE*, 8(6), e65794. doi:10.1371/journal.pone.0065794.
- Arnett, E. B., Huso, M. M. P., Schirmacher, M. R., & Hayes, J. P. (2011). Altering turbine speed reduces bat mortality at wind-energy facilities. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(4), 209–214. doi:10.1890/100103.
- Aschwanden, J., S. Wanner, and F. Liechti. 2015. Investigation on the effectivity of bat and bird detection by the DTBird-system at a wind turbine: Final Report Bird Detection. Sempach.
- Baerwald, E. F., J. Edworthy, M. Holder, and R. M. R. Barclay. 2009. A large-scale mitigation experiment to reduce bat fatalities at wind energy facilities. *Journal of Wildlife Management* 73:1077–1081.
- BAFU. 2011. Liste der National Prioritären Arten. Arten mit nationaler Priorität für die Erhaltung und Förderung. Stand 2010. Bundesamt für Umwelt, Bern.
- Band, W., M. Madders, and D. P. Whitfield. 2007. Developing field and analytical methods to assess avian collision risk at wind farms Pages 259–275 in M. de Lucas, G. F. E. Janss, and M. Ferrer, editors. *Birds and wind farms: risk assessment and mitigation*. Quercus, Madrid, Spain.
- Barclay, R. M. R., J. Ulmer, C. J. A. MacKenzie, M. S. Thompson, L. Olson, J. McCool, E. Cropley, and G. Poll. 2004. Variation in the reproductive rate of bats. *Canadian Journal of Zoology* 82:688–693.
- Barlow, K. E., P. A. Briggs, K. A. Haysom, A. M. Hutson, N. L. Lechiara, P. A. Racey, A. L. Walsh, and S. D. Langton. 2015. Citizen science reveals trends in bat populations: The National Bat Monitoring Programme in Great Britain. *Biological Conservation* 182:14–26.
- Bastos, R., A. Pihnanos, M. Santos, R. F. Fernandes, J. R. Vicente, F. Morinha, J. P. Honrado, P. Travassos, P. Barros, and J. A. Cabral. 2015. Evaluating the regional cumulative impact of wind farms on birds: how can spatially explicit dynamic modelling improve impact assessments and monitoring? *Journal of Applied Ecology* online.
- Bauer, H.-G., E. Bezzel, and W. Fiedler. 2005. *Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Alles über Biologie, Gefährdung und Schutz. Nonpasseriformes-Nichtsperrlingsvögel*. AULA-Verlag, Wiebelsheim.
- Bauer, H.-G., E. Bezzel, and W. Fiedler. 2005. *Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Alles über Biologie, Gefährdung und Schutz. Passeriformes - Sperrlingsvögel*. AULA-Verlag, Wiebelsheim.
- BBOP. 2012. Resource paper: limits to what can be offset. Washington, D.C.

- Begon, M., J. L. Harper, and C. R. Townsend. 1991. *Ökologie, Individuen, Populationen, Lebensgemeinschaften*. Birkhäuser Verlag, Basel, Boston, Berlin.
- Behr, O. & Helvesen, O.v., 2006 Gutachten zur Beeinträchtigung im freien Luftraum jagender und ziehender Fledermäuse durch bestehende Windkraftanlagen. - Wirkungskontrolle zum Windpark 'Roßkopf' (Freiburg i.Br.) im Jahr 2005. Unveröffentlichtes Gutachten der Friedrich-Alexander-Universität Erlangen-Nürnberg, Institut für Zoologie II, im Auftrag der regiowind GmbH & Co. Freiburg KG
- Behr, O., L. Baumbauer, K. Hochradel, J. Hurst, J. Mages, M. Nagy, F. Korner-Nievergelt, I. Niermann, H. Reers, R. Simon, N. Weber, and R. Brinkmann. 2015. "Bat-friendly" operation of wind turbines - the current status of knowledge and planning procedures in Germany. Pages March 10–12, 2015, Berlin in C. o. W. e. a. W. impacts, editor., Berlin.
- Beissinger, S. R. 2002. *Population Viability Analysis*. The University of Chicago Press, Chicago.
- Bellebaum, J., C. Grieger, R. Klein, U. Köppen, J. Kube, R. Neumann, A. Schulz, H. Sordyl, and H. Wendeln. 2008. Ermittlung artbezogener Erheblichkeitsschwellen von Zugvögeln für das Seegebiet der südwestlichen Ostsee bezüglich der Gefährdung des Vogelzuges im Zusammenhang mit dem Kollisionsrisiko an Windenergieanlagen., Neu Broderstorf.
- Bellebaum, J., F. Korner-Nievergelt, T. Dürr, and U. Mammen. 2013. Wind turbine fatalities approach a level of concern in a raptor population. *Journal for Nature Conservation* 21:394–400.
- BirdLife, I. 2004. *Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status*. BirdLife International, Cambridge UK.
- BirdLife_International. 2015. *European Red List of Birds*. Luxembourg.
- Blant, J.-D., Bohnenstengel, T., Uldry, V., Jaberg, C. 2015. Chauves-souris et éoliennes: Etat initial des populations de chiroptères sur les sites d'implantations d'éoliennes du canton de Neuchâtel. Rapport inédit sur mandat du canton de Neuchâtel et de l'OFEV. 85 p.
- Bohnenstengel, T., Jaberg, C., Uldry, V., & Blant, J.-D. (2016). Chauves-souris et éoliennes. Etat initial des populations de chiroptères sur les sites d'implantations d'éoliennes du canton de Neuchâtel. La Chaux-de-Fonds.
- Bollmann, K., P. Mollet, and R. Ehrbar. 2013. The Capercaillie Tetrao urogallus in Alpine habitats: distribution, population size, habitat use and management. *Vogelwelt* 134:19–28.
- Braun, M., and F. Dieterlen. 2003. *Die Säugetiere Baden-Württembergs*. Band 1. Ulmer, Stuttgart.
- Braunisch, V., and R. Suchant. 2013. Aktionsplan Auerhuhn Tetrao urogallus im Schwarzwald: Ein integratives Konzept zum Erhalt einer überlebensfähigen Population. *Vogelwelt* 41:29–41.
- Braunisch, V., J. Coppes, S. Bächle, and R. Suchant. 2015. Underpinning the precautionary principle with evidence: A spatial concept for guiding wind power development in endangered species' habitats. *Journal for Nature Conservation* in press.
- Bright, J., R. Langston, R. Bullman, R. Evans, S. Gardner, and J. Pearce-Higgins. 2008. Map of bird sensitivities to windfarm in Scotland: A tool to aid planning and conservation. *Biological Conservation* 141:2342–2356.
- Brinkmann, R., O. Behr, I. Niermann, and M. Reich. 2011. Entwicklung von Methoden zur Untersuchung und Reduktion des Kollisionsrisikos von Fledermäusen an Onshore-Windenergieanlagen. Cuvillier Verlag, Göttingen.
- Bruderer, B., and A. Boldt. 2001. Flight characteristics of birds: I. radar measurements of speeds. *Ibis* 143:178–204.
- Brüngger, M., and F. Estoppey. 2008. Exigence écologiques de la Bécasse des bois Scolopax rusticola dans les Préalpes de Suisse occidentale. *Nos Oiseaux* 55:3–22.

- Brüngger, M., F. Estoppey, P. Mollet, A. Gerber, and R. Spaar. 2007. La bécasse des bois sur le Plateau suisse – une disparition documentée. Sempach.
- Caswell, H. 2001. Matrix population models. Construction, analysis, and interpretation. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.
- Chauvenet, A. L. M., A. M. Hutson, G. C. Smith, and J. N. Aegerter. 2014. Demographic variation in the U.K. serotine bat: filling gaps in knowledge for management. *Ecology and Evolution* 19:3820–3829.
- Craighead, J. J., and F. C. Craighead. 1969. Hawks, Owls and Wildlife.
- Cryan, P. M., P. M. Gorresen, C. D. Hein, M. R. Schirmacher, R. H. Diehl, M. M. Huso, D. T. S. Hayman, P. D. Fricker, F. J. Bonaccorso, D. H. Hohnson, K. Heist, and D. C. Dalton. 2014. Behavior of bats at wind turbines. *PNAS early edition*:1–6.
- Dändliker G., P. Durand, N. Naceur, and C. Neet. 1996. Contribution à l'étude et à la protection des Grands tétras du Jura vaudois. *Mémoires de la Société Vaudoise des Sciences Naturelles* 19:175–236.
- Danielson, J. J., and D. B. Gesch. 2011. Global multi-resolution terrain elevation data 2010 (GMTED2010): U.S. Geological Survey Open-File Report 2011–1073. <http://pubs.usgs.gov/of/2011/1073:26>.
- De Lucas, M., G. F. E. Janss, D. P. Whitfield, and M. Ferrer. 2008. Collision fatality of raptors in wind farms does not depend on raptor abundance. *Journal of Applied Ecology* 45:1695–1703.
- Delarze, R., and A. Maibach. 2009. Espèces forestières prioritaires. Bécasse des bois. Fiche d'action No 2. Lausanne.
- Dietz, C., O. von Helvesen, and D. Nill. 2009. Bats of Britain, Europe & Northwest Africa. A & C Black Publishers, London.
- Dorka, U., F. Straub, and J. Trautner. 2014. Windkraft über Wald - kritisch für die Waldschneepfenbalz? *Naturschutz und Landschaftsplanung* 46:69–78.
- Dürr T. 2015. Fledermausverluste an Windenergieanlagen / bat fatalities at windturbines in Europe. Internet: <http://www.lugv.brandenburg.de/cms/detail.php/bb1.c.312579.de>.
- Dürr, T. 2015. Vogelverluste an Windenergieanlagen. Daten aus der zentralen Fundkartei der Staatlichen Vogelschutzwarte., <http://www.lugv.brandenburg.de/cms/detail.php/bb1.c.312579.de>.
- Eichhorn, M., K. Johst, R. Seppelt, and M. Drechsler. 2012. Model-based estimation of collision risks of predatory birds with wind turbines. *Ecology and Society* 17:1.
- Erickson, W. P., M. M. Wolfe, J. B. Kimberly, D. H. Johnson, and J. L. Gehring. 2014. A Comprehensive Analysis of Small-Passerine Fatalities from Collision with Turbines at Wind Energy Facilities. *PLoS ONE* 9: e107491.
- Estoppey, F. 2001a. Le déclin de la population de Bécasse des bois *Scolopax rusticola* du Jorat (Vaud, Suisse). *Nos Oiseaux* 48:83–92.
- Estoppey, F. 2001b. Suivi démographique des populations nicheuses de Bécasse des bois *Scolopax rusticola* en Suisse occidentale de 1989 à 2000. *Nos Oiseaux* 48:105–112.
- Estoppey, F. 2004. Enquête sur la croule de la Bécasse des bois (*Scolopax rusticola*) en Suisse romande. Yverne.
- Estoppey, F., P. Patthey, and G. Lelay. 2009. Cartes de répartition potentielle de la bécasse dans la canton de Vaud. Service des forêts et de la faune, Canton de Vaud, Lausanne.
- Etat de Vaud, Direction générale de l'environnement. 2013. Directives cantonales pour l'installation d'éoliennes de hauteur totale supérieure à 30 mètres. Version 3.3, juillet 2013.

- Eurobats 2012. Doc.EUROBATS.AC17.6 17th Meeting of the Advisory Committee Dublin, Ireland, 15 – 17 May 2012 Report of the IWG on Wind Turbines and Bat Populations.
- Eurobats 2015. 20th Meeting of the Advisory Committee Budva, Montenegro, 20–23 March 2015. Report of the IWG on Wind Turbines and Bat Populations.
- Eurobats 2016: Fichier de synthèse européenne du Groupe international de travail "Chauves-souris et éoliennes" de l'Accord relatif à la Conservation des Populations de Chauves-souris d'Europe (PNUE/ EUROBATS).
- Exen et KJM. 2010. Eoliennes et chauves-souris. Séminaire national Eolien / Biodiversité. Reims, 16/09/10.
- Ferrand, Y., and F. Gossmann. 2009. La Bécasse des bois. Histoire naturelle. Effet de L edition, Saint-Lucien.
- Gerber, A. 2010. Alouette lulu dans le Parc régional Chasseral : activités 2006–2010.
- Gerber, A., S. Müller, T. Schwaller, H. Schmid, and R. Spaar. 2006. Répartition de l'Alouette lulu *Lullula arborea* dans le Jura Suisse, Situation actuelle et évolution depuis la fin des années 1970. *Nos Oiseaux* 53:131–144.
- Gerell, R., and K. Lundberg. 1990. Sexual differences in survival rates of adult pipistrelle bats (*Pipistrellus pipistrellus*) in South Sweden. *Oecologia* 83:401–404.
- Glutz von Blotzheim, U. N., and K. M. Bauer. 1980. *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. Vol. 9. 13 vols. (Columbiformes - Piciformes.). Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden.
- Glutz von Blotzheim, U. N., K. M. Bauer, and E. Bezzel. 1973. *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*, Frankfurt a.M.
- González, M. A., and V. Ena. 2011. Cantabrian Capercaillie signs disappeared after a wind farm construction. *Chioglossa* 3:65–74.
- González, M. A., S. García-Tejero, E. Wengert, and B. Fuertes. 2015. Severe decline in Cantabrian Capercaillie *Tetrao urogallus cantabricus* habitat use after construction of a wind farm Bird Conservation International Available on CJO 2015 doi:10.1017/S0959270914000471.
- Grimm, V., and I. Storch. 2000. Minimum viable population size of capercaillie *Tetrao urogallus*: results from a stochastic model. *Wildlife Biology* 6:219–225.
- Grodsky Steven M., Behr Melissa J., Gendler Andrew, Drake David, Dieterle Byron D., Rudd Robert J., Walrath Nicole L.. Investigating the causes of death for wind turbine-associated bat fatalities. *Journal of Mammalogy* Oct 2011: Vol. 92, Issue 5, pg(s) 917–925.
- Guegnard & Condette. 2013. Retour sur 10 années de suivi de mortalité en Vendée. http://eolien-biodiversite.com/IMG/pdf/presentation_seminaire_sansfg.pdf, téléchargement du 10.02.2016.
- Haller, H. 1996. Der Steinadler in Graubünden, Langfristige Untersuchungen zur Populationsökologie von *Aquila chrysaetos* im Zentrum der Alpen. Vol. Beiheft 9. Der Ornithologische Beobachter, Ala, Schweizerische Gesellschaft für Vogelkunde und Vogelschutz.
- Hanagasioglu Mehmet, Aschwanden Janine, Bontadina Fabio, de la Puente Nilsson Marcos, 2015. Investigation of the effectiveness of bat and bird detection of the DTBat and DTBird systems at Calandawind turbine. OFEN 2015.
- Hein, C.D., Gruver, J. & Arnett, E.B. (2013) Relating pre-construction bat activity and post-construction bat fatality to predict risk at wind energy facilities: a synthesis (A report submitted to the National Renewable Energy Laboratory). Bat Conservation International, Austin, Texas, USA.
- Heuck, C., R. Brandl, J. Albrecht, and T. K. Gottschalk. 2013. The potential distribution of the Red Kite in Germany. *Journal of Ornithology* 154: 911–621.

- Hirons, G. 1983. A five-year study of the breeding behaviour and biology of the Woodcock in England - a first report. Pages 51–67 in H. Kalchreuter, editor. Proceedings of the 2nd European Woodcock and Snipe Workshop. IWRB, Slimbridge.
- Hoodless, A. N., J. G. Inglis, J.-P. Doucet, and N. J. Aebischer. 2008. Vocal individuality in the roding calls of Woodcock *Scolopax rusticola* and their use to validate a survey method. *Ibis* 150:80–89.
- Horch, P., H. Schmid, J. Guélat, and F. Liechti. 2013. Carte suisse des conflits potentiels entre l'énergie éolienne et les oiseaux: partie oiseaux nicheurs, hôtes de passage et réserves naturelles OROEM. Mise à jour 2013. Page 79, Sempach.
- Horch, P., H. Schmid, J. Guélat, and F. Liechti. 2013. Konfliktpotenzialkarte Windenergie – Vögel Schweiz: Teilbereich Brutvögel, Gastvögel und Vogelschutzgebiete gemäss WZVV. Erläuterungsbericht. Aktualisierung 2013. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.
- Horch, P., H. Schmid, J. Guélat, and F. Liechti. 2013a. Carte suisse des conflits potentiels entre l'énergie éolienne et les oiseaux: partie oiseaux nicheurs, hôtes de passage et réserves naturelles OROEM. Mise à jour 2013. Page 79, Sempach.
- Horch, P., H. Schmid, J. Guélat, and F. Liechti. 2013b. Konfliktpotenzialkarte Windenergie – Vögel Schweiz: Teilbereich Brutvögel, Gastvögel und Vogelschutzgebiete gemäss WZVV. Erläuterungsbericht. Aktualisierung 2013. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.
- Hötter, H., O. Krone, and G. Nehls. 2013. Greifvögel und Windkraftanlagen: Problemanalyse und Lösungsvorschläge. Schlussbericht für das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Michael-Otto-Institut im NABU, Leibniz-Institut für Zoo- und Wildtierforschung, BioConsult SH, Bergenhusen, Berlin, Husum.
- Hughes, P. M., J. R. Speakman, G. Jones, and P. A. Racey. 1989. Suckling behaviour in the pipistrelle bat (*Pipistrellus pipistrellus*). *Journal of Zoology* 219:665–670.
- Hürka, L. 1966. Beitrag zur Bionomie, Ökologie und zur Biometrik der Zwergfledermaus (*Pipistrellus pipistrellus* Schreber, 1774) (Mammalia: Chiroptera) nach den Beobachtungen in Westböhmen. *Acta Soc. Zool. Bohem.* 30:334–346.
- Huso M.M.P., D.H. Dalthorp, D.A. Dail & L.J. Madsen. 2014. Estimating wind-turbine caused bird and bat fatality when zero carcasses are observed. *Ecological Applications*. DOI: 10.1890/14-0764.1.
- Jenny, D. 1992. Bruterfolg und Bestandsregulation einer alpinen Population des Steinadlers *Aquila chrysaetos*. *Der Ornithologische Beobachter* 89:1–43.
- Joveniaux, A. 1993. Atlas des oiseaux nicheurs du Jura. Groupe Ornithologique du Jura.
- Keller, V., R. Ayé, W. Müller, R. Spaar, and N. Zbinden. 2010. Die prioritären Vogelarten der Schweiz: Revision 2010. *Der Ornithologische Beobachter* 107:265–285.
- Kelm, D. H., Lenski, J., Kelm, V., Toelch, U., & Dziock, F. (2014). Seasonal Bat Activity in Relation to Distance to Hedgerows in an Agricultural Landscape in Central Europe and Implications for Wind Energy Development. *Acta Chiropterologica*, 16(1), 65–73. doi:10.3161/150811014X683273.
- Knobloch, H. 1981. Zur Verbreitung, Bestandsentwicklung und Fortpflanzung der Uhus (*Bubo b. bubo* [L.]) in der Deutschen Demokratischen Republik. *Faunistische Abhandlungen, Staatliches Museum für Tierkunde in Dresden* 8:9–49.
- Korner-Nievergelt, F., O. Behr, I. Niemann und R. Brinkmann. 2011. Schätzung der Zahl verunglückter Fledermäuse an Windenergieanlagen mittels akustischer Aktivitätsmessungen und modifizierter N-mixture Modelle. In Brinkmann et al. 2011.
- Krapp, F. 2011. Die Fledermäuse Europas. Aula-Verlag, Wiebelsheim.

- Kurta, A., and T. H. Kunz. 1987. Size of bats at birth and maternal investment during pregnancy. *Symp. zool. Soc. Lond.* 57:79–106.
- Lande, R. 1993. Risks of population extinction from demographic and environmental stochasticity and random catastrophes. *American Naturalist* 142:911–927.
- Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten (LAG VSW). 2015. Abstandsempfehlungen für Windenergieanlagen zu bedeutsamen Vogel Lebensräumen sowie Brutplätzen ausgewählter Vogelarten. Karlsruhe und weitere.
- Langgemach, T., and T. Dürr. 2014. Informationen über Einflüsse der Windenergienutzung auf Vögel. <http://www.lugv.brandenburg.de/cms/media.php/lbm1.a.3310.de>.
- Leslie, P. H. 1945. On the use of matrices in certain population mathematics. *Biometrika* 33:183–212.
- Leuzinger Y., Lugon A. et Bontadina F. 2008. Eoliennes en Suisse. Mortalité de chauves-souris. Rapport avril 2008. OFEV et OFEN.
- Leuzinger, Y., L. A., and F. Bontadina. 2008. Eoliennes en Suisse. Mortalité des chauves-souris., Office fédérale de l'énergie et Office fédéral de l'environnement, Berne.
- Linden, H. 1981. Estimation of juvenile mortality in the Capercaillie, *Tetrao urogallus*, and the Black Grouse, *Tetrao tetrix*, from indirect evidence. *Finn. Game Res.* 39:33–51.
- Mallord, J. W., P. M. Dolman, A. Brown, and W. J. Sutherland. 2007. Quantifying density dependence in a bird population using human disturbance. *Oecologia* 153:49–56.
- Mammen, K., U. Mammen, and A. Resetaritz. 2013. Rotmilan. Pages 13–100 in H. Hötter, O. Krone, and G. Nehls, editors. *Greifvögel und Windkraftanlagen: Problemanalyse und Lösungsvorschläge. Schlussbericht für das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Michael-Otto-Institut im NABU, Leibniz-Institut für Zoo- und Wildtierforschung, BioConsult, Bergenhusen, Berlin, Husum.*
- Mammen, U., and M. Stubbe. 2002. Jahresbericht 2001 zum Monitoring Greifvögel und Eulen Europas. *Jber. Monit. Greifvögel Eulen Europas* 14:1–111.
- Marti, C. 1986. Verbreitung und Bestand des Auerhuhns *Tetrao urogallus* in der Schweiz. *Der Ornithologische Beobachter* 83:67–70.
- Martínez, J. A., D. Serrano, and I. Zuberogoitia. 2003. Predictive Models of Habitat Preferences for the Eurasian Eagle Owl *Bubo bubo*: A Multiscale Approach. *Ecography* 26:21–28.
- Masden, E. A., A. McCluskie, E. Owen, and R. H. W. Langston. 2015. Renewable energy developments in an uncertain world: the case of offshore wind and birds in the UK. *Mar. Policy* 51:169–172.
- Masden, E. A., and A. S. C. P. Cooc. 2016. Avian collision risk models for wind energy impact assessments. *Environmental Impact Assessment Review*:56.
- Maumary, L., L. Vallotton, and P. Knaus. 2007. Die Vögel der Schweiz. Schweizerische Vogelwarte, Sempach und Nos Oiseaux, Montmolin.
- Mayfield, H. F. 1975. Suggestions for calculating nest success. *Wilson Bulletin* 87:456–466.
- Meschede, A., Heller K. G., Leitzl, R. (2000) Ökologie und Schutz von Fledermäusen in Wäldern unter besonderer Berücksichtigung wandernder Arten: Teil I des Abschlussberichtes zum Forschungs- und Entwicklungsvorhaben "Untersuchungen und Empfehlungen zur Erhaltung der Fledermäuse in Wäldern". Münster: Bundesamt für Naturschutz. Seiten: 374, XVI p. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz (H. 66) ISBN 3784336051.
- Mollet, P. 2015. La bécasse des bois (*Scolopax rusticola*) en Suisse – Synthèse 2014. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.

- Mollet, P., B. Badilatti, K. Bollmann, R. F. Graf, R. Hess, H. Jenny, B. Mulhauser, A. Perrenoud, F. Rudmann, S. Sachot, and J. Studer. 2003. Verbreitung und Bestand des Auerhuhns *Tetrao urogallus* in der Schweiz 2001 und ihre Veränderungen im 19. und 20. Jahrhundert. *Der Ornithologische Beobachter* 100:67–86.
- Mollet, P., B. Stadler, and K. Bollmann. 2008. Aktionsplan Auerhuhn Schweiz. Artenförderung Vögel Schweiz. Bern, Sempach und Zürich.
- Mollet, P., M. Kéry, B. Gardner, G. Pasinelli, and J. A. Royle. 2015. Estimating Population Size for Capercaillie (*Tetrao urogallus* L.) with Spatial Capture-Recapture Models Based on Genotypes from One Field Sample. *PLoS ONE* 10: e0129020.
- Montadert, M. 2013. Statu actuel et variations d'abondance du grand tétras *Tetrao urogallus* dans le massif Jurassien Français. *Alauda* 81:1–18.
- Morán-Luis, M., A. Fameli, B. Blanco-Fontao, A. Fernández-Gil, R. Rodríguez-Muñoz, M. Quevedo, P. Mirol, and M.-J. Bañuelos. 2014. Demographic Status and Genetic Tagging of Endangered Capercaillie in NW Spain. *PLoS ONE* 9: e99799.
- Morris, W. F., and D. F. Doak. 2002. Quantitative conservation biology. Sinauer, Sunderland, Massachusetts, USA.
- Moss, R., N. Picozzi, R. W. Summers, and D. Baines. 2000. Capercaillie *Tetrao urogallus* in Scotland - demography of a declining population. *Ibis* 142:259–267.
- Mougeot, F., J. T. Garcia, and J. Viñuela. 2011. Breeding biology, behaviour, diet and conservation of the red kite (*Milvus milvus*), with particular emphasis on Mediterranean populations. in I. Zuberogoitia and J. E. Martinez, editors. Ecology and conservation of European dwelling forest raptors and owls. Editorial Diputacion Foral de Vizcaya, Bilbao.
- Mulhauser, B., and J.-D. Blant. 2007. Les oiseaux nicheurs du canton de Neuchâtel. Muséum d'histoire naturelle, Neuchâtel, Musée d'histoire naturelle, La Chaux-de-Fonds, Nos Oiseaux, Société romande pour l'étude et la protection des oiseaux, Montmolin.
- Nachtigall, W. 2008. Der Rotmilan (*Milvus milvus*, L. 1758) in Sachsen und Südbrandenburg – Untersuchungen zu Verbreitung und Ökologie. Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Halle (Saale).
- Newton, I., P. E. Davis, and I. E. Davis. 1989. Age of first breeding, dispersal and survival of Red Kites *Milvus milvus* in Wales. *Ibis* 131:16–21.
- Nicholls, B., & Racey, P. a. (2007). Bats avoid radar installations: Could electromagnetic fields deter bats from colliding with wind turbines? *PLoS ONE*, 2(3). doi:10.1371/journal.pone.0000297.
- Niedersächsischer Landkreistag. 2011. Naturschutz und Windenergie. Hinweise zur Berücksichtigung des Naturschutzes und der Landschaftspflege sowie zur Durchführung der Umweltprüfung und Umweltverträglichkeitsprüfung bei Standortplanung und Zulassung von Windenergieanlagen. Page 35, Hannover.
- OFEV 2012. Berücksichtigung der Auswirkungen der Windenergieanlagen auf Vögel und Fledermäuse, Document provisoire interne, non publié.
- OFEV. 2011. Liste des espèces prioritaires au niveau national. Office fédéral de l'environnement Berne.
- Olsson, V. 1997. Breeding success, dispersal, and long-term changes in a populaion of Eagle Owls *Bubo bubo* in southeastern Sweden 1952–1996. *Ornis Svecica* 7:49–60.
- O'Shea, T. J., L. E. Ellison, and T. R. Stanley. 2004. Survival estimation in bats: historical overview, critical appraisal, and suggestions for new approaches. Pages 297–336 in W. L. Thompson, editor. Sampling rare or elusive species. Island Press, Washington.

- Péron, G., Y. Ferrand, F. Gossmann, C. Bastat, M. Guenezan, and O. Gimenez. 2011. Nonparametric spatial regression of survival probability: visualization of population sinks in Eurasian Woodcock. *Ecology* 92:1672–1679.
- Peste, F., A. Paula, L. P. da Silva, J. Bernardino, P. Pereira, M. Mascarenhas, H. Costa, J. Vieira, C. Bastos, C. Fonseca, and M. J. R. Pereira. 2015. How to mitigate impacts of wind farms on bats? A review of potential conservation measures in the European context. *Environmental Impact Assessment Review* 51:10–22.
- Pfeiffer, T. 2009. Studies of the age structure of breeding Red Kites (*Milvus milvus*) Populationsökologie Greifvögel- und Eulenarten 6:197–2013.
- Pfeiffer, T., and B.-U. Meyburg. 2015. GPS tracking of Red Kites (*Milvus milvus*) reveals fledgling number is negatively correlated with home range size. *Journal of Ornithology* 156:963–975.
- Piela, A. 2010. Tierökologische Abstandskriterien bei der Errichtung von Windenergieanlagen in Brandenburg (TAK). Ein Beitrag zur Konfliktbewältigung im Spannungsfeld Vogel- und Fledermausschutz – Windenergie. *Natur und Landschaft* 85:51–60.
- PricewaterhouseCoopers. 2010. Biodiversity offsets and the mitigation hierarchy: a review of current application in the banking sector. London.
- Racey, P. A. 1982. Ecology of Bat Reproduction. Pages 57–104 in T. H. Kunz, editor. *Ecology of Bats*. Plenum Press, New York.
- Racey, P. A., & Swift, S. M. (1985). Feeding ecology of *Pipistrellus pipistrellus* (Schreber) during pregnancy and lactation. I. Foraging behaviour. *J. Anim. Ecol.*, 58, 205–215.
- Rachmatulina, I. K. 1992. Major demographic characteristics of populations of certain bats from Azerbaijan. Pages 127–141 in I. Horacek and V. Vohralik, editors. *Prague Studies in Mammalogy*. Charles University Press, Prague.
- Rasran, L., and T. Dürr. 2013. Kollisionsrisiken. in H. Hötter, O. Krone, and G. Nehls, editors. *Greifvögel und Windkraftanlagen: Problemanalyse und Lösungsvorschläge. Schlussbericht für das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Michael -Otto-Institut im NABU, Leibnitz-Institut für Zoo- und Wildtierforschung, BioConsult SH, Bergenhusen, Berlin, Husum.*
- Reers, H. 2015. Bat activity at nacelle height over forests. Pages March 10–12, 2015 Berlin in C. o. W. e. a. W. impacts, editor., Berlin.
- Robinson, M. F., & Stebbings, R. E. (1997). Home range and habitat use by the serotine bat, *Eptesicus serotinus*, in England. *Journal of Zoology*, 243(1), 117–136. doi:10.1111/j.1469–7998.1997.tb05759.x.
- Rodrigues, L., Bach, L., Dubourg-Savage, M.-J., B. Karapandza, Kovac, D., Kervyn, T., Minderman, J. (2014). Guidelines for consideration of bats in wind farm projects - Revision 2014. Bonn, Germany.
- Rydell J, Engström H, Hedenström A, Larsen JK, Pettersson J, Green M (2012) The effect of wind power on birds and bats. A synthesis. Report 6511, August 2012. Swedish Environmental Protection Agency (ed), Stockholm Sweden
- Rydell, J., L. Bach, M.-J. Dubourg-Savage, M. Green, L. Rodrigues, and A. Hedenström. 2010. Bat mortality at wind turbines in northwestern Europe. *Acta Chiropterologica* 12:261–274.
- Sachot, S. 2002. Viability and management of an endangered capercaillie (*Tetrao urogallus*) metapopulation. University of Lausanne, Lausanne.
- Schaefer, T., and B. Vogel. 2000. Wodurch ist die Waldrandlage von Revieren der Heidelerche *Lullula arborea* bedingt - Eine Analyse möglicher Faktoren. *Journal of Ornithology* 141:335–344.

- Schaub, M. 2012. Spatial distribution of wind turbines is crucial for the survival of red kite populations. *Biological Conservation* 155:111–118.
- Schaub, M., A. Aebischer, O. Gimenez, S. Berger, and R. Arlettaz. 2010. Massive immigration balances high anthropogenic mortality in a stable eagle owl population: Lessons for conservation. *Biological Conservation* 143:1911–1918.
- Schmid, H., R. Luder, B. Naef-Daenzer, R. Graf, and N. Zbinden. 1998. Schweizer Brutvogelatlas. Verbreitung der Brutvögel in der Schweiz und im Fürstentum Liechtenstein 1993–1996. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.
- Schnidrig, R., P. Mollet, and K. Bollmann, 'Capercaillie Conservation in Switzerland', *Grouse News*, 2003, 12–13
- Schönfeld, M. 1984. Migration, Sterblichkeit, Lebenserwartung und Geschlechtsreife mitteleuropäischer Rotmilane, *Milvus milvus* (L.), im Vergleich zum Schwarzmilan, *Milvus migrans* (Boddaert). *Hercynia* 21:241–257.
- Schuster E., Bulling L., Köppel J. Consolidating the State of Knowledge: A Synoptical Review of Wind Energy's Wildlife Effects. *Environmental Management. Environ Manage.* 2015 Aug;56(2):300–31
- Segelbacher, G., and I. Storch. 2002. Capercaillie in the Alps: genetic evidence of metapopulation structure and population decline. *Molecular Ecology* 11:1669–1677.
- Segelbacher, G., S. Manel, and J. Tomiuk. 2008. Temporal and spatial analyses disclose consequences of habitat fragmentation on the genetic diversity in capercaillie (*Tetrao urogallus*). *Molecular Ecology* 17:2356–2367.
- Sendor, T., and M. Simon. 2003. Population dynamics of the pipistrelle bat: effects of sex, age and winter weather on seasonal survival. *Journal of Animal Ecology* 72:308–320.
- Spaar, R., R. Ayé, N. Zbinden, and U. Rehsteiner. 2011. Eléments pour les programmes de conservation des oiseaux en Suisse – Actualisation 2011. BirdLife Schweiz und Schweizerische Vogelwarte, Zurich et Sempach.
- Speakman, J. R., P. A. Racey, C. M. C. Catto, P. I. Webb, S. M. Swift, and A. M. Burnett. 1991. Minimum summer populations and densities of bats in N.E. Scotland, near the northern borders of their distributions. *Journal of Zoology* 225:327–345.
- Stebbing, R. E., and F. Griffith. 1986. Distribution and status of bats in Europe. Institute of terrestrial ecology, Huntingdon.
- Steffens, R., U. Zöphel, and D. Brockmann. 2004. 40 Jahre Fledermausmarkierungszentrale Dresden - methodische Hinweise und Ergebnisübersicht Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden.
- Steinborn, H., M. Reichenbach, and H. Timmermann. 2011. Windkraft - Vögel - Lebensräume. Ergebnisse einer siebenjährigen Studie zum Einfluss von Windkraftanlagen und Habitatparametern auf Wiesenvögel. Arbeitsgruppe für regionale Struktur- und Umweltforschung, Oldenburg.
- Stephens, P. A., and W. J. Sutherland. 1999. Consequences of the Allee effect for behaviour, ecology and conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 14:401–405.
- Storch, I. 1994. Habitat and survival of Capercaillie *Tetrao urogallus* nests and broods in the Bavarian Alps. *Biological Conservation* 70:237–243.
- Swift, S. M. 1998. Long-Eared Bats. Poyser, London.

- Tavecchia, G., R. Pradel, F. Gossmann, C. Bastat, Y. Ferrand, and J. D. Lebreton. 2002. Temporal variation in annual survival probability of the Eurasian woodcock *Scolopax rusticola* wintering in France. *Wildlife Biology* 8:21–30.
- Thiel, D., E. Ménoni, J.-F. Brenot, and L. Jenni, 'Effects of Recreation and Hunting on Flushing Distance of Capercaillie.', *Journal of Wildlife Management Management*, 71 (2007), 1784 – 1792
- Thompson, M. J. A. 1987. Longevity and survival of female pipistrelle bats (*Pipistrellus pipistrellus*) on the Vale of York, England. *Journal of Zoology* 211:209–214.
- Traxler, A., H. Jaklitsch, S. Wegleitner, M. Bierbaumer, and V. Grünschachner-Berger. 2005. Vogelkundliches Monitoring im Windpark Oberzeiring 2004/2005. BIOME Technisches Büro für Biologie und Ökologie, Gerasdorf bei Wien.
- Tuljapurkar, S. D., and S. H. Orzack. 1980. Population dynamics in variable environments. 1. Long-run growth rates and extinction. *Theoretical Population Biology* 18:314–342.
- Tuttle, M. D., and D. Stevenson. 1982. Growth and Survival of Bats. Pages 105–150 in T. H. Kunz, editor. *Ecology of Bats*. Plenum Press, New York.
- Väisänen, R., E. Lammi, and P. Koskimies. 1998. Lehtokurppa *Scolopax rusticola*. Pages 190–191 *Distribution, numbers and population changes of Finish breeding birds*. Kustannusosakeyhtiö Otava, Helsinki.
- Vaud, E. d. 2013. Directives cantonales pour l'installation d'éoliennes de hauteur totale supérieure à 30 mètres. Lausanne.
- Voigt, C. C., A. Popa-Lisseanu, I. Niermann, and S. Kramer-Schadt. 2012. The catchment area of wind farms for European bats: A plea for international regulations. *Biological Conservation* 153:80–86.
- WAG - Weltarbeitsgruppe Greifvögel und Eulen. 2013. Untersuchung von Raumnutzungsmustern des Rotmilans (*Milvus milvus*) mittels GPSSatellitentelemetrie im Thüringer EG-Vogelschutzgebiet.
- Wilkinson, N. I., R. H. W. Langston, R. D. Gregory, D. W. Gibbons, and M. Marquiss. 2002. Capercaillie *Tetrao urogallus* abundance and habitat use in Scotland, in winter 1998–99: A second full survey in which we estimate the population at 1073 birds (95 % CL 549–2041). *Bird Study* 49:177–185.
- Winder, V. L., A. J. Gregory, L. B. McNew, and B. K. Sandercock. 2015. Responses of male Greater Prairie-chickens to wind energy development. *The Condor* 117:284–296.
- Wright, L. J., R. A. Hoblyn, R. E. Green, C. G. R. Bowden, J. W. Mallord, W. J. Sutherland, and P. M. Dolman. 2009. Importance of climatic and environmental change in the demography of a multi-brooded passerine, the woodlark *Lullula arborea*. *Journal of Animal Ecology* 78:1191–1202.
- Yannick Beucher, Volker Kelm, Pick, D., Albespy, F., Geyelin, M., & Nazon, L. (2013). Parc éolien de Castelnau-Pégayrols (12) Suivi pluriannuel des impacts sur les chauves-souris. Bilan des campagnes des 2^{ème}, 3^{ème} et 4^{ème} années d'exploitation.
- Zbinden, N., H. Schmid, M. Kéry, and V. Keller. 2005. Swiss Bird Index. Artweise und kombinierte Indices für die Beurteilung der Bestandsentwicklung von Brutvogelarten und Artengeruppen in der Schweiz 1990–2003. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.
- Zeiler, H. P., and V. Grünschachner-Berger. 2009. Impact of wind power plants on black grouse, *Lyrurus tetrix* in Alpine regions. *Folia Zool.* 58:1–11.

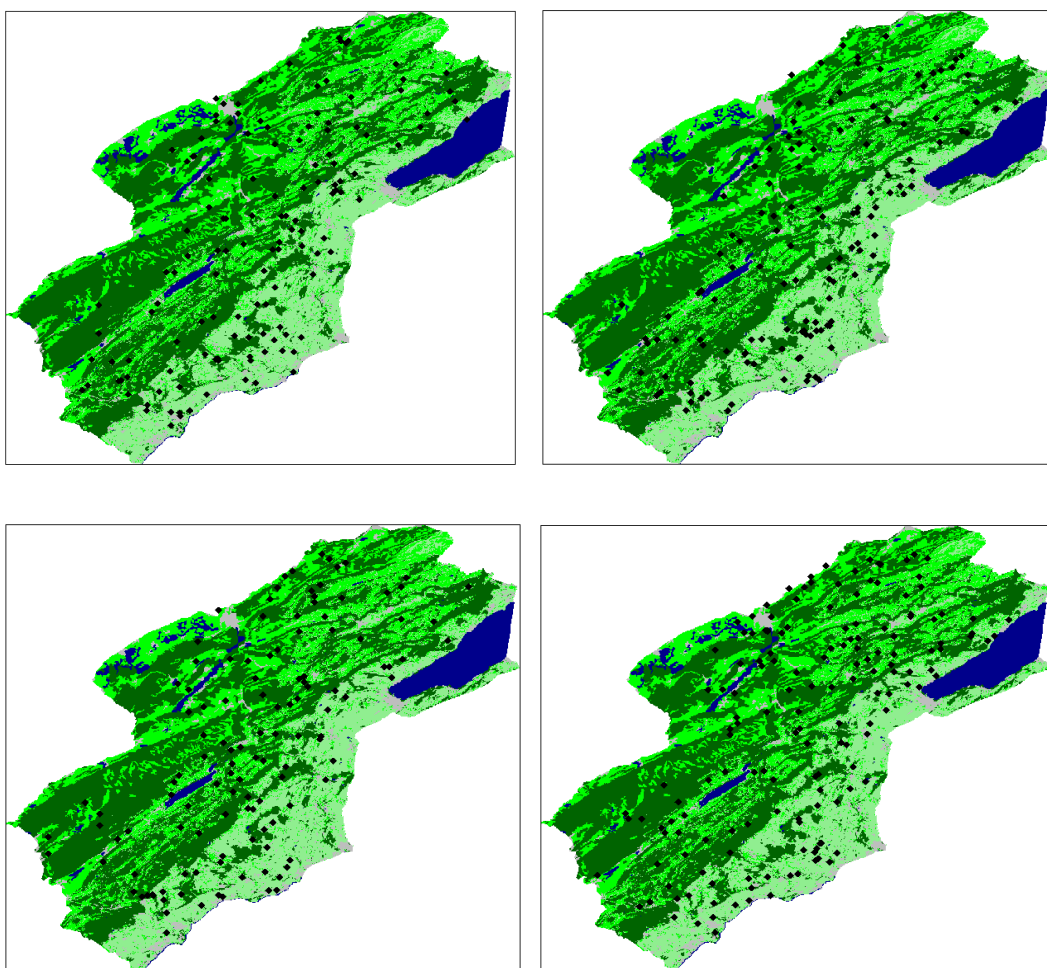
Zimmerling, J. R., A. C. Pomeroy, M. V. d'Entremont, and C. M. Francis. 2013. Canadian Estimate of Bird Mortality Due to Collisions and Direct Habitat Loss Associated with Wind Turbine Developments. *Avian Conservation and Ecology* 8:10.

10. Annexes

10.1 Cartes d'habitats utilisées pour estimer le risque de collision du Milan royal

Les simulations d'excursions se font par rapport à une carte d'habitats et par rapport à une dynamique validée par un expert. L'analyse montre que l'influence de la carte d'habitat (emplacements des nids) sur l'estimation du risque de collision est plus importante que le choix d'expert.

Pour établir une moyenne fiable, on fait varier les cartes d'habitats en prenant différents tirages aléatoires selon la carte de densité provenant de la SOS. Dans cette étude, on se limite à un choix de 30 cartes et on répète donc 30 fois toutes les simulations. 10 de ces cartes sont reproduites dans la Fig. . Une superposition des excursions de toutes les 30 cartes est également reproduite ci-dessous.



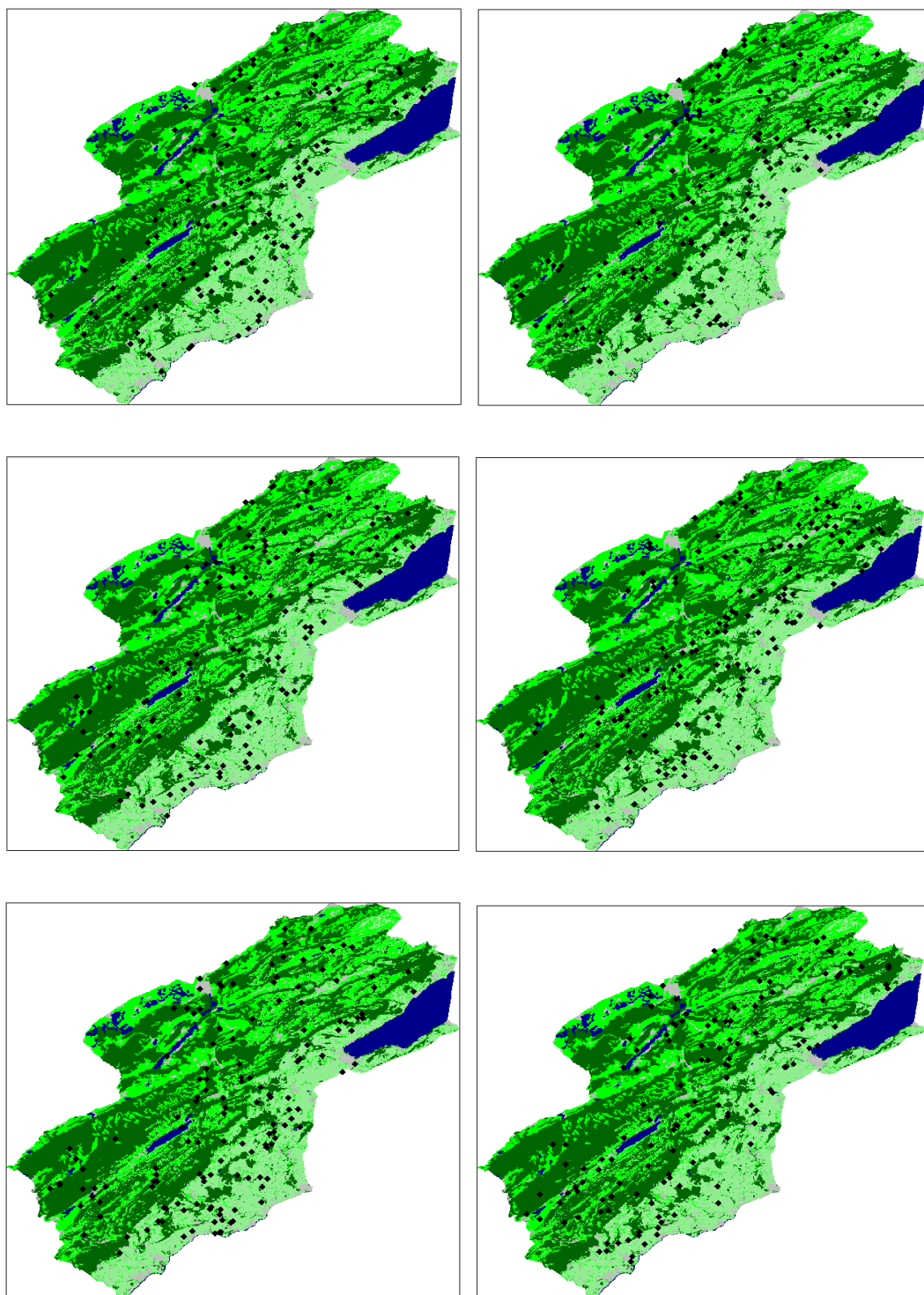


Fig. 51. Echantillon de cartes de territoires du Milan royal.

10.2 Sensibilité du modèle de population par rapport à la capacité chez le Milan royal

Lorsque la capacité est augmentée de 5 fois, la taille finale de la population est sans mortalité additionnelle en conséquence plus grande. Le taux de croissance réagit de manière légèrement plus sensible

à une mortalité additionnelle (croissance plus forte voir Fig. 52). La mortalité additionnelle reste pourtant inchangée vers 3 % avec un taux de croissance de 1.

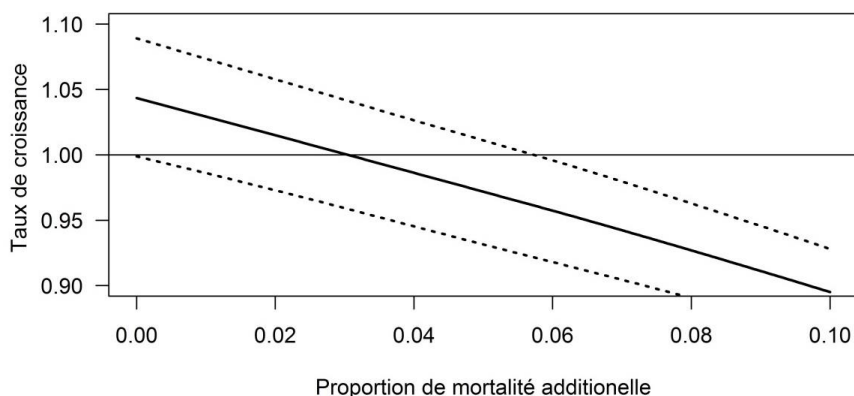


Fig. 52. Taux de croissance d'une population de *Milans Royaux* en fonction de la mortalité additionnelle, lorsque la limite de la capacité de la population est 5 fois plus élevée ($K = 1000$).

10.3 Sensibilité du modèle de population en relation de la variance de la probabilité de survie des jeunes chez le Milan royal

Une augmentation de l'écart type interannuel de 0,29 dans la probabilité de survie des jeunes, aurait comme conséquence qu'une mortalité additionnelle de seulement 2 % est encore admissible (Fig. 53). Pour cette raison, les mortalités additionnelles indiquées au chapitre 3.3.2 devraient être légèrement ajustées vers le bas.

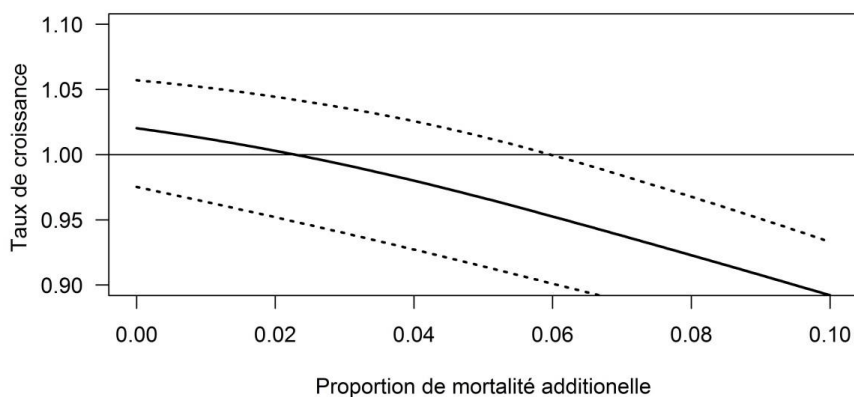


Fig. 53. Taux de croissance d'une population de *Milans royaux* en fonction de la mortalité additionnelle, lorsque l'écart-type interannuel dans la probabilité de survie des jeunes est de 0,29.

10.4 Sensibilité du modèle de population pour le Milan royal en relation avec la distribution altitudinale supposée

Si nous supposons que le Milan royal ne niche pas en dessus de 1200 m d'altitude pendant la période de reproduction, le secteur utilisé par le Milan royal devient plus petit. L'estimation de la population

diminue alors à 120 individus (quantile 1 et 99 %: 84–191). Cette limitation implique que dans le modèle de population, la mortalité additionnelle ait une influence plus négative sur le taux de croissance (croissance plus négative dans la Fig. 54).

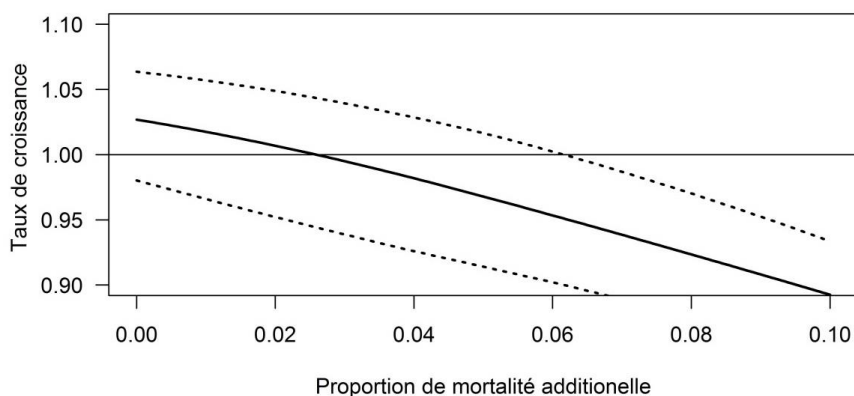


Fig. 54. Taux de croissance d'une population de Milans royaux en fonction de la mortalité additionnelle, supposant que le Milan royal ne niche pas en dessus de 1200 m.

10.5 Hiérarchisation des parcs en relation avec le risque de collision pour le Milan royal

Tabl. 46. Nombre de collisions de mâles de Milan royal avec les turbines pendant la période de nidification selon le modèle de collision. Le modèle de collision prend en compte une estimation simpliste de la densité des individus pendant la période (chap. 3.1) et l'utilisation relative de 6 types d'habitat selon les avis d'experts (chap. 3.2). Le modèle de collisions ne prend pas en compte la topographie. Pour cette raison la hiérarchisation peut être différente dans la réalité.

Milan	nombre d'éoliennes	nombre de collisions (modèle simple)	nombre de collisions (modèle spatialement explicite)	pourcentage de collisions	écart-type
Grandsonnaz	17	1,09	0,43	11,61	0,25
Grandevent	11	0,5	0,20	5,33	0,06
Bel Coster	9	0,38	0,15	4,07	0,06
Mollendruz	12	0,6	0,24	6,43	0,08
EolJoux	7	0,73	0,29	7,77	0,19
Sur Grati	6	0,22	0,09	2,32	0,03
Ste-Croix Gittaz	3	0,06	0,02	0,63	0,01
Ste-Croix Mt Cerfs	3	0,27	0,11	2,87	0,08
Provence	17	0,81	0,32	8,58	0,17
Bière	7	0,38	0,15	4,02	0,1
Essertines-sur-Rolle	6	0,18	0,07	1,92	0,08
Parc neuchâtelois II	16	0,91	0,36	9,69	0,33
Parc neuchâtelois I	19	1,19	0,47	12,69	0,24
Zone d'étude française I	36	1,64	0,65	17,45	0,6

Milan	nombre d'éoliennes	nombre de collisions (mo- dèle simple)	nombre de collisions (modèle spatiale- ment explicite)	pourcentage de collisions	écart-type
Zone d'étude françai- se II	8	0,44	0,17	4,62	0,19
totale		9,4	3,7	100,00	

10.6 Paramètres de modèle de collision 3d pour le Grand Tétrás

Tabl. 47. Distribution des hauteurs de vol h .

Hauteurs (m)	Fréquences relatives (%)		
	EolJoux	Grandsonnaz	Provence
$0 \leq h < H - R$	99,2	54,5	97,3
$H - R \leq h < H$	0,5	41,1	2,7
$H \leq h < H + R$	0,3	4,4	0
$H+R \leq h$	0	0	0

Tabl. 48. Probabilités conditionnelles de collision en fonction de la hauteur de vol.

	EolJoux	Grandsonnaz	Provence
$P(\text{hit} h < H - R)$	0,10	0,09	0,09
$P(\text{hit} H - R \leq h < H)$	0,22	0,19	0,20
$P(\text{hit} H \leq h)$	0,12	0,11	0,11

Tabl. 49. Probabilités p_{hit} locales de collision.

	EolJoux	Grandsonnaz	Provence
p_{hit}	0,10	0,13	0,09
$p_{\text{hit}} \cdot p_{\text{fct}}$	0,09	0,12	0,08

10.7 Sensibilité du modèle de population Grand Tétrás par rapport à la capacité K

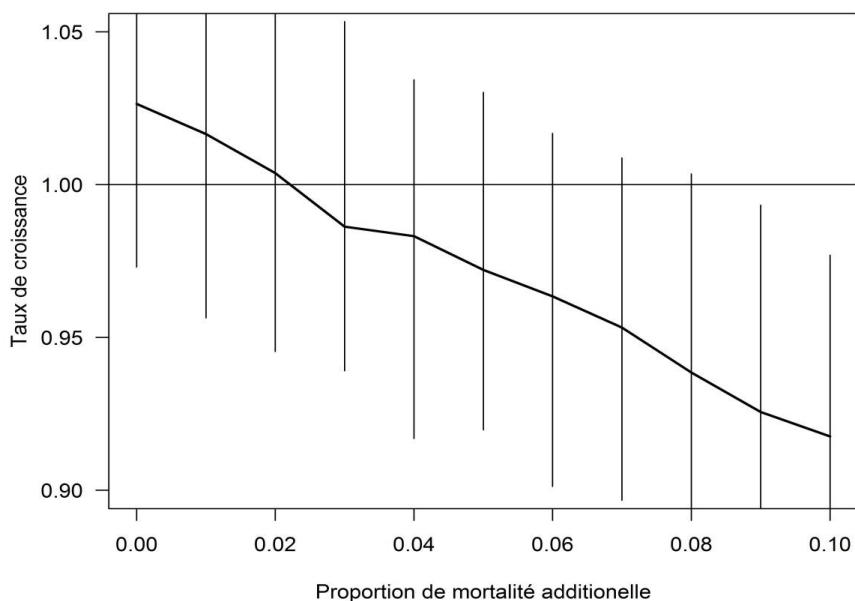


Fig. 55. Taux de croissance de la population de Grands Tétrás en fonction de la mortalité additionnelle. Taux observé lorsque la capacité C est cinq fois plus élevée ($K = 693$).

10.8 Sensibilité du modèle de population de la Bécasse des bois à la capacité K

Si la capacité est augmentée par un facteur 5, le taux de croissance est aussi augmenté, mais la sensibilité à la mortalité additionnelle reste la même que pour le modèle présenté dans le rapport (Fig. 56).

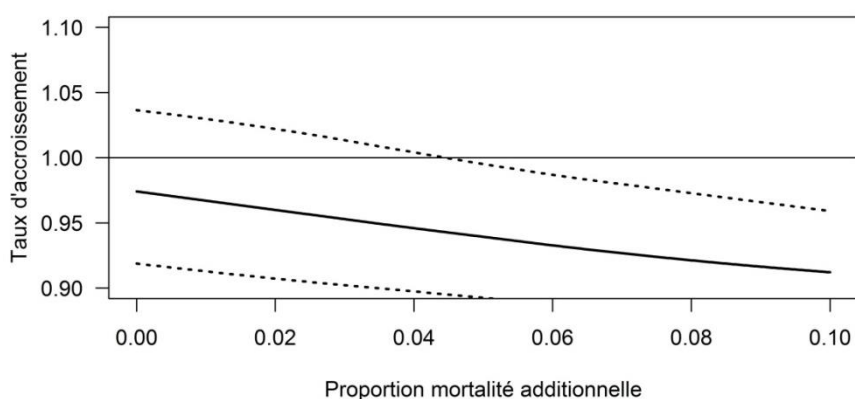


Fig. 56. Taux de croissance démographique de la Bécasse des bois en fonction du degré de mortalité additionnelle si la capacité s'élève à $K = 1330$.

10.9 Sensibilité du modèle de la population de Hibou grand-duc face à l'acceptation de la capacité K

Si la capacité de la région est augmentée de cinq fois, alors la mortalité additionnelle, que la population peut supporter augmente de 2,5 % à 4 % (Fig. 57).

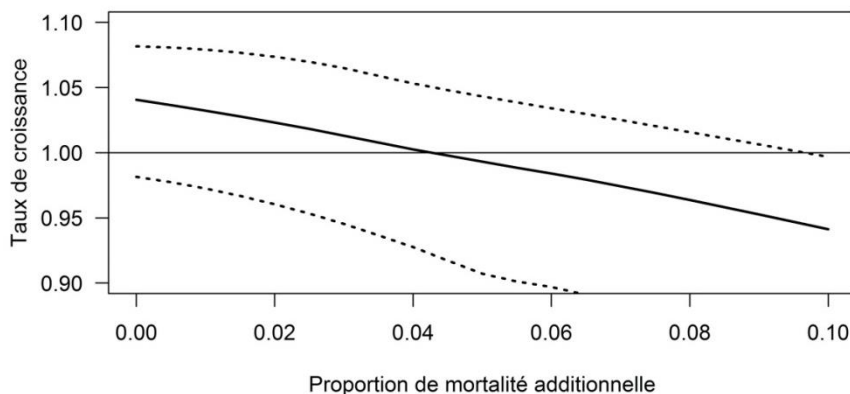


Fig. 57. Taux de croissance d'une population de Hibou grand-duc en fonction de la mortalité additionnelle, si la capacité est augmentée d'un facteur 5 ($K = 70$).

10.10 Sensibilité du modèle de population de l'Alouette lulu en fonction de la densité du nombre de jeunes

Si le nombre de jeunes chez l'Alouette lulu n'est pas densité-dépendant, alors l'effet de la mortalité additionnelle devient plus marqué, c'est-à-dire que le taux de croissance diminue plus fortement avec la mortalité additionnelle (Fig. 58). De plus, l'incertitude du taux de croissance augmente, puisque la variance augmente dans les évolutions de la population possibles, si l'on ne tient pas compte de la densité-dépendance.

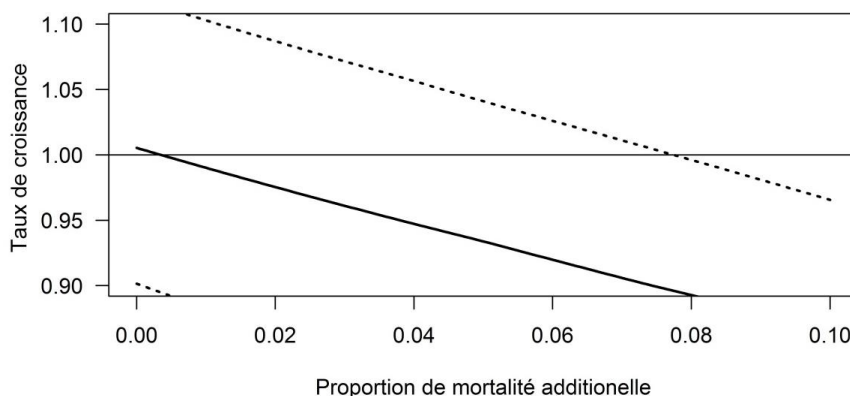


Fig. 58. Taux de croissance d'une population d'Alouette lulu en fonction de la mortalité additionnelle, si le nombre de jeunes n'est pas densité-dépendant.

10.11 Risque de collision de la Pipistrelle commune – première approche

Le modèle initial et les résultats sont décrits dans cette annexe. Il y est également expliqué pourquoi le modèle n'a pas été utilisé pour l'évaluation des effets cumulatifs. Le nombre de collisions dans l'annexe a été calculé avec un nombre d'éoliennes différent de celui utilisé au chapitre 8.

10.11.1 Méthode et choix des paramètres

Le modèle de collision pour la pipistrelle est un modèle de type A: des trajectoires de mobile représentant une pipistrelle se déplaçant dans le paysage sont simulées, et le nombre de collisions est estimé à partir du nombre de passages dans une cellule occupée par une éolienne (ci-après nommé «nombre de visites») et de facteurs de probabilités. Nous discutons ci-dessous successivement le calcul du nombre de visites puis celui des probabilités et nombres estimés de collisions.

Nombre de visites

Dans un premier temps, des simulations sont effectuées uniquement pour estimer le nombre de visites moyen pour chaque éolienne et chaque parc. Ces résultats sont nécessaires pour calibrer certains paramètres du modèle, sur la base d'une comparaison avec des observations de contacts réalisées sur certains sites de parcs projetés.

Le principe de ces simulations est le suivant: pour chaque colonie, des trajectoires d'un mobile représentant une pipistrelle sont simulées au départ de cette colonie, selon des modalités exposées ci-dessous. Le nombre de trajectoires est choisi égal au nombre moyen estimé de sorties effectuées par une pipistrelle pendant une saison. Le nombre de visites pour ce mobile est multiplié par le nombre d'individus estimé pour la colonie, et le nombre total de visites est obtenu en sommant sur toutes les colonies. Finalement, une moyenne est effectuée sur un nombre de saisons suffisamment élevé pour stabiliser l'écart-type.

Le nombre pour la dynamique de vol de la pipistrelle a été mis au point sur la base d'une note technique de l'expert éolien du CCO. En résumé, le modèle considéré pour une sortie d'une pipistrelle commune est le suivant: À partir d'une colonie ou d'un gîte, la chauve-souris se rend dans un premier terrain de chasse de 1ha situé dans un domaine de 1 km² (carré, cercle), puis passe après 15 à 60 minutes à un autre terrain de chasse de 1 ha situé dans ce même domaine de 1 km². Il est admis qu'il n'y a pas de type de territoire (forêt, champ, etc.) exploré préférentiellement. En d'autres termes, les terrains de chasse pouvant être visités lors d'une sortie de la chauve-souris sont à choisir de manière aléatoire dans un domaine de 1 km², et la chauve-souris y reste confinée lors de cette sortie. De plus ce domaine de 1 km² est à choisir aléatoirement selon une fonction de distribution de type sigmoïde pour la distance du domaine à la colonie ou au gîte d'où est issue la chauve-souris (Fig. 59). Les paramètres de cette sigmoïde sont choisis après comparaison des nombres de visites obtenus avec des nombres de contacts mesurés.

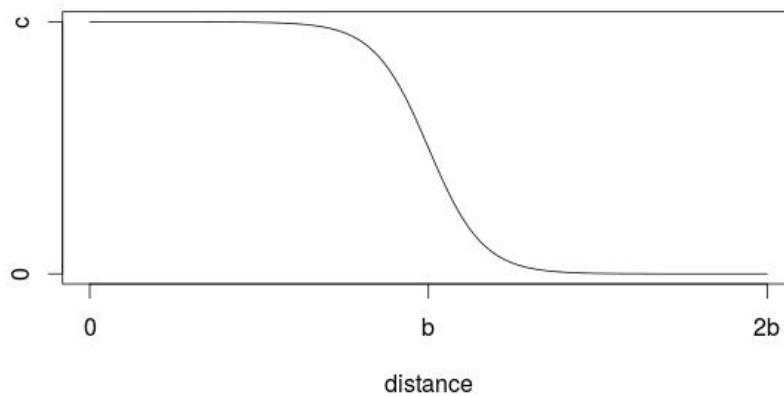


Fig. 59. Fonction sigmoïde utilisée pour modéliser la fonction de répartition de la distance entre la colonie et le domaine de chasse. Le paramètre b contrôle la position du point d'inflexion, alors que a (pas montré dans la figure) détermine la pente. Le modèle retenu admet les valeurs suivantes: $a = 0,5$, $b = 25$ (unités: $\times 100$ m)

La vitesse moyenne de vol est de 20 km/h, et la durée moyenne d'une sortie est 6 h. En admettant que le temps passé dans un terrain de chasse est une variable aléatoire uniformément distribuée dans l'intervalle [15; 60], le temps moyen est de 37,5 minutes. Pour arriver à une durée moyenne de 6 heures pour une sortie, il faut donc admettre que le nombre de terrains de chasses visités par sortie est de 10. Finalement, le nombre de sorties pendant la saison d'activité est estimé à 200.

Dans l'implémentation du modèle décrit ci-dessus, les terrains de chasse de 1ha sont des cellules de la grille utilisée dans la discrétisation du périmètre. La simulation d'une sortie consiste donc à sélectionner une succession de cellules dans le rayon prescrit: la première cellule est choisie de manière aléatoire dans un rayon de 5 km autour du gîte, puis les autres cellules visitées lors de ce vol sont choisies, toujours de manière aléatoire, dans un voisinage plus restreint (domaine de 1 km²) autour de cette première cellule. Finalement, le mobile regagne le point de départ. Le nombre de cellules visitées est obtenu pour chaque sortie par tirage d'une variable aléatoire de Poisson de paramètre 10. Une représentation graphique d'une sortie dans un extrait du périmètre est donnée dans la Fig. 60 à gauche.

Dans cette approche, une sortie d'une chauve-souris est ainsi représentée par une succession de cellules visitées dans la grille. Entre deux telles cellules, il est admis que le mobile chauve-souris se déplace de manière pratiquement rectiligne (Fig. 60). Cependant, afin de pouvoir évaluer le risque de collision, il est aussi nécessaire de déterminer si le mobile passe à proximité d'une éolienne lors d'un vol entre deux cellules (terrains de chasse) visitées. Pour ce faire, il a été choisi d'approcher la trajectoire rectiligne par une succession de cellules voisines de cette trajectoire (Fig. 60).

Le nombre de visites est obtenu en comptant le nombre de cellules parcourues pendant le vol et qui contiennent une éolienne. Il est important de noter que plusieurs visites peuvent être compatibles pendant un seul et unique vol. Une telle approche conduit donc à surestimer le nombre de collisions, chacune de ces visites pouvant, avec une certaine probabilité, donner lieu à une collision (voir ci-dessous).

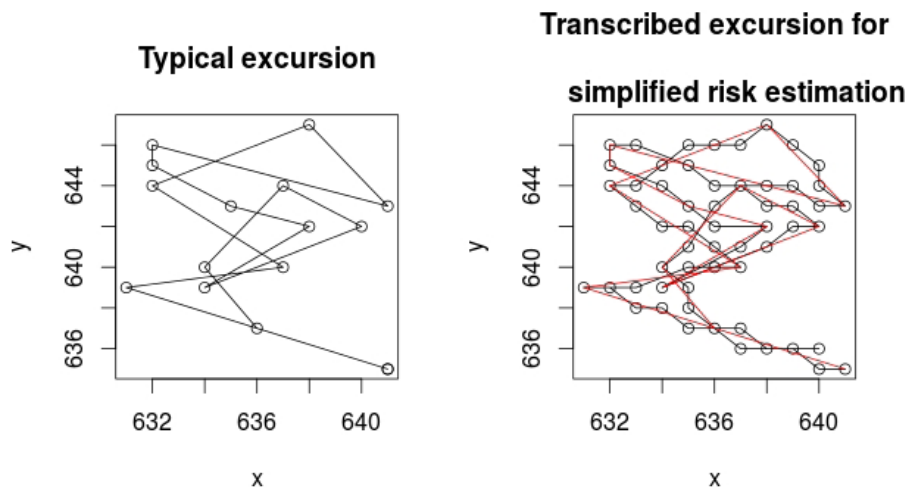


Fig. 60. Modélisation de la trajectoire de vol pour la pipistrelle commune. Vol d'une pipistrelle (cercles en noir à gauche, rouge à droite) et cellules visitées par la pipistrelle (cercles en noir à droite).

En résumé, chaque sortie d'une chauve-souris est modélisée par une suite de cellules visitées dans la grille de discrétisation du périmètre. Certaines de ces cellules sont simplement traversées par le mobile représentant la chauve-souris lors d'un trajet vers un terrain de chasse, d'autres de ces cellules représentent un terrain de chasse dans lequel la chauve-souris reste active pour une durée de 15 à 60 minutes.

En lieu et place d'un tableau résumant les paramètres pour la dynamique de vol, on se réfèrera à la notice déjà citée et jointe en annexe.

Probabilité de collision et nombre de collisions estimé

Une fois le modèle pour la dynamique d'un «mobile-pipistrelle» calibré à l'aide des nombres de visites, comme décrit plus haut, le nombre de collisions est estimé de la manière suivante:

1. pour chaque colonie, la probabilité de collision d'un mobile est estimée;
2. cette probabilité est multipliée par le nombre d'individus des colonies;
3. la somme sur l'ensemble de toutes les colonies est effectuée;
4. les simulations sont conduites pour 40 saisons, afin d'en tirer une valeur moyenne et un écart-type.

Nous détaillons ci-dessous la première de ces étapes. La probabilité de collision s'obtient à partir des facteurs suivants:

- les nombres de visites de cellules occupées par une éolienne, en distinguant le nombre de visites $nbVisitesT$ lors d'un vol de transit de du nombre de visites $nbVisitesC$ lors d'un vol de chasse, le comportement en vol étant différent dans ces deux cas;
- les probabilités conditionnelles de collision $P_T(coll.cell.)$ lors d'un vol de transit respectivement $P_C(coll.cell.)$ lors d'un vol de chasse;
- la probabilité globale de fonctionnement de l'éolienne p_F , qui donne un chiffre moyen pour la part du temps où une éolienne fonctionne;
- un facteur de réduction du risque donné par la probabilité p_{MA} que l'éolienne ne tourne pas en raison de l'application d'un modèle d'arrêt.

Les nombres de visites sont obtenus par simulation; la probabilité globale de fonctionnement de l'éolienne p_F est une valeur fournie par l'un des porteurs de projet, et pour la probabilité p_{MA} différentes

valeurs pour le seuil d'enclenchement des éoliennes sont prises en compte pour en déduire des taux de réduction du risque sur la base de mesure du taux d'activité des chauve-souris en fonction du vent. Quant aux probabilités conditionnelles de collision, elles sont calculées sur la base de modèles simplifiés pour les vols de transit (déplacement horizontal en ligne droite) et de chasse (vol aléatoire dans l'espace). Le détail du calcul de ces facteurs est donné ci-après.

À partir de ces facteurs, la probabilité de collision pour un mobile issu d'une colonie donnée est obtenue en développant la probabilité de survie après la visite successive des cellules occupées par les éoliennes, puis en prenant la valeur complémentaire de ce taux de survie:

$$1 - (1 - P_T(coll. cell.) \cdot p_F \cdot p_{MA})^{nbVisitesT} \cdot (1 - P_C(coll. cell.) \cdot p_F \cdot p_{MA})^{nbVisitesC}$$

La prise en compte des étapes 2 et 3 conduit à la formule suivante pour le nombre de collision pendant une saison:

$$\sum_{colonies} (1 - (1 - P_T(coll. cell.) \cdot p_F \cdot p_{MA})^{nbVisitesT} \cdot (1 - P_C(coll. cell.) \cdot p_F \cdot p_{MA})^{nbVisitesC}) \cdot nbIndiv$$

où *nbIndiv* désigne le nombre d'individus dans la colonie, et la somme est effectuée sur toutes les colonies.

Probabilité de collision lors d'un vol de transit. Nous exposons ici le calcul de la probabilité conditionnelle $P(\text{collision} \mid \text{cellule})$ que le mobile représentant la une chauve-souris en transit vers son terrain de chasse heurte l'éolienne située au centre d'une cellule, sachant que le mobile traverse cette cellule.

Les hypothèses nécessaires pour le calcul sont les suivantes:

- l'éolienne est située au centre de la cellule, et la projection verticale du plan contenant le rotor est parallèle à une paire de côtés de la cellule;
- le mobile se déplace en ligne droite;
- le mobile se déplace à une altitude à laquelle les pales de l'éolienne balaient un segment de longueur d appelé diamètre apparent;
- le mobile heurte l'éolienne si sa trajectoire intersecte le segment traversé par les pales;
- pour simplifier, on prendra en compte pour les dimensions de l'éolienne des valeurs standard, à savoir une hauteur de mât de 100 m et un rayon du rotor de 50 m.

Sous ces hypothèses, le problème consiste d'abord à déterminer la probabilité conditionnelle $P(\text{collision} \mid \text{cellule}, r)$ qu'il y ait une collision sachant que le mobile transite dans une cellule occupée par une éolienne, à une altitude où cette éolienne est représentée par un segment de longueur $d = 2r$. Il s'agit d'un problème de probabilité géométrique, qui s'énonce comme suit:

Quelle est la probabilité qu'un segment de droite choisi au hasard dans une cellule carrée de côté a coupe un segment de longueur d placé au centre de la cellule, parallèlement à une paire de côtés de celle-ci?

Pour résoudre ce problème, il convient d'abord de définir ce que l'on entend par «choisi au hasard». Nous convenons ici de choisir de manière aléatoire selon une loi uniforme:

- un point Q situé sur le pourtour de la cellule
- un angle θ dans l'intervalle $]-\pi, \pi]$

Une fois choisis ces deux éléments, la trajectoire à travers la cellule est définie de manière univoque (Fig. 61).

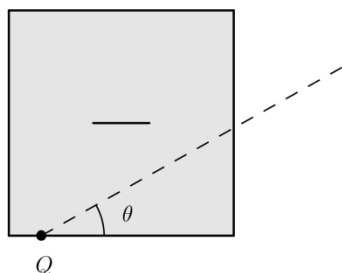


Fig. 61. Trajectoire d'un mobile à travers une cellule d'un hectare occupée par une éolienne. Le segment au centre de la cellule représente la région balayée par les pales d'une éolienne dont le mât se situe au centre de la cellule. La largeur du segment dépend de la hauteur à laquelle se trouve la trajectoire, ce qui traduit l'influence de l'altitude de vol sur la probabilité de collision.

Formellement, la probabilité conditionnelle $P(\text{collision} \mid \text{cellule})$ se décompose en un produit de deux probabilités conditionnelles selon

$$\begin{aligned} P(\text{collision}_{\text{cellule}}, r) &= P(\text{collision}_{B_{\parallel}}, r)P(B_{\parallel} \mid \text{cellule}) + P(\text{collision}_{B_{\perp}}, r)P(B_{\perp} \mid \text{cellule}) \\ &= \frac{1}{2}P(\text{collision}_{B_{\parallel}}, r) + \frac{1}{2}P(\text{collision}_{B_{\perp}}, r) \end{aligned}$$

où $B_{\parallel}$ et $B_{\perp}$ désignent respectivement les événements «le mobile entre dans la cellule par un bord parallèle à l'éolienne» et «le mobile entre dans la cellule par un bord perpendiculaire à l'éolienne» (Fig. 62).

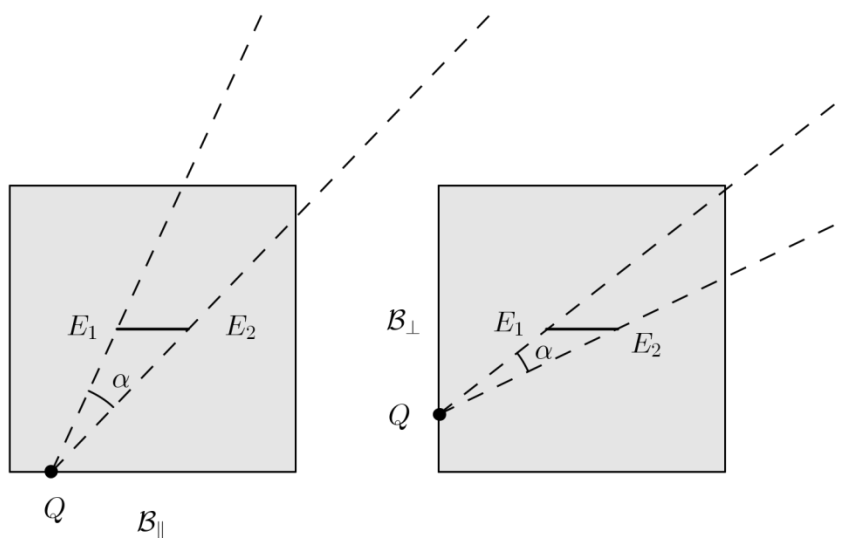


Fig. 62. Modélisation d'une collision lors d'un vol de transit, dans une cellule élémentaire d'un hectare. L'altitude de vol, ainsi que le point d'entrée Q dans la cellule étant donnés, la probabilité de collision est obtenue en déterminant la mesure de toutes les trajectoires situées dans le cône formé par les trajectoires limites touchant les bords E_1 et E_2 de la région balayée par les pales.

Les probabilités conditionnelles de collision $P(\text{collision}_{B_{\parallel}}, r)$ et $P(\text{collision}_{B_{\perp}}, r)$ pour une valeur donnée du rayon apparent r s'obtiennent par un calcul géométrique. La distribution de probabilité du point d'entrée Q sur le bord de la cellule est supposée uniforme.

Considérons d'abord le cas où le mobile entre dans la cellule par le bord parallèle à l'éolienne. Il faut exprimer la probabilité conditionnelle $P(\text{collision}_{B_{\parallel}})$ en fonction de la probabilité conditionnelle qu'il y ait collision en sachant que la trajectoire passe au point x sur ce bord. Ceci se fait en intégrant le long du bord $B_{\parallel}$ la probabilité conditionnelle qu'il y ait collision en sachant que la trajectoire passe au point x sur ce bord:

$$P(\text{collision}_{B_{\parallel}}, r) = \frac{1}{100} \int_0^{100} P(\text{collision}_{B_{\parallel}}, r, x) dx$$

La probabilité $P(\text{collision}_{B_{\parallel}}, r, x)$ est déterminée par l'angle α sous lequel le segment représentant l'éolienne hauteur du vol est vu depuis le point Q sur le bord. En effet on a $P(\text{collision}_{B_{\parallel}}, r, x) = \alpha$, et l'angle α se calcule par géométrie vectorielle:

$$\cos^{-1} \left(\frac{\overrightarrow{PE_1} \cdot \overrightarrow{PE_2}}{\|\overrightarrow{PE_1}\| \cdot \|\overrightarrow{PE_2}\|} \right)$$

où E_1 et E_2 désignent les extrémités du segment balayé par les pales de l'éolienne à la hauteur considérée.

Dans un système de coordonnées cartésien dont les axes coïncident respectivement avec les bords $B_{\parallel}$ et $B_{\perp}$ de la cellule, les points sont donnés par $Q(x; 0)$, $E_1(50 - r; 50)$ et $E_2(50 + r; 50)$.

Pour le cas où le mobile entre dans la cellule par le bord perpendiculaire à l'éolienne, un raisonnement similaire donne pour $P(\text{collision}_{B_{\perp}}, r)$ la formule suivante:

$$P(\text{collision}_{B_{\perp}}, r) = \frac{1}{100} \int_0^{100} P(\text{collision}_{B_{\perp}}, r, y) dy$$

L'angle se calcule de la même manière que ci-dessus, avec le point Q donné en coordonnées par $Q(0; y)$.

La probabilité de collision $P(\text{collision} | \text{cellule}; r)$ est conditionnée sur la valeur du rayon apparent r . Pour obtenir la probabilité $P(\text{collision} | \text{cellule})$, il faut disposer de la distribution de la probabilité pour le rayon apparent. Celle-ci découle de la densité de probabilité pour la hauteur de vol. Pour obtenir cette densité, on admet que la probabilité d'observer une pipistrelle décroît de manière linéaire entre 25 et 50 m, puis reste constante entre 50 et 75 m. De plus, il est admis que la probabilité d'observer une pipistrelle à 25 m est quatre fois plus élevée qu'à 50 m et plus. Ceci conduit à la densité de probabilité $f(h)$ suivante pour la hauteur de vol

$$f(h) = \begin{cases} \frac{8}{175} - \frac{6}{175} \cdot \frac{(h-25)}{25} & \text{si } 25 \leq h < 50 \\ \frac{2}{175} & \text{si } 50 \leq h \leq 75 \\ 0 & \text{sinon} \end{cases}$$

Comme le rayon apparent r et la hauteur de vol h sont liées par les relations

$$\begin{aligned} h(r) &= 100 - \sqrt{50^2 - r^2}, r \in [0, 50] \\ r(h) &= \sqrt{50^2 - (h - 100)^2}, h \in [50, 100] \end{aligned}$$

on détermine la densité de probabilité $g(r)$ pour le rayon apparent r via la relation

$$g(r) = \begin{cases} \frac{2r}{175\sqrt{50^2 - r^2}} & \text{si } 0 \leq r < r_0 \\ 0 & \text{si } r_0 \leq r \end{cases}$$

la valeur r_0 étant donnée par $r(75) = 43,3$.

La probabilité conditionnelle $P(\text{collisioncellule})$ qu'il y ait collision lorsque le mobile entre dans une cellule occupée par une éolienne s'obtient par intégration:

$$P(\text{collisioncellule}) = \int_0^{50} P(\text{collisioncellule}, r) g(r) dr$$

Le risque de collision ainsi obtenu pour un mobile entrant dans la cellule contenant l'éolienne est de 6,78 %.

Le Tabl. 50 résume les paramètres utilisés dans le calcul de la probabilité de collision lors d'un vol de transit.

Tabl. 50. Paramètres du modèle pour le risque de collision lors d'un vol de transit.

Paramètre	Valeur	Référence
Hauteur du mât	100 m	I-REX, valeur standard
Rayon du rotor	50 m	I-REX, valeur standard
Distribution des hauteurs de vols	Décroissante entre 25 et 50 m, puis constante entre 50 et 75 m.	Expert CCO

Probabilité de collision lors d'un vol de chasse. Nous exposons ici le calcul de la probabilité conditionnelle $P_{\text{chasse}}(\text{collision} \mid \text{cellule})$ que le mobile (représentant une chauve-souris chassant dans son terrain de chasse) heurte l'éolienne, sachant que dans la cellule de chasse est située une éolienne.

Rappelons que dans cette étude nous subdivisons le domaine projeté sur une région 2d en cellules régulières de dimension $100 \times 100 \text{ m}^2$. Il en résulte deux types de cellules: des cellules avec une éolienne et des cellules sans éoliennes.

On suppose dans ce paragraphe qu'une chauve-souris effectue une trajectoire de chasses dans une cellule avec éolienne. Cette situation est simulée de la façon suivante: dans un parallélogramme de base $100 \times 100 \text{ m}^2$ et de hauteur 150 m on place aléatoirement un nombre N de points ordonnés. On assure que 80 % des N points se situent entre 5 m et 40 m au-dessus du sol. Les 20 % restants se trouvent entre 40 m et 150 m. On relie les points dans l'ordre par des lignes droites et on interprète les segments reliés comme étant la trajectoire du mobile.

La trajectoire est parcouru à vitesse constante (typiquement $v = 30 \text{ km/h}$). La longueur de la trajectoire est variée en changeant le nombre de points N . On choisit N de sorte à assurer une durée de vol entre 15 et 60 minutes.

Etant donnée une trajectoire d'une durée total T , on estime la probabilité de collision lors d'un vol de chasse dans une cellule avec éolienne par

$$P_{\text{chasse}}P(\text{collisioncellule}) = \frac{T_c}{T}$$

où T_c est le temps passé dans la région critique. Cette dernière est définie par le volume balayé par les rotors et est approximativement donnée par le volume d'un cylindre de rayon égal au rayon du rotor et d'une hauteur de 1 mètre. Le temps T_c résulte, comme le temps T , directement de la simulation numérique (Tabl. 51).

La probabilité ainsi obtenue – moyennée sur une centaine de trajectoires – s'élève à $0,14 \pm 0,052$.

Tabl. 51. Paramètres du modèle pour le risque de collision lors d'un vol de chasse

Paramètre	Valeur	Référence
Hauteur du mât	100 m	I-REX, valeur standard
Rayon du rotor	50 m	I-REX, valeur standard
Distribution des hauteurs de vols	80 % du temps entre 5 et 40 m, 20 % entre 40 et 150 m	Expert CCO
Distribution de la durée de vol	Uniformément entre 15 et 60 minutes	Expert CCO

10.11.2 Resultats

Le nombre de collisions pour la pipistrelle a été estimé avec et sans modèle d'arrêt. Dans ce dernier cas, la valeur de seuil prise en compte pour l'arrêt des machines a été fixée à 6,5 m/s. Les simulations ont été effectuées sur 10 saisons. Les résultats globaux sont résumés dans le Tabl. 52, et les résultats par parcs dans le Tabl. 53.

Tabl. 52. Nombre de collisions estimé pour la pipistrelle commune sur l'ensemble du périmètre d'étude.

	Nombre de collisions
Sans modèle d'arrêt	$10968,4 \pm 375,5$
Avec modèle d'arrêt à 6,5 m/s	$497,1 \pm 20,6$

Tabl. 53. Nombre de collisions estimé pour la pipistrelle commune, résultats par parcs

Parc	Nb de visites	Nb de collisions sans modèle d'arrêt	Nb de collisions, modèle d'arrêt à 6,5m/s
Bel Coster	3569 ± 488	175,4 ± 32,8	7,4 ± 1,9
Bière	16918 ± 3980	975,9 ± 182,9	48,8 ± 10,3
Parc neuchâtelois II	72234 ± 3001	4039,7 ± 194,6	178,2 ± 12,7
EolJoux	3965 ± 1241	196,9 ± 56,0	9,8 ± 2,8
Essertines-sur-Rolle	6321 ± 854	315,0 ± 42,8	12,6 ± 1,9
Zone d'étude française I	18723 ± 1698	937,9 ± 71,9	44,1 ± 2,5
Zone d'étude française II	1759 ± 217	87,7 ± 16,1	4,2 ± 1,0
Grandevent	6881 ± 1112	377,1 ± 72,1	17,3 ± 3,0
Grandsonnaz	18794 ± 1940	984,1 ± 125,2	44,9 ± 6,5
Sur Grati	7488 ± 1841	375,3 ± 117,6	14,8 ± 3,7
Mollendruz	5385 ± 823	259,9 ± 31,1	12,1 ± 1,5
Parc neuchâtelois I	27781 ± 2763	1528,7 ± 121,1	69,2 ± 5,7
Provence	3385 ± 393	182,6 ± 29,1	8,3 ± 1,6
Ste-Croix Gittaz	1022 ± 557	75,7 ± 24,9	2,8 ± 1,1
Ste-Croix Mt Cerfs	10463 ± 2446	457,5 ± 79,9	22,4 ± 5,6

10.11.3 Discussion du modèle de visites

Données de calibration

Les données collectées lors de plusieurs études d'impact sur l'environnement ont été utilisées pour calibrer le modèle et porter sur lui un regard critique. Ces observations proviennent d'enregistrements effectués à l'aide de détecteurs-enregistreurs d'ultrasons (type batcorder 2.0, firme ecoobs) montés sur des mâts à une altitude comprise entre 50 et 80 m, ou suspendus à un ballon (altitude comprise entre 50 et 60 m). La durée des mesures dépasse 5 mois pour les mâts, et est comprise entre 44 et 64 jours pour les ballons.

Ces données proviennent d'études menées sur 6 projets de parcs éoliens situés dans le Jura vaudois ou neuchâtelois, comportant des observations depuis 12 mâts et 3 ballons. L'altitude au sol des points d'observation varie entre 1100 et 1450 m.

Ces données consistent en un nombre moyen de contacts⁶ par nuit (NMCN) pour la période comprise entre les mois d'avril et d'octobre, pour l'ensemble des espèces de chiroptères. De ces chiffres, des déterminations semi-automatiques des taxons et de notre expérience, nous avons tiré pour chaque emplacement une estimation de la proportion de Pipistrelles communes.

Les données issues du modèle de visites sont exprimées en nombre de trajectoires passant à travers un cube de 100 m de côté. Pour la Pipistrelle, nous avons estimé la portée de détection par un batcorder à 20–25 m selon Barateaud (in Eurobats 2012). Sur la base de ces valeurs, un certain nombre de trajectoires (donc de chauves-souris) qui passent à travers le cube de 100 m de côté ne peuvent pas être détectées par les batcorders dont la portée est trop faible. Les nombres moyens de contacts

⁶ Un contact est défini comme la présence d'un taxon de chiroptère durant une minute. Il y a autant de contacts/minute qu'on a pu déterminer de taxons de chiroptères durant cet intervalle.

issus de ces mesures ont été corrigés par la probabilité qu'une trajectoire atteignant le cube de 100 m de côté passe à travers une sphère de 20 à 25 m de rayon dont le centre est situé à 50 m du sol, en admettant que la chauve-souris vole à une altitude comprise entre 25 et 75 m du sol selon une répartition exprimée plus haut. Cette probabilité étant comprise entre 25 et 40 %, on a multiplié les nombres de contacts par nuit par un facteur moyen de 3 afin de les rendre comparables aux nombres de visites. Le résultat est le nombre moyen de contacts corrigé par nuit (NMCCN).

Le NMCCN varie entre 0,255 et 4,122 ce qui, rapporté à une saison «moyenne» d'activité pour une chauve-souris (200 jours) correspond à 51 à 824 visites par saison et par éolienne. Au sein d'un même périmètre de projet de parc, on peut observer des différences notables entre les mâts, susceptibles d'atteindre un facteur de 10. En général toutefois cette variabilité ne dépasse pas un facteur de 5.

Utilisation des données de calibration

On a comparé pour chaque parc pour lequel on disposait de mesures, après correction (NMCCN), le minimum, la moyenne et le maximum de celles-ci avec l'intervalle de confiance à 95 % de la moyenne du nombre de visites. Plusieurs modèles de vol ont été confrontés et c'est finalement le modèle de sigmoïde qui a été retenu comme le plus adapté, avec les paramètres $a = 0,5$ et $b = 25$ (voir Fig. 63).

On constate toutefois que l'adéquation de ce modèle aux observations est loin d'être satisfaisante, le premier s'écartant des secondes très souvent par excès, rarement par défaut. Ces écarts peuvent être relativement importants, souvent proches ou dépassant un facteur de 10x, et dépasser même dans un cas un facteur de 20x (voir Fig. 63). Le modèle actuel ne permet donc pas de rendre compte avec précision des observations de terrain.

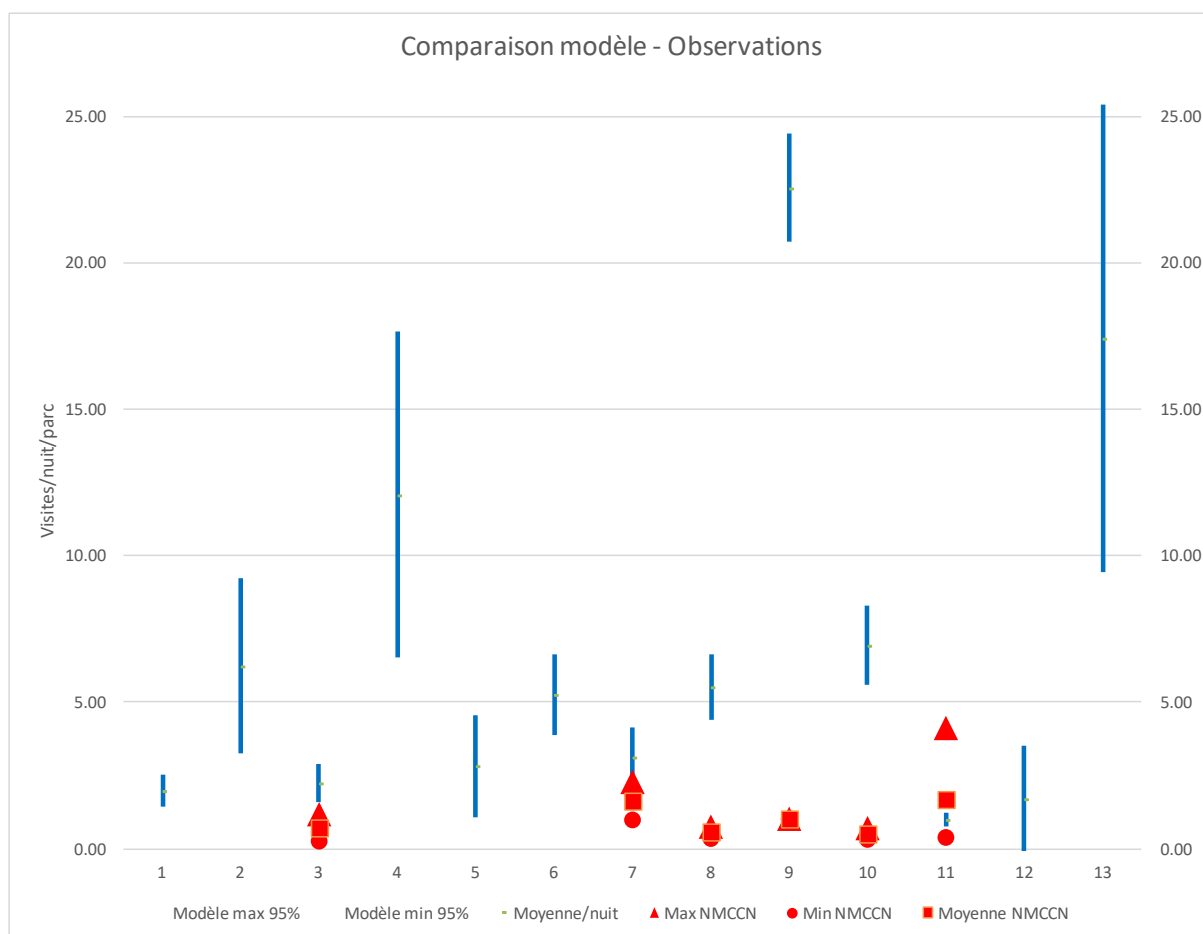


Fig. 63. Comparaison entre le modèle sigmoïde $a = 0,5$, $b = 25$ et les observations réalisées avec des batcorders. En abscisse les différents parcs. En ordonnée le nombre moyen de visites ou de contacts par nuit et par éolienne. En bleu: intervalle de confiance à 95 % du modèle. En rouge observations maximales, moyennes et minimales (NMCCN). Sans les projets de parcs français.

Pris dans leur ensemble, les résultats ne sont pas plus satisfaisants (voir Tabl. 54).

Tabl. 54. Comparaison entre les observations et le modèle pour les projets de parcs pour lesquels on dispose d'observations (batcorders). Valeurs: nombre moyen de visites ou de contacts par nuit et par éolienne, pour différents parcs. Nombre de projets de parcs: 6.

	Observations (NMCCN)	Modèle (Visites)
Moyenne	1,02	6,90
Écart-type	0,52	7,98

En l'état, les conclusions suivantes s'imposent:

- Le modèle actuel ne permet pas de simuler les observations de manière satisfaisante.
- Le modèle ne permet pas non plus de simuler l'activité (visites) moyenne pour l'ensemble des projets de parcs (d'altitude > 1100 m au moins).
- Le modèle ne permet pas de prédire l'activité sur un projet de parc, ni de comparer de manière fiable deux parcs entre eux, et encore moins de comparer deux emplacements possibles d'éoliennes.

Cette mauvaise adéquation du modèle trouve certainement sa source dans nos connaissances trop lacunaires de la répartition des populations (emplacement et taille des colonies notamment) et du comportement des chauves-souris (distances de vol, milieux fréquentés, temps de chasse, etc.). Une réduction de ces lacunes demanderait actuellement un très gros investissement en temps.

10.11.4 Limites conceptuelles du modèle de collision

L'hypothèse de base du modèle établit une relation univoque entre l'activité mesurée (NMCCN) ou modélisée (visites) et la mortalité. Cette hypothèse n'est cependant pas vérifiée pour plusieurs raisons:

- Le modèle postule que l'activité moyenne mesurée sur un site avant la construction d'une éolienne est semblable à celle observée après la construction de cette dernière. Les données disponibles dans la littérature sont cependant extrêmement lacunaires et nous n'avons pas connaissance d'étude démontrant cette hypothèse. Tout porte à croire au contraire que des phénomènes d'attraction ou d'évitement sont possibles à l'encontre des machines.
- Notre modèle établit une relation entre l'activité et la mortalité. Or, des recherches en Allemagne (Brinkmann et al. 2011) ont mis en évidence l'influence du vent comme facteur explicatif important de la mortalité observée. Une telle modélisation serait extrêmement compliquée dans notre cas et nous n'en avons donc pas tenu compte.
- Notre modèle ne fait pas de distinction entre le comportement d'une chauve-souris qui chasse à proximité d'une éolienne ou en l'absence d'éolienne.

10.11.5 Discussion des résultats du modèle de collision

Notre modèle de collision débouche sur une mortalité extrêmement élevée et très certainement très surévaluée. Ainsi, la mortalité associée aux parcs situés autour du Val-de-Travers dépasse la population connue dans ce secteur, pourtant très bien étudié. Le nombre moyen de collisions par éolienne et par année est de près de 72, ce qui est nettement supérieur aux valeurs enregistrées ailleurs en Europe (environ le double du maximum enregistré jusqu'à présent). C'est également nettement supérieur à la petite dizaine de Pipistrelles calculée comme borne supérieure au Mont-Crosin.

Si l'on compare le nombre de visites moyen par site avec le nombre de collisions moyen par site, tous deux issus du modèle, on constate que le rapport moyen est de 5,3 % (donc qu'en moyenne 1 chauve-souris sur 20 qui pénètre dans la zone dangereuse de l'éolienne est tuée par celle-ci). Ce chiffre est du même ordre de grandeur que ce qui a pu être observé en Allemagne (0,25–1 %, Korner-Nievergelt in Brinkmann 2011), France (1–3 %, selon données de Beucher Y. et al., 2013⁷), Jura bernois (env. 3 %, Natura, données non publiées). On peut en déduire que la cause principale des fortes valeurs de mortalité issues du modèle provient sans doute principalement d'un nombre de visites trop élevé, et pas du modèle de mortalité lui-même⁸.

Il n'en demeure pas moins, en définitive, que les chiffres de mortalité issus de l'ensemble du modèle son très certainement fortement exagérés.

10.12 Risque de collision de la Sérotine commune – premier approche

Le modèle initial et les résultats sont décrits dans cette annexe. Il y est également expliqué pourquoi le modèle n'a pas été utilisé pour l'évaluation des effets cumulatifs. Le nombre de collisions dans l'annexe a été calculé avec un nombre d'éoliennes différent de celui utilisé au chapitre 8.

⁷ Beucher Y. et al., 2013. Parc éolien de Castelnau-Pégayrols (12). Suivi pluriannuel des impacts sur les chauves-souris. Bilan des campagnes des 2^{ème}, 3^{ème} et 4^{ème} années d'exploitation (2009–2011)

⁸ Cela ne prouve pas en soi que le modèle de mortalité soit exact, mais que les résultats qu'il fournit concordent avec les observations réalisées sur le terrain.

Le modèle envisagé pour évaluer le risque de collision pour la sérotine commune est identique à celui exposé plus haut pour la pipistrelle. Seuls certains paramètres physiologiques prennent des valeurs différentes: il s'agit du rayon d'action ainsi que de la surface de la zone de chasse.

L'analyse des résultats obtenus pour la pipistrelle ayant montré que ce modèle ne permet pas de simuler les observations de manière satisfaisante, ni de simuler l'activité (visites) moyenne pour l'ensemble des projets de parcs, il a été décidé d'abandonner cette approche en faveur de l'approche expert exposée dans le corps principal du texte, raison pour laquelle aucun résultat ne figure ici.

10.13 Contribution d'experts

Tabl. 55

Espèce	Expert	Contribution
Milan royal	Adrian Aebischer	Information et discussion des paramètres pour les modèles de population et de collisions. Réponse au questionnaire sur les habitats pour le modèle de collisions. Evaluation du rapport.
	Patrick Scherler (SOS)	Réponse au questionnaire sur les habitats pour le modèle de collisions.
	Hans Schmid (SOS)	Réponse au questionnaire sur les habitats pour le modèle de collisions. Evaluation des données pour les modèles de collisions et de population. Evaluation du rapport.
	Daniela Heynen (SOS)	Evaluation du rapport.
	Ruedi Wüst-Graf	Réponse au questionnaire sur les habitats pour le modèle de collisions.
	Dominik Hagist (SOS)	Réponse au questionnaire sur les habitats pour le modèle de collisions.
	Laurent Broch et collaborateurs	Données sur le succès de reproduction et la densité des nids. Evaluation du rapport.
	Lionel Maumary	Réponse au questionnaire sur les habitats pour le modèle de collisions. Discussion des données de repartition.
Grand Tétras	Anatole Gerber	Information et évaluation des paramètres de la population.
	Marc Montadert	Informations sur la population dans la partie française du périmètre d'étude. Evaluation des distances d'évitement
	Anais Mottet	Données sur le nombre de jeunes observés dans le périmètre d'étude.
	Pierre Mollet (SOS)	Evaluation des données de répartition, des paramètres démographiques pour le modèle de population et des paramètres de vol pour le modèle de collisions. Evaluation du rapport. Evaluation des distances d'évitement.
	Daniela Heynen (SOS)	Evaluation du rapport.
	Patrick Patthey et Sébastien Sachot	Evaluation des distances d'évitement Estimation des densités par parc vaudois dans le cadre de l'approche locale minimale, sur la base des comptages et de la répartition des places de chant..

Espèce	Expert	Contribution
Alouette lulu	Lionel Maumary	Observations des territoires pour la répartition, modèle de perte d'habitat et modèle de collisions. Evaluation des paramètres du modèle de collisions. Evaluation des distances d'évitement
	Anatole Gerber	Evaluation de l'estimation de la population pour le périmètre d'étude. Evaluation de l'efficacité des mesures, générales de mitigation, Estimation des pertes dans le modèle local. Evaluation des distances d'évitement
	LPO	Données d'observations pour la partie française du périmètre d'étude.
	Alain Jacot et Janine Aschwanden (SOS)	Evaluation des distances d'évitement.
Bécasse des bois	François Estoppey	A mis à disposition les données du modèle d'habitat pour estimer la population, la répartition et la perte d'habitat.
	Dominique Michelat	Indications sur la répartition dans la partie française.
	Blaise Mulhauser	Evaluation des distances d'évitement (ne s'est pas prononcé). Informations sur les risques de collision en période de reproduction. Indications sur la répartition dans la partie française.
	Jean-Lou Zimmermann	Informations sur les risques de collision en période de reproduction. Indications sur la répartition dans la partie française.
	Patrick Patthey	Evaluation des distances d'évitement. Mise à disposition de la carte de répartition potentielle (Estoppey <i>et al.</i> 2009) et informations connexes
	Pierre Mollet	Evaluation des distances d'évitement. Informations sur la taille des aires de croule.
Grand Duc	Dominique Michelat	Localisations des nids dans la partie française du périmètre d'étude.
	Adrian Aebischer	Evaluation des distances de collisions et des paramètres du modèle de collision
	Marc Kéry (SOS)	Localisations des nids dans le périmètre d'étude.
Chiroptères	Pascal Moeschler (CCO)	Principes d'analyse et relecture.
	Thierry Bohnenstengel (CCO)	Données sur la répartition de la population et paramètres de vol pour le modèle de collisions. Expert pour la détermination de la mortalité potentielle causée par les éoliennes.
	Fabio Bontadina (SWILD)	Expert pour la détermination de la mortalité potentielle causée par les éoliennes.