



## Prendre en compte la pollution sonore dans une modélisation de dynamiques de populations d'espèces

Sylvain MOULHERAT<sup>1</sup>, Christophe PLOTARD<sup>1</sup>, Catherine de ROINCÉ<sup>1</sup>, Jérémie CORNUAU<sup>1</sup>

<sup>1</sup> OïkoLab TerrOïko, 2 place Dom Devic, BP 26, 81540 Sorèze.

Correspondance : Christophe PLOTARD, [christophe.plotard@terroiko.fr](mailto:christophe.plotard@terroiko.fr)

*La connaissance et la compréhension de l'impact du bruit sur les comportements et la survie des animaux progresse lentement mais sûrement. Encore balbutiant, le concept de « trame blanche » vise à intégrer la prise en compte des nuisances sonores d'origine anthropique dans la démarche de préservation de la biodiversité. Comme c'est déjà le cas pour d'autres facteurs de pression, tels que la pollution lumineuse, il est possible de modéliser l'impact du bruit sur la dynamique des espèces en s'appuyant sur différents paramètres.*

### La trame blanche, un concept émergent

Alors que la prise en compte des impacts de la pollution lumineuse sur les espèces tend à se généraliser, via l'intégration d'un volet « trame noire » dans l'évaluation environnementale des plans et projets, l'étude des effets des nuisances sonores sur la biodiversité en est encore à ses prémices. Le concept émergent de « trame blanche » consiste à intégrer la pollution sonore comme un facteur de pression supplémentaire s'exerçant sur la réalisation du cycle de vie des espèces, au même titre que peuvent l'être les infrastructures anthropiques ou la lumière artificielle. L'objectif *in fine* est d'identifier les lieux devant faire l'objet d'une attention prioritaire pour la biodiversité, qu'il s'agisse d'espaces fortement impactés par la pollution sonore et pour lesquels des actions d'atténuation doivent être envisagées, ou d'espaces peu exposés et qui doivent le rester, en particulier au sein des zonages spécifiques tels que la trame verte et bleue ou les espaces protégés.

### Bioacoustique : dans l'oreille des animaux

Avant de pouvoir comprendre les effets du bruit anthropique sur les comportements et la survie des animaux, encore faut-il d'abord avoir une idée de ce qu'ils entendent et de l'usage qu'ils font des signaux sonores perçus. C'est tout l'objet de la bioacoustique, une discipline apparue au cours du vingtième siècle qui étudie la production, la réception et l'interprétation des sons par les organismes vivants. Ce champ d'étude a été prolongé

plus récemment par le développement de l'écologie acoustique, qui s'intéresse aux sons à l'échelle d'un paysage ou d'un écosystème complet, et pour lesquels on parle désormais de « paysage acoustique ».

Les travaux de recherche menés dans ces domaines apportent une première série d'informations concernant les capacités auditives des animaux, qui varient fortement d'une espèce à l'autre. Ces capacités sont principalement définies par les niveaux sonores qui peuvent être perçus (mesurés en décibels, dB), en particulier le seuil d'audition, et par les fréquences sonores qui peuvent être détectées (exprimées en hertz, Hz), en particulier les fréquences où la sensibilité est maximale, c'est-à-dire où l'audition est la plus performante. Un rapport de Bruitparif (Bruitparif, 2020) propose un tableau récapitulatif des connaissances disponibles à ce stade concernant le spectre auditif de différents taxons (tableau 1).

La bioacoustique permet ensuite de comprendre comment les signaux sonores, reçus ou émis, interviennent dans les comportements des différentes espèces. Ils peuvent entrer en jeu dans le cadre de la recherche de nourriture : c'est par exemple le cas chez les différentes espèces de sternes, des oiseaux marins qui crient avant de plonger pour attraper une proie afin d'éviter les collisions entre individus. La communication sonore peut également intervenir dans la recherche de partenaire sexuel, la reconnaissance mutuelle entre individus, la vigilance contre les prédateurs ou encore la défense des

Tableau 1 – Spectre auditif de différents taxons (Bruitparif, 2020).

	Fréquences	Sensibilité maximale	Seuil d'audition
Humain	20-20 000 Hz	1 000-4 000 Hz	0 dB
Mammifères terrestres	10-50 000 Hz	Variable	0 dB
Oiseaux	100-10 000 Hz (rapaces : jusqu'à 12 000 Hz)	Variable	5-15 dB
Chiroptères	Jusqu'à 150 000 Hz	Variable	Bas
Insectes	Jusqu'à 300 000 Hz	20 000-60 000 Hz	Élevé (> 40 dB : papillons ; > 80 dB : cigales)
Amphibiens	100-4 000 Hz	400-900 Hz	20-40 dB
Mammifères marins	De quelques Hz à près de 200 000 Hz	Variable	Variable

territoires. Chez les chauve-souris, l'émission d'ondes sonores sert à localiser les obstacles et les proies, et ainsi ajuster les trajectoires de vol.

### Les effets de la pollution sonore sur la biodiversité

La littérature scientifique fournit des informations encore incomplètes concernant l'évaluation de l'impact des bruits anthropiques sur les fonctions biologiques des espèces. Si le nombre d'études est en nette augmentation depuis une dizaine d'années, leurs résultats sont encore généralement limités à certaines espèces et/ou certains types de nuisances sonores et/ou certains types d'effets (Sordello *et al.*, 2020). La plupart des travaux tend toutefois à montrer que des conséquences négatives non négligeables existent à partir de certains niveaux sonores et/ou dans certaines fréquences, pour une majorité d'espèces étudiées.

Pour les espèces terrestres, les nuisances sonores évoquées ici sont d'abord celles causées par les moyens de transports, qui peuvent produire aussi bien un bruit continu (trafic routier et autoroutier régulier) que plus ponctuel (passage d'un train ou d'un avion). Le bruit routier ou ferroviaire est sensible à partir d'une vitesse de 50 km/h environ, avec des fréquences sonores plus basses sur route (en-dessous de 1 500 Hz) que sur rail. Mais d'autres activités humaines sont également fortement productrices de pollution sonore, souvent en lien avec l'usage de machines ou outils motorisés : l'industrie, l'exploitation forestière, l'extraction minière, la construction, certaines activités militaires, etc.

Les études montrent que ces nuisances sonores peuvent avoir diverses conséquences sur les espèces : fragmentation des habitats, audition dégradée, augmentation du stress, modification dans la vocalisation, et par effet domino, baisse de la reproduction, modification des interactions proies-prédateurs et, *in fine*, réductions des populations. Ces effets négatifs peuvent par ailleurs être observés jusqu'à des distances éloignées de la source : le bruit d'une route, par exemple, peut impacter des populations d'oiseaux distantes d'1,5 km ou certains mammifères jusqu'à 5 km.

### L'intégration du bruit dans une modélisation de dynamique de population

Dès lors que des données existent pour « quantifier » l'impact du bruit sur une espèce en fonction du niveau

de nuisances, il devient possible d'envisager la prise en compte de la pollution sonore dans une démarche de modélisation. L'objectif est d'intégrer le bruit comme un facteur supplémentaire dans le calcul des probabilités de maintien de l'espèce au sein de son habitat et de ses trajectoires de déplacements. La relation entre le niveau de nuisances auditives et le niveau d'impact est modélisée sur la base des données scientifiques disponibles.

La plupart des outils de modélisation des dynamiques de populations d'espèces ou de fonctionnement des réseaux écologiques se basent sur l'interaction entre les espèces et les milieux naturels, en définissant d'une part des patches d'habitats favorables et leur qualité écologique (notion de capacité biotique), et d'autre part la capacité des espèces à traverser différents milieux naturels lors de leurs déplacements (coefficients de perméabilité) (Dutta *et al.*, 2022). L'intégration des nuisances sonores peut, dès lors, être envisagée comme un élément de qualification des habitats des espèces modélisées, affectant leur qualification en tant que patches d'habitats potentiels ou leur qualité. Elle peut aussi être intégrée au niveau des coefficients de perméabilité, influençant de ce fait les déplacements des espèces simulées (figure 1).

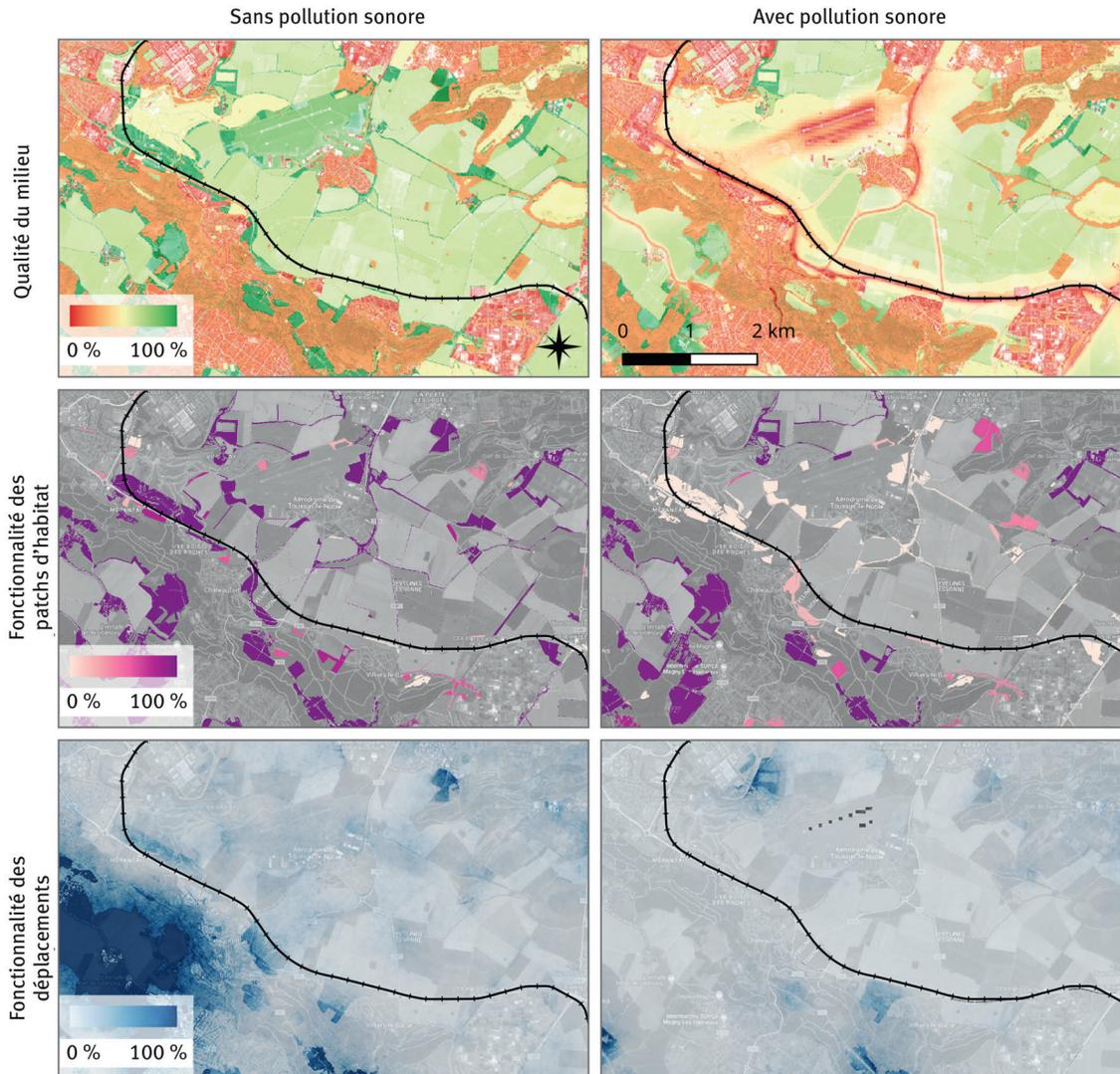
D'un point de vue conceptuel, l'intégration de la pollution sonore semble donc une piste prometteuse pour une meilleure prise en compte de ces nuisances sur la conservation de la biodiversité. Même si sa mise en œuvre opérationnelle peut encore s'avérer complexe, un premier retour d'expérience montre que cela est possible et même souhaitable pour une meilleure prise en compte des enjeux de biodiversité.

### L'exemple de l'évaluation des impacts d'une ligne de métro sur neuf espèces

La Société du Grand Paris (SGP) souhaitait étudier les conséquences sur les continuités écologiques de la mise au sol d'un tronçon de la ligne 18 du Grand Paris Express, entre Guyancourt et la gare CEA Saint-Aubin. L'objectif était notamment d'évaluer l'impact des nuisances sonores attendues sur les espèces locales.

L'étude a été réalisée entre 2018 et 2020 sur plusieurs espèces ou guildes d'espèces représentant les trois principales sous-trames de la zone considérée (ouverte, forestière et humide). La sélection des espèces a été effectuée de telle manière que ces dernières fassent partie du cortège observé lors des inventaires naturalistes, qu'elles soient inféodées aux milieux représentatifs des sous-trames étudiées, et qu'elles présentent des

**Figure 1** – Comparaison de la qualité du milieu (en haut), de la fonctionnalité des patchs d'habitat (au centre) et de la fonctionnalité des déplacements (en bas) pour la caille des blés, sans et avec prise en compte des nuisances sonores, dans la zone d'étude de mise au sol d'un tronçon de la ligne 18 du Grand Paris Express (TerrOïko).



écologies contrastées en termes de cycles de vies et de capacités de déplacement (Albert et Chaurand, 2018).

La littérature scientifique montre que certaines des espèces étudiées peuvent être affectées par les nuisances sonores (amphibiens, oiseaux et grands mammifères). Ces effets sont principalement décrits comme affectant la densité d'individus observés par rapport à des espaces comparables non exposés à des sons artificiels d'origine anthropique. De telles observations peuvent donc être traduites dans le modèle par des réductions de qualité des milieux constituant les patchs d'habitats potentiels, et par une baisse de la fréquentation des milieux lors des déplacements des espèces (augmentation des coefficients de perméabilité).

D'après les connaissances disponibles sur les espèces étudiées, la qualité du milieu (mesurée par la densité d'individus observés) décroît proportionnellement à l'augmentation du niveau sonore, quelle que soit l'espèce affectée dans l'étude. La littérature scientifique consultée (revues systématiques et méta-analyses) montre ainsi que le nombre d'individus par unité de surface baisse de 3 % à chaque décibel supplémentaire, à

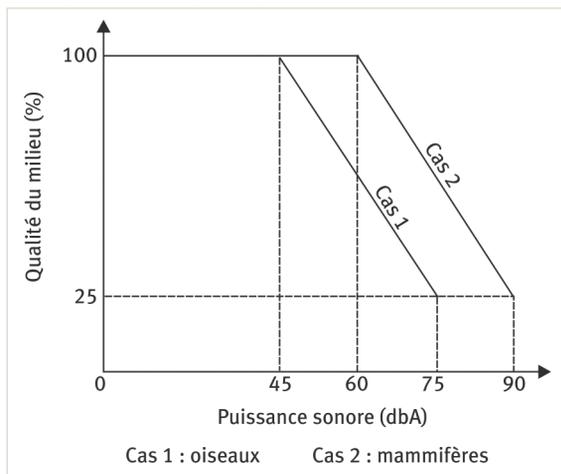
partir d'une valeur seuil. Les amphibiens et les oiseaux étudiés semblent être affectés dès 45 dB, tandis que les mammifères semblent ne l'être qu'à partir de 60 dB (figure 2).

Un effet d'habituation est évoqué par plusieurs études, sans toutefois que des données suffisamment robustes puissent être utilisées dans un modèle. Cet effet n'est donc pas pris en compte dans nos paramètres de modélisation à ce stade, ce qui conduit à maximiser les impacts des nuisances sonores sur les espèces.

Les données de nuisances sonores utilisées ont été de deux natures :

- niveaux sonores avant construction de la ligne de métro 18 : une carte de la pollution sonore existante, à l'échelle de la zone d'étude étendue (tampon de 5 km de part et d'autre du tracé), a été produite à partir des indicateurs  $L_{den}$  et  $L_n$  transmis par Bruitparif et par la SGP via l'étude de nuisances acoustiques de l'étude d'impact de la ligne 18, sur la base des informations fournies par des mesures de terrain interpolées. Ces indicateurs réglementaires des intensités de nuisances sonores pour l'Homme ont été utilisés à défaut d'accès aux données

**Figure 2** – Relation entre le niveau de nuisances sonores enregistrées et la qualité du milieu pour les espèces étudiées (dérivé de Reijnen *et al.*, 1995 ; Drolet *et al.*, 2016).



brutes permettant de les calculer (ces indicateurs et leurs limites sont détaillés dans l'encadré 1). L'indicateur  $L_{den}$  a donc été utilisé pour qualifier le niveau de pollution sonore moyen pour les espèces diurnes, tandis que l'indicateur  $L_n$  a été utilisé pour qualifier les nuisances pour les espèces nocturnes. Ces hypothèses de travail tendent à surévaluer légèrement les niveaux de pollution sonore ;

- prévisions de niveaux sonores après la construction au sol de la ligne 18 : une carte de la pollution sonore future a été produite en intégrant, dans la carte des nuisances sonores existantes, les données de bruit de l'étude d'impact transmise par la SGP. Ces données portent sur les abords de la ligne 18 et classent les zones concernées

par tranches de nuisances de 10 dB(A) (de 50 à 60 dB(A), de 60 à 70 dB(A), etc.). Par défaut, dans le cadre de cette étude, il a été considéré pour ces travaux qu'en tous points d'une même zone, le niveau sonore prévisible correspondrait à la valeur maximale de la tranche considérée. Ainsi, si une zone est classée dans la tranche 60-70 dB(A), alors l'hypothèse est faite qu'en tous points de cette zone le niveau sonore prévisible est de 70 dB(A). Cette hypothèse conservatrice maximise l'effet de la pollution sonore attendue du projet de ligne 18.

Pour l'état avant-projet comme pour l'état attendu après mise en service, deux modélisations ont été réalisées :

- la première s'appuie uniquement sur les cartes des milieux naturels (occupation des sols), ce qui correspond à une approche de type « trame verte et bleue » ;
- la seconde s'appuie à la fois sur les cartes des milieux naturels et sur les cartes de nuisances sonores établies à partir des données décrites ci-dessus, ce qui correspond cette fois à une approche de type « trame blanche ». La qualité des milieux en tant que patches d'habitats potentiels et les coefficients de perméabilité ont été modifiés à l'aide des relations présentées en figure 2.

Cette méthode a ainsi permis de comparer la qualité des patches d'habitat potentiels et les coefficients de perméabilité, de même que les divers résultats de simulation, selon que l'environnement sonore était ou non pris en compte dans les paramètres de modélisation. La figure 1 porte sur l'état attendu après mise en service et montre l'évolution des coefficients de perméabilité et de la fonctionnalité écologique pour la caille des blés. L'impact négatif des nuisances sonores apparaît clairement : les coefficients de perméabilité augmentent nettement à proximité de toutes les infrastructures de transport, non seulement le long du tracé de la ligne de métro, mais également sur l'ensemble du réseau routier et dans l'axe des pistes de l'aérodrome.

En conséquence, la fonctionnalité des habitats potentiels et des déplacements de l'espèce se dégrade dans une grande partie de la zone d'étude, en particulier tout le long du parcours de la ligne de métro ainsi qu'aux extrémités est et ouest de l'aérodrome, concernées par des survols d'avions à basse altitude en phase de décollage et d'atterrissage.

### Un manque de données à combler

Tout comme le développement de l'approche « trame noire » a été rendu possible par l'accès à des données de pollution lumineuse, la mise en œuvre d'une démarche de « trame blanche » ne pourra se faire sans une meilleure mise à disposition de données acoustiques de terrain. Comme précisé dans l'encadré 1, la réglementation actuelle sur la pollution sonore conduit à utiliser non pas des données brutes issues directement des capteurs, mais des données et des indicateurs pondérés, destinés à évaluer l'impact du bruit selon la perception de l'oreille humaine. Ces données et indicateurs s'avèrent imparfaits lorsqu'il s'agit d'étudier les effets du bruit sur la biodiversité. En particulier, l'usage d'indicateurs pondérés comme données d'entrée ne permet pas d'obtenir des résultats de simulation pouvant être interprétés comme décrivant la réalité terrain de manière absolue. L'exploitation de ces résultats n'est pertinente que dans

### Encadré 1 – Étude du bruit et de ses impacts : ce que prévoit la réglementation.

La directive européenne du 25 juin 2002 relative à l'évaluation et à la gestion du bruit dans l'environnement définit le cadre d'action pour la lutte contre les nuisances sonores des infrastructures de transports terrestres (routières et ferroviaires), des aéroports et des agglomérations. Elle a été transposée en droit français *via* une série de textes dont les dispositions sont rassemblées dans le Code de l'environnement (articles L572-1 à L572-11 et R572-1 à R572-12). Elle impose l'établissement de cartes d'exposition aux bruits et, sur la base de ces cartes, l'adoption de plans de prévention du bruit dans l'environnement (voir spécifiquement l'arrêté du 4 avril 2006). Des obligations s'appliquent également à tout projet de construction ou de modification d'une infrastructure de transport terrestre.

Cet arsenal réglementaire se concentre toutefois sur les nuisances sonores telles que perçues par les humains. Les niveaux sonores sont mesurés en décibels (dB), mais ces valeurs brutes sont ensuite pondérées en fonction du spectre de fréquences perçues par l'oreille humaine. C'est sur la base de ces valeurs moyennes pondérées, exprimées en dB(A), que sont construites les formules de calcul des différents indicateurs de bruit.  $L_{den}$  (Level day evening night) pour l'ensemble d'une journée est ainsi calculé à partir de,  $L_d$  (Level day) pour les périodes de jour,  $L_e$  (Level evening) pour les périodes de soirée, et  $L_n$  (Level night) pour les périodes de nuit selon la relation :

$$L_{den} = 10 \times \log \left( \frac{12 \times 10^{\frac{L_d}{10}} + 4 \times 10^{\frac{L_e+5}{10}} + 8 \times 10^{\frac{L_n+10}{10}}}{24} \right)$$

À ce stade, seules sont accessibles les données moyennes nocturnes ( $L_n$ ) ou l'indicateur de nuisances sonores ( $L_{den}$ ) qui en découle, auprès de structures dédiées comme Bruitparif en Île-de-France ou auprès des directions départementales des territoires qui sont chargées de les centraliser. L'accès aux données brutes est plus complexe, ce qui limite donc l'utilisation de données pertinentes pour l'évaluation des effets de la pollution sonore sur la biodiversité.

le cadre d'une analyse relative, de comparaison entre deux états du paysage (avec et sans nuisances sonores par exemple).

Pour une évaluation plus réaliste des impacts de la pollution sonore sur les espèces, il est donc nécessaire que :

– les données brutes puissent être conservées et mises à disposition par ceux qui les collectent sur le terrain ou seraient en mesure de les centraliser ;

– les données brutes rendues accessibles soient analysées en prenant en compte un large spectre de fréquences sonores, couvrant notamment les fréquences qui ne sont pas perceptibles par l'être humain mais sont susceptibles d'affecter les espèces étudiées.

L'autre enjeu principal, en matière de données, est la progression nécessaire des connaissances scientifiques relatives à l'impact du bruit sur l'écologie des espèces. Ces données issues de la recherche sont indispensables pour affiner la compréhension puis la modélisation des effets de la pollution sonore, à l'échelle d'un taxon spécifique comme à l'échelle d'un paysage complet. Si l'impact néfaste du bruit anthropique sur un grand nombre d'espèces a été démontré par de nombreuses études, des nuances semblent devoir être apportées selon les situations. Plusieurs études tendent par exemple à montrer qu'une habituation au bruit est possible, voire fréquente, chez la plupart des espèces affectées. D'autres travaux ont également permis de constater que certaines espèces peuvent avoir, sous certaines conditions, une préférence pour les zones bruyantes, dans lesquelles elles viendraient se mettre à l'abri des prédateurs. Par ailleurs, il conviendrait de disposer de données plus précises sur l'impact des nuisances sonores selon que le bruit est continu ou ponctuel.

Néanmoins, en attendant de disposer de connaissances plus exhaustives sur le sujet, le retour d'expérience qui

illustre cet article montre que les territoires peuvent dès à présent s'emparer de la notion de « trame blanche », en valorisant les données déjà disponibles et en appliquant un principe de précaution : les secteurs du territoire où la biodiversité est riche et bien représentée et où les espèces peuvent accomplir l'intégralité de leur cycle de vie doivent être préservés des nuisances sonores.

## RÉFÉRENCES

Albert C. H., Chaurand J., 2018. Comment choisir les espèces pour identifier des réseaux écologiques cohérents entre les niveaux administratifs et les niveaux biologiques ?. *Sciences Eaux & Territoires*, (25), 26-31. <https://doi.org/10.14758/SET-REVUE.2018.25.05>

Bruitparif, 2020. Rapport d'étude Bruit et biodiversité. 58 p. [https://www.bruitparif.fr/pages/En-tete/400Bruitpedia/150 Les impacts du bruit sur la biodiversité/2020-03-11 - Rapport - Bruit et biodiversité.pdf](https://www.bruitparif.fr/pages/En-tete/400Bruitpedia/150%20Les%20impacts%20du%20bruit%20sur%20la%20biodiversite/2020-03-11-Rapport-Bruit-et-biodiversite.pdf)

Drolet A., Dussault C., Côté S. D., 2016. Simulated drilling noise affects the space use of a large terrestrial mammal. *Wildlife Biology*, (22), 284-293. <https://doi.org/10.2981/wlb.00225>

Dutta T., Sharma S., Meyer N. F. V., Larroque J., Balkenhol N., 2022. An overview of computational tools for preparing, constructing and using resistance surfaces in connectivity research. *Landscape Ecology*, (37), 2195-2224. <https://doi.org/10.1007/s10980-022-01469-x>

Reijnen R., Foppen R., Braak C. T., Thissen J., 1995. The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. III. Reduction of density in relation to the proximity of main roads. *Journal of Applied Ecology*, (32), 187-202. <https://doi.org/10.2307/2404428>

Sordello R., Ratel O., Flamerie de Lachapelle F., Leger C., Dambry A., Vanpeene S., 2020. Evidence of the impact of noise pollution on biodiversity: a systematic map. *Environmental Evidence*, (9), 20. <https://doi.org/10.1186/s13750-020-00202-y>