

Phénologie du chant des oiseaux le long d'un gradient de pollutions sonores et lumineuses



Mémoire pour l'obtention du diplôme de MASTER 2
Mention GAED Spécialité TELENVI (Téledétection & Environnement)
Co-habilité par l'Université Rennes 2 et Agrocampus Ouest

Soutenu le 12 Septembre 2019 par

Guillaume CORBEAU

Jury :

Samuel CORGNE - UMR 6554 LETG Rennes

Simon DUFOUR - UMR 6554 LETG Rennes

Jacques HAURY - UMR ESE INRA/ACO

Hervé NICOLAS - UMR SAS INRA/ACO

Encadrants :

Laurent GODET – Directeur de Recherche, UMR 6554 LETG Nantes Géolittomer, CNRS

Pierre AUMOND – Chercheur postdoctoral, UMR Acoustique Environnementale, IFSTTAR

Remerciements

Ce travail est soutenu par la Fondation de France, dans le cadre de l'axe « Quels littoraux pour demain ? ». Il est intégré au projet « LARN : Lumières artificielles de nuit sur le littoral », porté par Laurent Godet, Chercheur CNRS au laboratoire LETG.

Je remercie particulièrement Laurent Godet pour m'avoir offert l'occasion de travailler sur ce projet de recherche interdisciplinaire unique, pour son encadrement méthodologique et pour la bonne ambiance aussi bien sur le terrain qu'au laboratoire LETG à l'Université de Nantes.

Je remercie aussi sincèrement Pierre Aumond pour son accueil convivial au sein de l'UMRAE à l'IFSTTAR de Bouguenais, pour sa grande disponibilité et pour l'aide essentielle sur le traitement de données et l'utilisation d'outils nouveaux.

Merci aussi à Nicolas Fortin de l'UMRAE, d'avoir débogué NoiseModelling à chaque fois que mes données faisaient bloquer le programme ; à Matthieu Marquet et Pauline Beillevert du PNR de Brière, pour nous avoir embarqué dans leurs chalands ; à Eugene Archer et Hubert Dugué de l'association ACROLA, pour nous avoir permis d'accéder aux roselières de Donges et enfin, merci aux propriétaires qui m'ont laissé accéder à leur jardin pour poser nos enregistreurs.

Résumé / Abstract

Les oiseaux sont soumis à de multiples contraintes anthropiques parmi lesquelles les pollutions liées à l'éclairage nocturne artificiel et au bruit routier. L'impact de ces deux perturbations ayant surtout été testé de manière expérimentale et non de manière simultanée, nous avons cherché à montrer l'impact des pollutions lumineuses et sonores sur la phénologie du chant des oiseaux le long d'un gradient d'anthropisation. Notre site d'étude, au sud de la presqu'île guérandaïse, englobe la côte nazairienne, très urbanisée et la Brière dont la naturalité est très forte. Dans un premier temps nous avons cartographié les deux pollutions : la carte des lumières artificielles a été créée à partir de synthèses mensuelles VIIRS, tandis que la carte du bruit routier a été produite à l'aide du logiciel NoiseModelling, qui permet la modélisation du bruit routier à partir de données de trafic. Dans un second temps, les cartes nous ont permis la mise en place d'un plan d'échantillonnage pour l'acquisition de d'enregistrements sonores des chants d'oiseaux sur le terrain. Ces données traitées à l'aide d'indices bioacoustiques nous ont permis de montrer que lorsque le bruit anthropique et les lumières artificielles augmentent, les oiseaux ont tendance à chanter plus tôt et plus intensément. L'indice bioacoustique « TFSD » a montré son efficacité par rapport à d'autres indices, il serait donc intéressant de poursuivre son développement dans des recherches futures.

Birds are subject to multiple anthropogenic pressures, including pollution from artificial lights at night and road noise. However, the impact of these two disturbances was mainly tested experimentally and not simultaneously. Thus we sought to demonstrate the impact of light and sound pollution on bird song phenology along a gradient of anthropization. Our study site, in the south of the Guérande peninsula, includes the highly urbanized coast of Saint-Nazaire and the Brière, which naturalness is very high. First we mapped the pollutions : the artificial light map was created from monthly VIIRS syntheses, while the road noise map was produced using the NoiseModelling software, which allows road noise modelling based on traffic data. These maps allowed us to set up a sampling design for the acquisition of bird audio recordings in the field. Then, these data were processed using bioacoustic indices. We show that when anthropogenic noise and artificial lights increase, birds tend to sing earlier and more intensely. The bioacoustic index « TFSD » has shown its effectiveness compared to other indices, so it would be interesting to continue its development in future research.

Liste de sigles

ACI : Acoustic Complexity Index.

ALAN : Artificial Light At Night (sigle anglophone traditionnellement utilisé pour désigner les pollutions lumineuses artificielles nocturnes).

CARENE : Communauté d'Agglomération de la Région Nazairienne et de l'Estuaire.

CNOSSOS-EU : Common Noise Assessment Methods in Europe.

dBA : Décibel audible (pondéré pour tenir compte de la sensibilité de l'oreille humaine sur chaque bande de fréquences).

DNB : Day and Night Band (VIIRS).

IFSTTAR : Institut Français des Sciences et Technologies des Transports, de l'Aménagement et des Réseaux (ex-Laboratoire Central des Ponts et Chaussées).

Leq : Niveau acoustique équivalent (exprimé en dB) d'un bruit fluctuant, équivalent d'un point de vue énergétique à un bruit permanent et continu qui aurait été observé au même point de mesure et durant la même période. Le niveau acoustique équivalent correspond donc à une « dose de bruit » reçue pendant une durée déterminée.

L50 : Niveau fractile (exprimé en dB) exprimant le niveau sonore dépassé pendant 50 % du temps par rapport à la durée totale de la mesure.

OSM : Open Street Map

SM2 / SM4 : Enregistreurs 'Song Meter' de la marque Wildlife Acoustics équipés de micros adaptés aux prises de son sur le terrain en toutes conditions météo.

TFSD : Time and Frequency Seconde Derivative.

TMJA : Trafic Moyen Journalier Annuel.

UMRAE : Unité Mixte de Recherche en Acoustique Environnementale (CEREMA-IFSTTAR).

VIIRS : Visible Infrared Imaging Radiometer Suite.

Sommaire

| | |
|---|-----------|
| <i>Introduction</i> | 6 |
| <i>État de l'art et positionnement de recherche</i> | 7 |
| Partie 1 : Cartographie des pollutions sonores et lumineuses | 8 |
| A) Matériel et méthodes | 8 |
| 1) <i>NoiseModelling</i> | 9 |
| 2) <i>VIIRS</i> | 11 |
| B) Résultats | 12 |
| 1) <i>Bruit routier</i> | 12 |
| 2) <i>Lumières artificielles nocturnes</i> | 13 |
| 3) <i>NoiseModelling : un bon indicateur d'anthropisation ?</i> | 13 |
| Partie 2 : Étude de l'impact des pollutions sur les oiseaux | 16 |
| A) Matériel et méthodes | 16 |
| 1) <i>Plan d'échantillonnage</i> | 16 |
| 2) <i>Indices acoustiques</i> | 20 |
| 3) <i>Mise en forme des données</i> | 22 |
| 4) <i>Analyses statistiques</i> | 23 |
| B) Résultats | 24 |
| 1) <i>Evaluation de l'impact sur les oiseaux</i> | 24 |
| 2) <i>Récapitulatif général</i> | 27 |
| Discussion | 28 |
| A) Cartographie des pollutions sonores et lumineuses | 28 |
| B) Impact des pollutions sur les oiseaux | 30 |
| Conclusion | 32 |
| Perspectives | 32 |
| Bibliographie | 34 |
| Annexes | 36 |

Introduction

La bande littorale a toujours été un espace attractif pour les sociétés humaines (Small et Nicholls, 2003) et l'Homme continue à y développer ses activités (Zaninetti, 2006). La presque-île guérandaise, en Loire-Atlantique (Pays de la Loire), ne déroge pas à cette règle. En effet, entre les marais salants de Guérande, les installations touristiques de La Baule, les chantiers navals et le port de transport de marchandises de Saint-Nazaire, l'aéroport de Montoir-de-Bretagne et les complexes pétroliers et énergétiques de Donges, la tache urbaine des communautés de communes du Cap Atlantique (Guérande) et de la CARENE (Saint-Nazaire) est très étalée, ce qui laisse peu de place aux milieux naturels le long de la côte (figure 1).

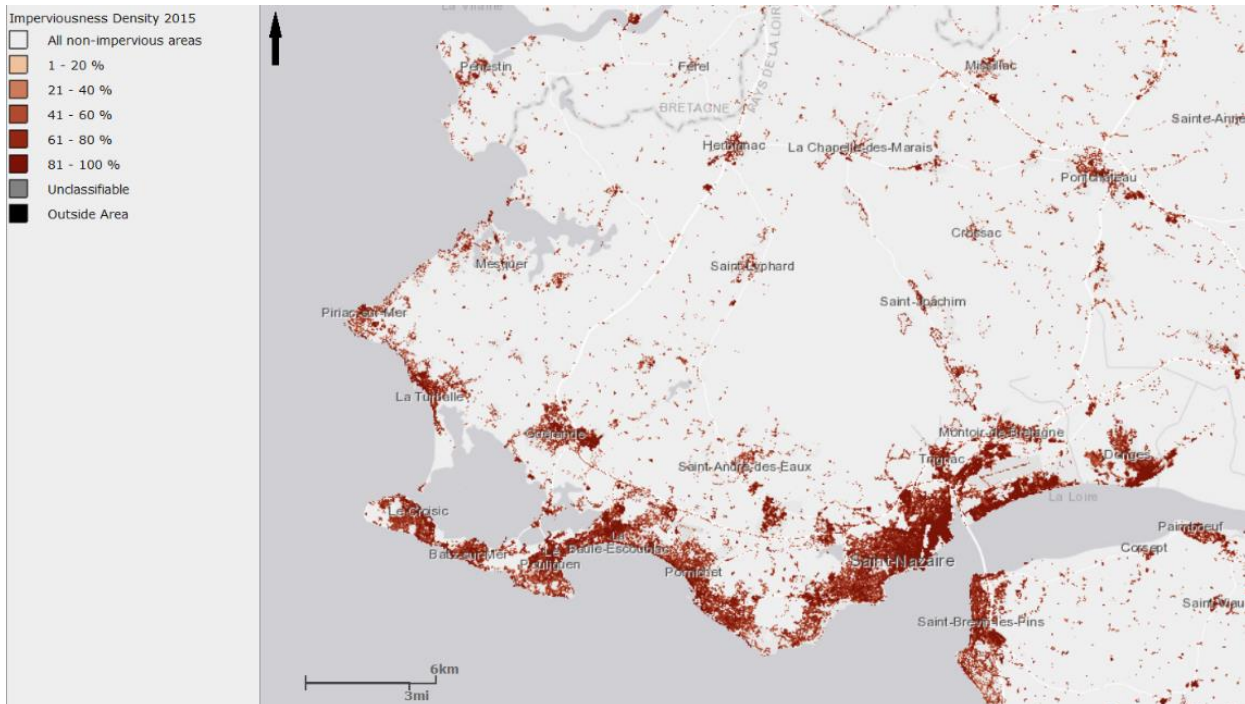


Figure 1 : L'anthropisation de notre site d'étude (presqu'île guérandaise) estimée par la distribution spatiale des surfaces imperméables (Copernicus, 2015)

Cependant, la Brière constitue un bastion de naturalité essentiel dans la région. Situé au nord de Saint-Nazaire, ce marais de 19 000 hectares est pris en compte dans le Schéma Régional de Cohérence Écologique (SRCE) et fait partie de plusieurs entités de conservation : zone de protection spéciale (ZPS) Natura 2000, site reconnu par la convention sur les zones humides RAMSAR, zone naturelle reconnue d'intérêt écologique faunistique et floristique (ZNIEFF). De plus 836 hectares de roselières classés en réserve naturelle régionale (RNR du marais de Brière) sont gérés par le Parc Naturel Régional de Brière qui organise la concertation des partenaires (agriculteurs, exploitants, scientifiques, chasseurs etc.) et des acteurs locaux.

Le fort contraste d'anthropisation entre la Brière et la côte nazairienne rend ce site d'étude intéressant pour évaluer deux types de pollutions indéniablement liées aux activités humaines : le bruit routier et la lumière artificielle. Avant d'effectuer des mesures sur le terrain, nous avons effectué d'une part la modélisation du bruit routier et d'autre part l'analyse d'images satellites nocturnes pour obtenir une carte pour chaque pollution. Cela nous a permis d'identifier et de cartographier les gradients de pollutions sonores et lumineuses. Dans un second temps, nous avons étudié comment la phénologie journalière du chant des oiseaux était influencée par ces deux sources de perturbation.

État de l'art et positionnement de recherche

La sixième crise d'extinction, d'origine anthropique, est d'abord due à la fragmentation des habitats. Ce constat a été démontré précocement (*Diamond, 1984*) et a été attesté récemment (*Godet & Devictor, 2018*). Le développement de l'urbanisation sous toutes ses formes, ainsi que celui que l'agriculture, sont les principaux facteurs de fragmentation des milieux, mais les impacts de l'anthropisation sur la biodiversité sont également indirects. En effet, les pollutions lumineuses et sonores impactent la faune sauvage et agissent comme un filtre basé sur les traits de vie des espèces qui sont contraintes de s'adapter ou de fuir les zones où l'activité humaine est trop intense (*Croci et al., 2008*). Ces pollutions peuvent ainsi entraîner l'échec de la reproduction, la modification de la répartition et de l'abondance, ou encore des changements physiologiques ou comportementaux chez les oiseaux (*Ikuta et al., 2003 ; Beaugeard et al., 2019*).

Les lumières artificielles nocturnes font l'objet de plus en plus d'études. Elles sont mesurables via plusieurs moyens, le plus facile à grande échelle étant actuellement VIIRS. Malgré une faible résolution et une qualité fortement dépendante des conditions météo, les données de synthèses mensuelles sont un bon indicateur des pollutions lumineuses perçues au sol (*Xu et al., 2018 ; Coesfeld et al., 2018*). Les lumières artificielles ont tendance à augmenter la durée du jour perçue par les oiseaux (*Dominoni et al., 2015*) et la majorité des études montrent que les lumières artificielles nocturnes (ALAN) ont un impact majeur sur la phénologie du chant (*Da Silva et al., 2015*) et sur les hormones du sommeil (*Raap et al., 2018 ; Ouyang et al., 2017*), du rythme de ponte (*Kempenaers et al., 2010*), du développement des organes sexuels et des plumes (*Dominoni et al., 2013*). Cependant, selon les espèces l'importance de ces problèmes lumineux diffère, car elles peuvent être plus ou moins sensibles par rapport à d'autres facteurs comme les intempéries, les phases de la lune, ou la couverture arborée (*Goller et al., 2018 ; Böhm et al., 2016 ; Bruni et al., 2014*). Les études ne se cantonnent pas seulement aux oiseaux nicheurs, l'impact des pollutions lumineuses est également observé chez les oiseaux en migration dont les rythmes circadiens sont perturbés et l'orientation biaisée (*Cabrera-Cruz et al., 2018*).

Les impacts du bruit anthropique sur la faune sauvage font aussi l'objet de nombreuses études et différentes méta-analyses sur le sujet sont d'ailleurs régulièrement publiées (*Ortega, 2012 ; Gilbert et al., 2017*). Alors que les sources anthropiques sont nombreuses, c'est le plus souvent le bruit routier qui est pris en compte car c'est la première source contribuant au niveau moyen d'un environnement sonore anthropisé. Les études « non-invasives » de l'effet du bruit sur les oiseaux se limitent à l'observation de réactions comportementales telles que des réactions typiques du stress, de l'anxiété ou de l'hypervigilance (*Kleist et al., 2018*), mais aussi des décalages de chants (*Arroyo-Solis et al., 2013*), ou des adaptations comme les chants plus forts (*Nemeth et al., 2012*), ou plus aigus (*Slabbekoorn et al., 2003*) qui tentent de surpasser la « couverture sonore » qui empêche le repérage des proies, des prédateurs, des conspécifiques et qui altère même la communication avec les jeunes (*Schroeder et al., 2012 ; Dooling et al., 2007*). Selon Kleist (*Kleist et al., 2018*), « Une augmentation du bruit de 10 dB au-dessus des niveaux naturels peut réduire la zone d'écoute des animaux de 90% ». Des études plus « invasives » se concentrant sur des variables physiques et physiologiques montre que le bruit est donc responsable de la diminution de l'aptitude phénotypique (capacité à avoir une descendance viable), de changements de taux d'hormones liées au stress ou au sommeil, etc. (*Summers et al., 2011, Beaugeard et al., 2019*). Certains chercheurs considèrent que l'impact est tellement négatif qu'ils envisagent même de mettre en place des mesures drastiques, telles que la fermeture des routes en période de reproduction, ou la limitation du trafic (*Parris et al., 2009*).

La majorité des études de l'impact des ALAN et du bruit routier se base sur des espèces en particulier, ou sur un groupe d'espèces identifiées. De plus elles ne se focalisent que sur une seule pollution à la fois et n'étudient pas l'impact conjoint des lumières et du bruit sur les oiseaux sauvages en liberté. C'est pour cela que notre étude a été mise en place. Elle permet d'apporter des données empiriques et simultanées sur les deux pollutions en s'appuyant sur l'activité de la communauté avienne entière, à l'aide de traitements simples basés sur des indices bioacoustiques. Ces indices sont utilisés dans diverses études en écologie, que ce soit pour faire des diagnostics rapides de diversités spécifiques d'oiseaux, pour étudier la densité de l'avifaune dans certains paysages ou même pour étudier l'activité d'orthoptères (Towsey et al., 2014 ; Sueur et al., 2008 ; Pieretti et al., 2011). Des indices développés pour l'avifaune sont également utilisés dans le domaine de l'acoustique environnementale, dans des études de perception des paysages sonores urbains (Aumond et al., 2017) ou pour la création de modèles de cartographie sonore multi source (Aumond et al., 2018).

Notre étude utilise donc des indices à haute résolution temporelle afin de détecter automatiquement les changements de régime des chants des oiseaux. De plus, pour mettre en place notre échantillonnage sur le terrain, nous cartographions les pollutions lumineuses grâce aux données satellites VIIRS et les pollutions sonores grâce au logiciel NoiseModelling. Ces cartes, effectuées sur la presqu'île guérandaise qui présente un gradient d'anthropisation particulièrement fort (*High Resolution Copernicus Imperviousness Map, 2015*), servent alors de point de départ pour créer un plan d'échantillonnage efficace du chant des oiseaux tout au long de ce gradient.

Partie 1 : Cartographie des pollutions sonores et lumineuses

A) Matériel et méthodes

La carte de bruit a été effectuée avec un modèle développé par l'Unité Mixte de Recherche en Acoustique Environnementale (UMRAE) de l'IFSTTAR. Ce modèle fonctionne via un logiciel open-source : NoiseModelling. Alors que l'application était encore en cours de développement au début du stage (version 2.1), une importante phase du travail impliquait un dialogue continu avec les développeurs (Nicolas Fortin, ingénieur informatique et Pierre Aumond, chercheur postdoctoral) pour adapter les scripts aux données utilisées. Le travail effectué pendant le stage a contribué à l'amélioration et au développement de la dernière version de NoiseModelling : la version 3.0. Les données atypiques que nous utilisons en entrée de modèle ont permis la correction de divers bugs ainsi que de nombreuses optimisations. Basée sur un moteur de production Gradle fusionnant des scripts Java, Groovy et SQL, la v3.0 de NoiseModelling s'appuie sur la méthode de modélisation des bruits CNOSSOS-EU (Common Noise Assessment Method in Europe), qui fusionne des modèles d'émission et de propagation plus précis. Le principe de « recherche de chemins » (figure 2) est utilisé, c'est à dire que la propagation est considérée comme rectiligne, mais avec des



Figure 2 : L'ensemble des « rayons » sonores reliant les multiples sources à un seul récepteur (UMRAE, 2018)

possibilités de réflexions de diffractions liées à des obstacles (sol, bâtiments). Cette méthode permet de réduire considérablement les temps de calcul mais ne permet pas d'obtenir une carte continue (raster) car la variabilité spatiale du son est très importante, même à très haute résolution. D'ailleurs, NoiseModelling a été développé originellement pour fonctionner sur des surfaces réduites, à l'échelle d'une rue par exemple.

La carte des pollutions lumineuses est obtenue à partir d'images VIIRS. Cette donnée est considérée comme un indicateur (proxy) mais ne quantifie pas exactement les nuisances perçues par l'humain ou la faune sauvage, puisqu'il ne s'agit que de l'énergie envoyée en direction du ciel qui est perçue, alors que la plupart des êtres vivants perçoivent aussi les composantes horizontales et descendantes de la lumière. L'utilisation de cette source de données est donc un compromis entre la facilité d'accès et la précision de la mesure.

1) NoiseModelling

a) Données d'entrée et traitement

Le modèle nécessite 5 types de données vectorielles en entrée :

- **Emprise** : C'est la limite de la zone d'étude (*figure 3*). Elle s'étend sur une surface d'environ 400 km², de Saint-Lyphard à l'ouest jusqu'à Prinquiau à l'est et de Saint-Nazaire au sud jusqu'à La Chapelle-des-Marais au nord, couvrant aussi les communes de Donges, Montoir-de-Bretagne, Trignac, Saint-André-des-Eaux et Saint-Joachim.



Figure 3 : L'emprise de notre site d'étude : la côte nazairienne au sud, la Brière au nord

- **Récepteurs** : Ce sont les points pour lesquels une valeur de niveau sonore est attribuée en sortie de modèle. C'est donc ce nuage de points qui définit la spatialisation de la carte en sortie de modèle. D'abord alignés le long d'un transect entre Donges et le cœur de la Brière, pour estimer le premier gradient sonore, les récepteurs ont ensuite été distribués selon l'occupation du sol pour gagner du temps de calcul. Notre but final étant d'étudier l'impact sur les oiseaux, nous nous sommes concentrés sur deux types d'occupation du sol : les roselières pour la communauté d'oiseaux

paludicoles et les boisements (issus d'une classification d'images Pléiades réalisée au sein du laboratoire LETG) pour la communauté de passereaux forestiers. Afin d'obtenir une carte finale homogène, le calcul a été effectué sur une grille régulière de récepteurs couvrant toute l'emprise de la zone d'étude et positionnés à 4 m du sol (modélisation en 3D).

- **MNT** : C'est un nuage de point qui permet la prise en compte du relief dans le modèle. D'abord extrait de la base de données du SRTM via USGS, la version finale est issue du RGE Alti de l'IGN, plus précis. Notons cependant que pour réduire les temps de calcul, la résolution de la donnée a été dégradée à 500 m, car sur le site d'étude il n'y a aucun changement brusque d'altitude (falaise, vallée encaissée) qui pourrait jouer sur le trajet des rayons.

- **Routes** : Ce sont les routes auxquelles des valeurs de trafic sont attribuées. Le trafic utilisé est simplifié. Il s'agit d'un trafic moyen journalier annuel. Notons que le trafic est formé de 2 composantes : le nombre de véhicules légers par heure et le pourcentage de véhicules lourds. Ceci est utile dans le modèle car la proportion de poids lourds contribue sensiblement aux pollutions sonores.

Des points sont générés tous les 10 m pour former les sources sonores. Les routes ont été extraites d'OpenStreetMap par requêtes OverPassTurbo et les valeurs de trafic ont été générées en fonction des recommandations du « Guide des bonnes pratiques pour la cartographie de bruit » du WG-AEN (WG-AEN, 2007). Ensuite, pour des valeurs plus cohérentes avec la réalité, ces données ont été remplacées par la couche « tronçon de route » de la BD Topo 3.0 de l'IGN. Les attributs associés ont permis une meilleure catégorisation que via OSM. Notons que toutes les routes classées avec une vitesse inférieure à 30 km.h⁻¹ ont été supprimées du modèle car elles génèrent très peu de bruit en moyenne.

Les recommandations du WG-AEN ont été utilisées pour une partie des routes mais pour la majorité des routes les plus pertinentes de la zone d'étude les comptages les plus récents ont été récoltés via la Direction Interdépartementale des Routes de l'Ouest, la base OpenData Loire-Atlantique et la communauté d'agglomération de Saint-Nazaire. La majorité des routes de Saint-Nazaire a été vectorisée à la main car les données brutes n'étaient pas spatialisées.

- **Bâtiments** : Utiles pour la réflexion et la réfraction des « rayons » sonores, ils ont d'abord été extraits via OSM, mais les nombreuses lacunes et l'absence de composante Z nous ont forcés à utiliser la couche « BATIMENT » de la BD Topo 3 de l'IGN qui inclut tous les bâtiments ainsi que leur hauteur.

- **Occupation du sol** : A chaque type d'occupation du sol est attribué un coefficient d'absorption G, basé sur les recommandations de la directive CNOSSOS-EU. Dans un premier temps, les classes d'occupation du sol ont été extraites via Geofabrik (qui collecte, sélectionne et traite automatiquement des données OSM). Cette solution était facilitée par le fait que des études au sein de l'UMRAE avaient déjà associé les valeurs de G à la nomenclature OSM, mais la donnée ne couvrait malheureusement pas tout le territoire tout comme celle de l'IGN, c'est pourquoi la Base de Données Modes d'Occupation des Sols Loire-Atlantique (BDMOS44) a été utilisée. Extraite via la base OpenData Loire-Atlantique, elle recouvre l'ensemble du département sans lacune.

Les différentes données devant être formatées pour fonctionner dans le modèle, la préparation de l'ensemble des tables s'est faite avec une routine SQL sous OrbisGIS. Le développement de NoiseModelling v3.0 en parallèle de mon stage a permis de simplifier la configuration du modèle, il n'y avait donc besoin de jouer que sur certains paramètres, dont :

- **la distance de propagation** : distance maximale entre une source et un récepteur. Au-delà de cette distance, la contribution des sources n'est plus prise en compte pour un récepteur donné. 4000m pour la carte finale.
- **la distance de réflexion** : distance en dessous de laquelle les « rayons » peuvent être réfléchis contre les murs ou le sol. 100m pour la carte finale.
- **l'ordre de réflexion** : nombre de fois qu'un rayon peut être réfléchi contre un mur. Une réflexion par rayon pour la carte finale.

2) VIIRS

a) Données d'entrée

Pour cartographier les lumières artificielles nocturnes (ALAN) c'est la suite de radiomètres pour imageurs dans l'infrarouge et le visible (VIIRS) qui a été favorisée dans notre étude. Ce capteur est embarqué sur le satellite de la NOAA « Suomi National Polar-Orbiting Partnership » (Suomi NPP), qui a été mis en service en Novembre 2011, et qui embarque divers capteurs pour des suivis continentaux, océaniques et atmosphériques. Avec une résolution au nadir de 742 m*742 m, la bande Panchromatique (centrée sur 0,7 μm) DNB (Day/Night Band) de VIIRS est celle que nous exploitons, car sa fauchée de 3060 km permet une revisite toutes les 12 heures environ. Ainsi, une donnée de nuit est collectée environ chaque nuit. Cette bande est conçue originellement pour produire des images de nuages, éclairés par le soleil ou par la lune. Son utilisation a été dérivée pour mesurer la radiance des sources au sol (feux, bateaux, éclairages publics, etc.). Cependant, le moindre voile nuageux brouille la donnée, c'est pourquoi la NOAA fournit des synthèses mensuelles sur son serveur NGDC. Ces synthèses, utilisées pour nos traitements, correspondent à la moyenne des pixels sur lesquelles aucun masque de nuages n'a été appliqué. Ainsi, la donnée ne comprend plus de biais liés aux voiles nuageux.

b) Traitement ENVI

La carte finale utilisée pour notre plan d'échantillonnage a exploité 6 synthèses mensuelles : de novembre 2018 à Avril 2019 (les plus récentes accessibles). Au lieu de moyenniser les 6 images, pour n'obtenir qu'une valeur par pixel, une réduction de dimensions a été effectuée via une Analyse en Composante Principale (ACP) effectuée sur les 6 images avec le logiciel ENVI Classic, puis la première composante a été retransformée pour « reconstruire » la donnée globale le plus fidèlement possible dans une unique image. Ceci est possible grâce à une ACP inverse, disponible dans ENVI Classic également.

B) Résultats

1) Bruit routier

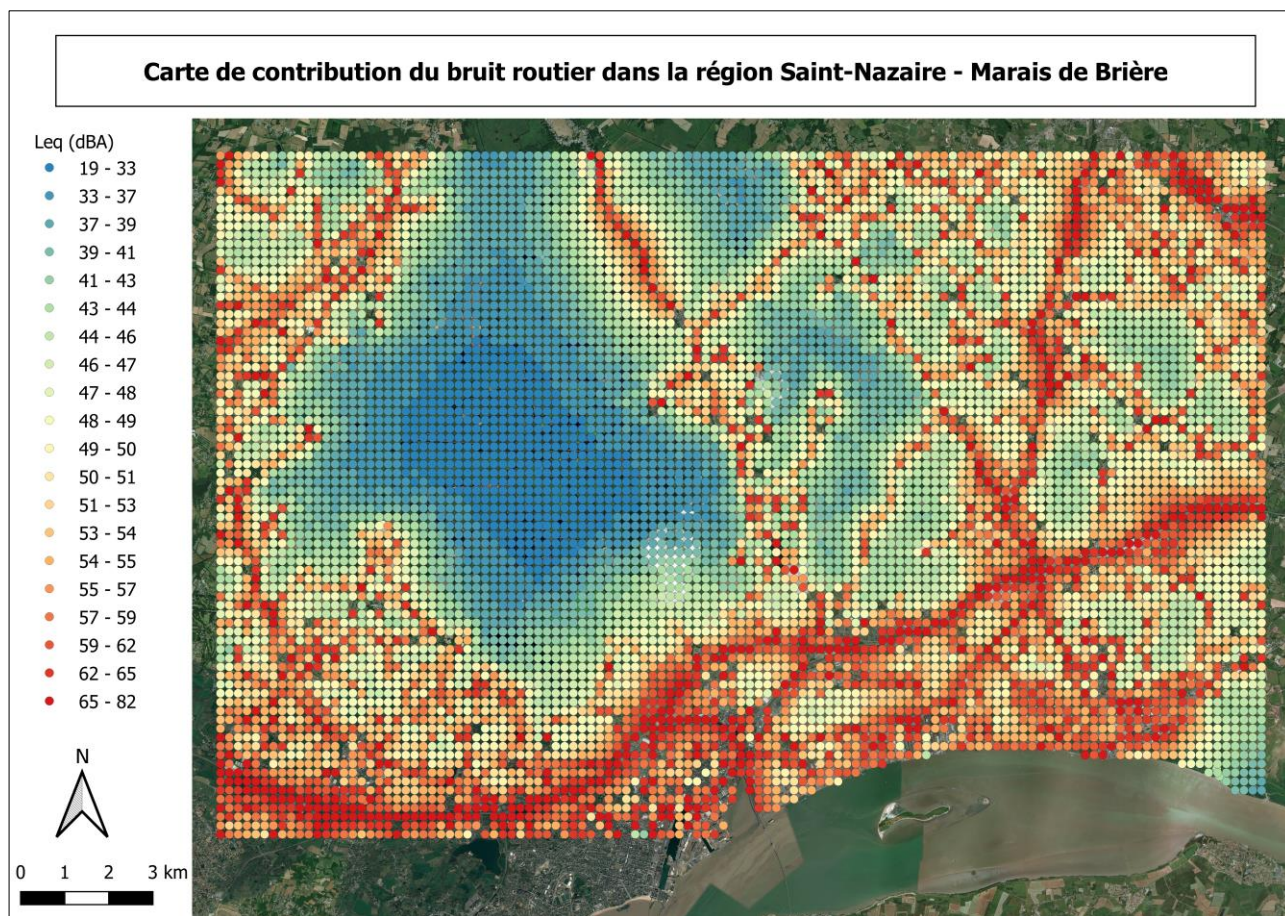


Figure 4 : Carte finale du bruit routier issue de la modélisation de NoiseModelling

La sortie de NoiseModelling (figure 4) est le nuage de récepteurs auxquels a été attribué un niveau sonore moyen (aussi appelé niveau équivalent, Leq), en dBA pour une heure moyenne de la journée. Le dBA est une pondération du décibel fréquemment utilisée pour la mesure de bruits environnementaux, il reflète plus fidèlement la manière dont les humains perçoivent les fréquences.

Les valeurs les plus fortes sont obtenues le long des grands axes routiers : N171, au sud de la carte, le long de la côte ; N165 dans l'angle nord-est, ou encore D773 dans l'axe nord-sud, à l'est. Les valeurs les plus basses sont atteintes dans les roselières comme prévu. Les valeurs minimales sont au cœur de la réserve de Brière mais la partie est du marais ressort bien, ainsi que les roselières de Donges, à l'angle sud-est.

2) Lumières artificielles nocturnes

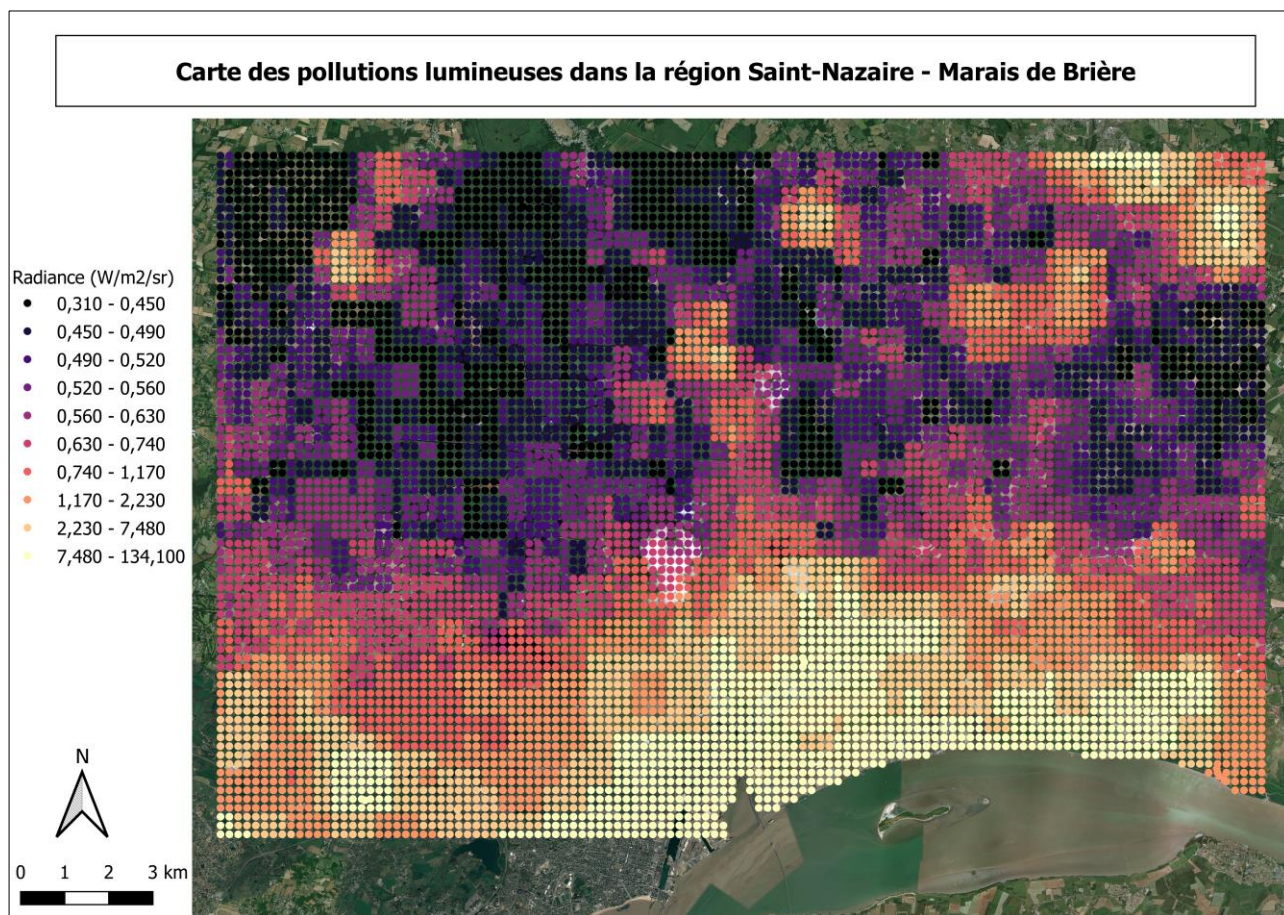


Figure 5 : Carte finale des lumières artificielles nocturnes issue de VIIRS

La carte des pollutions lumineuses (figure 5) était à l'origine un raster qui a été transformé en grille de points, afin que la donnée soit superposée à celle du bruit. Notons que l'unité de la carte est la radiance en $W.m^{-2}.sr^{-1}$, l'énergie mesurée est un rayonnement émis, non réfléchi. La côte urbanisée, de Saint-Nazaire à Donges ressort particulièrement avec des valeurs très fortes (jusqu'à $134 W.m^{-2}.sr^{-1}$). Dans le marais, les radiances sont très faibles, mais les variations font ressortir les bourgs, les villages et les hameaux en violet et en orange foncé.

3) NoiseModelling : un bon indicateur d'anthropisation ?

Alors que le bruit anthropique est rarement exploité pour cartographier l'anthropisation à grande échelle, nous avons voulu évaluer la corrélation entre la sortie du modèle acoustique et une carte d'anthropisation. C'est grâce aux travaux sur l'anthropisation et la naturalité d'Adrien Guetté (Guetté, 2018) qu'il a été possible de faire cette analyse.

La carte que nous exploitons pour nos analyses est en fait une carte de naturalité. Ce concept représente la qualité d'un espace, que l'on peut évaluer depuis les espaces les plus anthropisés jusqu'à ceux qui le sont le moins. Trois facettes complémentaires de naturalité ont été distinguées par Guetté :

- L'intégrité biophysique qui mesure le degré d'éloignement d'un milieu à un état de référence supposé vierge (sans transformation humaine)

- La spontanéité des processus c'est-à-dire la libre évolution des dynamiques naturelles (sans intervention humaine)
- Les continuités spatio-temporelles qui relèvent du degré d'ancienneté (continuité temporelle) et de connectivité (continuité spatiale) des milieux (sans interruption humaine).

Par soucis de simplification du concept, nous avons considéré la carte de naturalité comme étant l'inverse d'une carte de pressions anthropiques, produite grâce à la méthode présentée dans la *figure 6*.

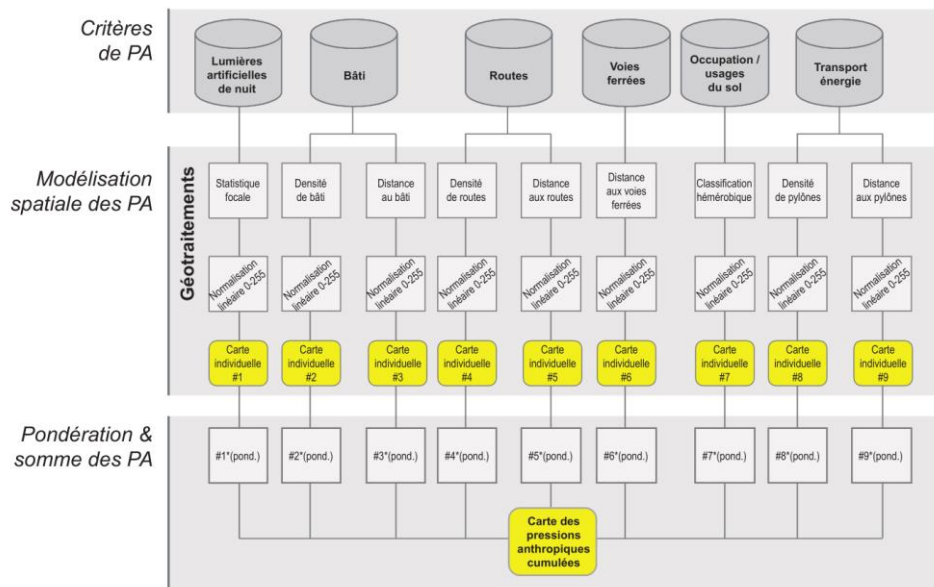


Figure 6 : Méthodologie de cartographie des pressions anthropiques (Guetté, 2018)

Les valeurs de la carte (normalisées linéairement de 0 à 256) les plus hautes correspondent à une anthropisation faible et vice-versa. La cartographie s'appuie donc sur 6 sources : les lumières artificielles, le bâti, les routes, les voies ferrées, l'usage des sols et le réseau de transport d'énergie.



Figure 7 : Niveau de naturalité sur notre site d'étude (Guetté, 2018)

En pondérant chacune de ces sources, Guetté a pu obtenir un raster de pressions anthropiques et par extension la carte de naturalité utilisée ici (figure 7).

La représentation graphique de la naturalité en fonction du bruit routier modélisé (figure 8) permet d'observer que la corrélation entre les deux facteurs est globalement bonne (droite de régression en rouge : $R^2=0,51$) avec des valeurs de naturalité fortes qui correspondent bien à des valeurs de bruit routier faibles.

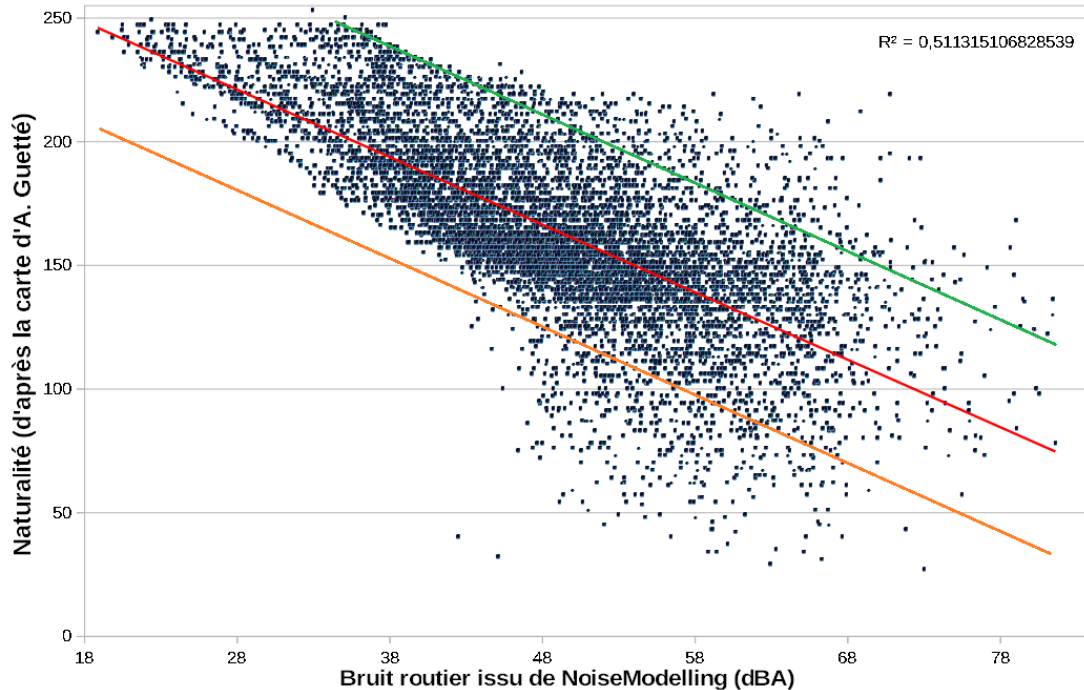


Figure 8 : Distribution de la naturalité en fonction du bruit modélisé

Pour les bruits plus forts, la corrélation est moins bonne avec un nuage plus dispersé. La carte de naturalité indique à la fois des zones de forte naturalité et des zones de faible naturalité pour des niveaux de bruit assez élevés. Afin de mieux se représenter cette dichotomie, le nuage de point a été découpé de façon à ne conserver que les points où la naturalité est inférieure à la tendance globale pour un bruit fort (en dessous de la droite orange sur le graphe figure 8 , en orange sur la carte figure 9) et les points où la naturalité est supérieure à la tendance globale pour un bruit fort (au-dessus de la droite verte sur le graphe figure 8 , en vert sur la carte figure 8).

Sur la carte, figure 9, les points verts correspondent aux zones rurales qui sont considérées comme étant isolées des activités humaines. La carte de bruit montre que ce n'est pas le cas car le bruit généré par le trafic de certaines routes peut impacter des territoires isolés. L'amas de points au nord du Marais de Brière illustre parfaitement ce cas de figure. La carte de naturalité considère cette zone comme ayant une naturalité forte et traversée par une simple route départementale. La carte de bruit souligne que cette route est particulièrement bruyante et qu'elle impacte aussi fortement des zones de roselières isolées. A l'inverse, les points oranges montrent des zones considérées comme étant particulièrement anthropisées selon la carte de Guetté, mais la carte de bruit atténue la naturalité ces zones et les considère moins bruyantes par rapport au reste de la ville.

Précisons que nous n'avons pas fait la même comparaison avec notre carte des ALAN, car Guetté utilise déjà des données VIIRS pour créer sa carte de naturalité.

Divergences entre les gradients de naturalité pour un bruit routier fort

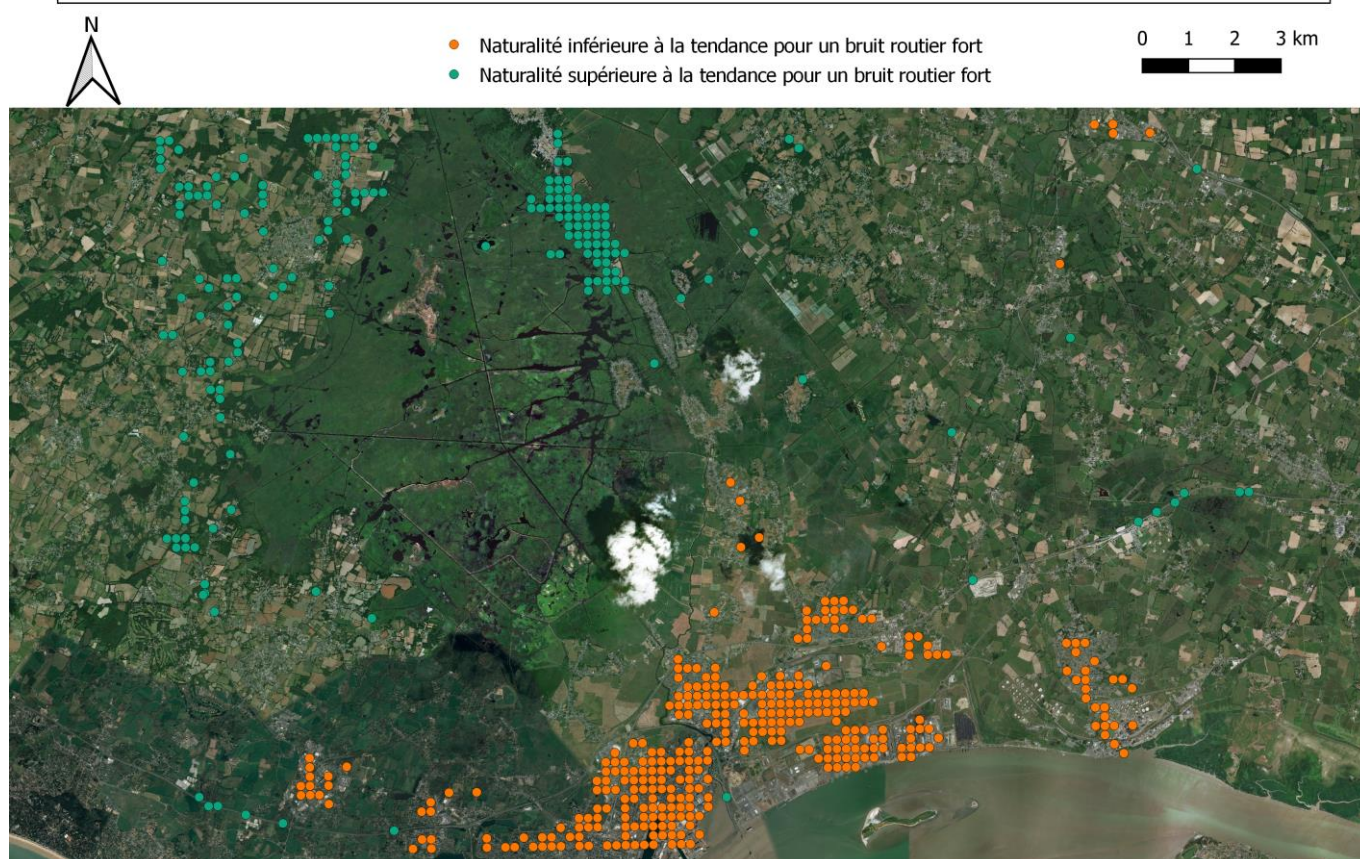


Figure 9 : Divergences entre les gradients de naturalité et de bruit

Partie 2 : Étude de l'impact des pollutions sur les oiseaux

A) Matériel et méthodes

Dans cette deuxième partie, l'objectif est d'étudier comment la phénologie journalière du chant des oiseaux est influencée par la pollution sonore et lumineuse telle que quantifiée et cartographiée dans la première partie.

1) *Plan d'échantillonnage*

a) Définition des stations d'enregistrement

Afin de sélectionner des stations sur le terrain pour lesquelles les gradients de lumière et de bruit routier sont le plus décorrélés possible, nous avons cherché à placer les stations d'enregistrement des oiseaux dans quatre espaces contrastés :

- 1) **lumière faible et bruit faible** (*bas gauche - figure 10*) correspondant aux zones rurales isolées et aux roselières.

2) **lumière faible et bruit fort** (*bas droite - figure 10*) correspondant aux zones rurales le long d'axes routiers importants.

3) **lumière forte et bruit faible** (*haut gauche - figure 10*) correspondant aux environs des grandes zones industrielles et des usines fortement éclairées, mais éloignées des gros axes routiers.

4) **lumière forte et bruit fort** (*haut droite - figure 10*) correspondant aux zones urbaines proches de grands axes routiers.

La *figure 10* représente le nuage de points de nos données issues de cartes (points en bleu) : notons que l'axe des lumières, en ordonnées, est logarithmique. L'axe des abscisses représente les bruits en dBA. Les valeurs ne sont pas sur une échelle logarithmique mais l'unité en elle-même est logarithmique. Les ellipses vertes identifient les points théoriquement les plus pertinents à utiliser pour faire un plan d'échantillonnage diversifié. Il est aisé de repérer que le troisième type de station est manifestement le plus rare (en haut à gauche). En effet il est difficile de trouver des niveaux de bruit faible pour des lumières fortes.

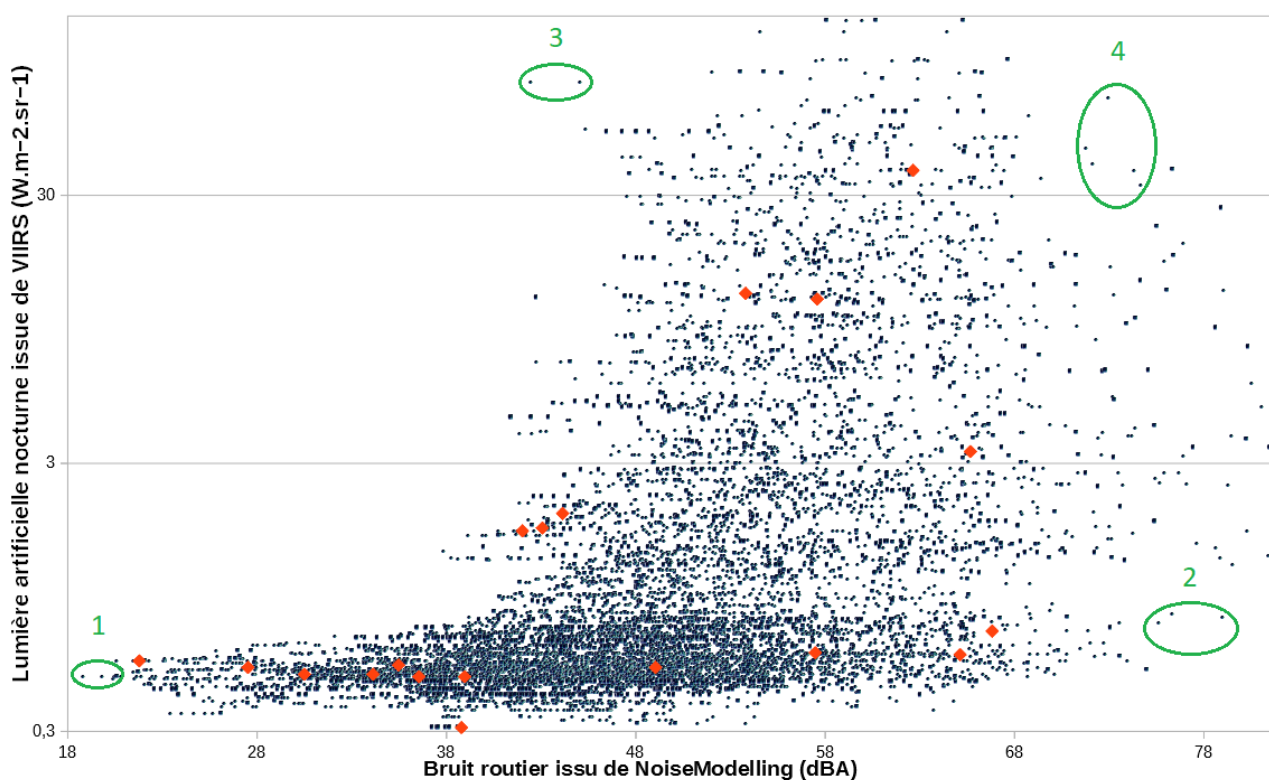


Figure 10 : Distribution des lumières artificielles en fonction du bruit modélisé. En bleu, l'ensemble des points, en vert les stations théoriquement optimales, en rouge les stations effectivement sélectionnées.

Dans les faits, nous n'avons pas pu exploiter les points théoriques (entourés en vert) pour diverses raisons logistiques, administratives et organisationnelles. Nous avons la volonté d'exploiter des enregistreurs déjà installés dans les parcelles de réserves du Marais de Brière, sur des points non optimaux vis-à-vis du plan d'échantillonnage. De plus, il était impossible de placer les enregistreurs dans certaines parcelles à cause d'usagers hostiles ou de la difficulté d'obtention d'autorisation.

L'autre contrainte vient du fait qu'il convient de travailler sur des communautés d'oiseaux homogènes si l'on souhaite comparer la phénologie de leur chant le long de gradients de pollutions

(puisque des espèces, et donc des communautés, différentes ont des phénologies journalières de chant différentes). Nous avons donc choisi de travailler sur deux communautés d'oiseaux distinctes : les oiseaux de roselières (dits « oiseaux paludicoles ») et les oiseaux des jardins (qui correspondent dans notre zone d'étude à des jardins arborés).

Nous voulions également poser des enregistreurs à proximité de la raffinerie de Donges qui génère beaucoup de bruit non modélisé par NoiseModelling. Enfin, la disponibilité de 6 enregistreurs simultanés uniquement (sans compter les enregistreurs supplémentaires déjà posés par le Parc dans les réserves) nous a obligé à étaler les enregistrements en plusieurs sessions.

Compte tenu de ces diverses contraintes, le plan d'échantillonnage spatial définitif basé sur le plan d'échantillonnage théorique a été modifié : une grille de récepteurs a été utilisée pour une nouvelle modélisation NoiseModelling, basée sur la précédente, mais avec des points concentrés sur les roselières et les jardins. La sélection des points en roselières s'est faite en fonction de l'accessibilité aux sites. Concernant les jardins, les meilleures zones ont été sélectionnées par observation des cartes VIIRS/NoiseModelling et le choix a été fait en fonction de l'accord des propriétaires des jardins (points en rouge, *figure 10*).

Les points sélectionnés se répartissent donc dans toute notre zone d'étude (*figure 11*). La distribution n'est pas aussi parfaite que prévue, mais elle est quand même satisfaisante car elle est étalée dans l'espace et permet une bonne décorrélation du bruit et de la lumière.

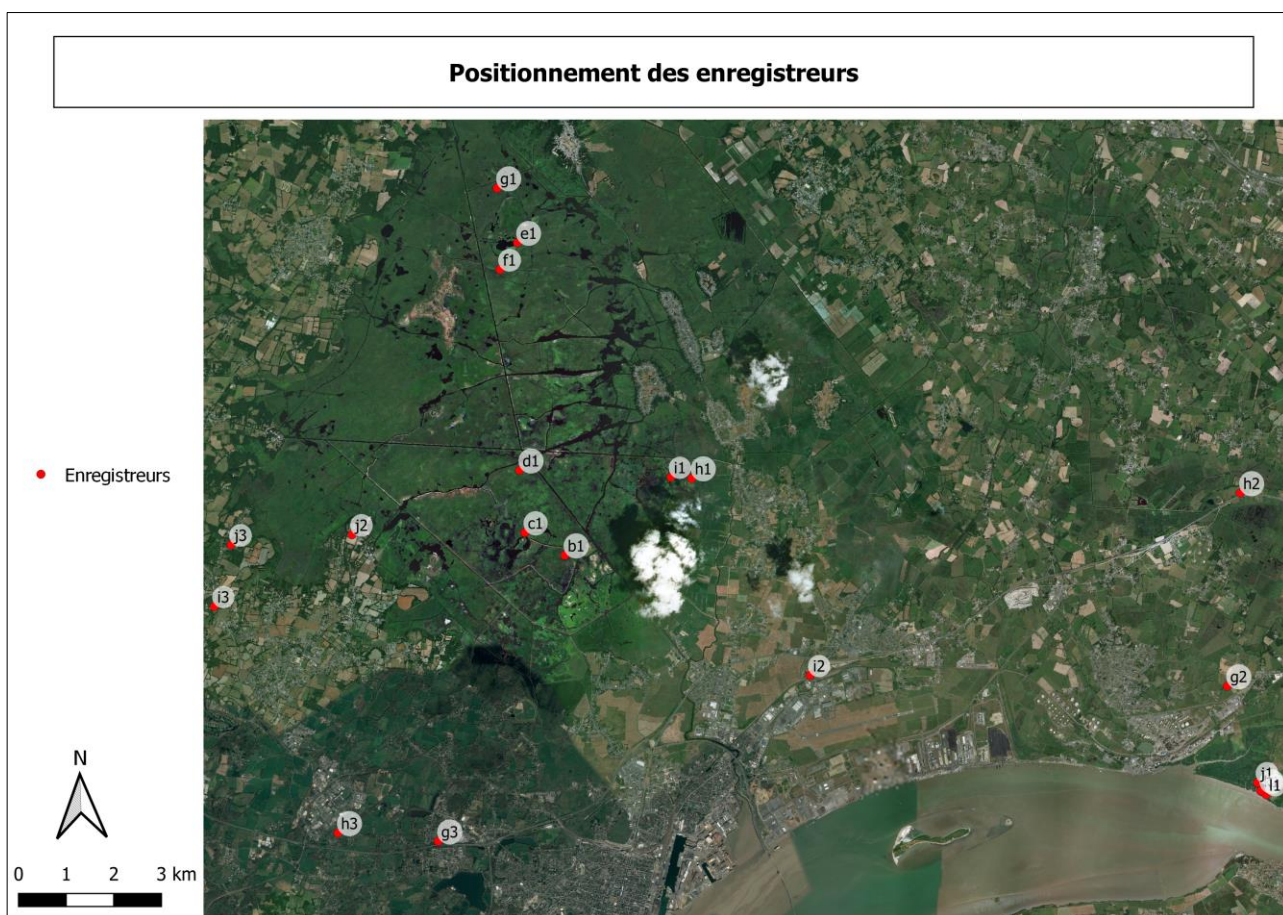


Figure 11 : Répartition des points d'enregistrements sur le site d'étude : identifiants 'x'1 pour les roselières, identifiants 'x'2 et 'x'3 pour les jardins

Concernant les roselières, les enregistreurs ont été posés au sein des trois blocs de la Réserve Naturelle régionale de Brière et dans les roselières de Donges. Concernant les jardins privés, des hameaux et des quartiers ont été pré-sélectionnés, puis le choix définitif s'est fait grâce à des passages sur place chez les propriétaires. 8 jardins ont ainsi été sélectionnés (figure 11).

b) Types d'enregistreurs

Sur le terrain, 2 types de dispositifs ont été posés (figure 12) :

→ **Des enregistreurs 'audio'** : 5 SM2 et 6 SM4 ont été posés simultanément dans les roselières. Ensuite une première session en jardins a exploité 4 SM4, puis à nouveau 4 SM4 pour la deuxième session de pose en jardins.

→ **Des enregistreurs 'lumière'** : 4 dispositifs basés sur une GoPro hero4 ou hero7 en mode Night-Lapse, surmontée d'un dôme étanche et reliée à une batterie externe. Finalement, ces enregistreurs 'lumière' n'ont pas fourni de données exploitables lors des premières sessions et ils n'ont pas été utilisés dans les autres sessions faute d'autonomie. C'est pourquoi les données lumières exploitées plus tard n'ont pu provenir que des synthèses VIIRS.



Figure 12 : Dispositif terrain : un enregistreur audio SM4 à gauche et une caméra à droite

c) Sessions d'enregistrement terrain

4 sessions d'acquisitions ont été mises en place, telles que décrites dans le Tableau 1 (ci-dessous) :

Tableau 1 : Dates et lieux d'acquisition terrain

| Lieu | Identifiant enregistreur | Date de pose | Date de récupération |
|----------------------|--|--------------|----------------------|
| Roselières de Donges | SM4 : J1 K1 L1 | 15 Mai 2019 | 24 Mai 2019 |
| Roselières de Brière | SM2 : B1 C1 D1 E1 F1 SM4 : G1 H1 I1 | 16 Mai 2019 | 27 Mai 2019 |
| Jardins 1 | SM4 : G2 H2 I2 J2 | 28 Mai 2019 | 4 Juin 2019 |
| Jardins 2 | SM4 : G3 H3 I3 J3 | 5 Juin 2019 | 12 Juin 2019 |

d) Paramétrages d'enregistrement

Les SM4 comme les SM2 ont enregistré en continu pendant chaque session. Certains enregistreurs sont tombés en panne de batterie à la fin des premières sessions mais sans conséquences majeures car ils ont pu enregistrer une semaine entière malgré tout, ce qui était notre objectif. Les SM4 ont enregistré avec une fréquence d'échantillonnage de 36000 Hz tandis que les SM2 du PNR étaient fixés à 24000 Hz. Les deux modèles ont enregistré avec une pré amplification de 24dB, mais les SM2

avaient en plus un gain produisant un signal plus fort. Chaque enregistreur était équipé de 64 Go de mémoire, pour lui permettre d'enregistrer facilement pendant une semaine.

A chaque démarrage des enregistreurs, un calibre acoustique (94 dB à 1000 Hz) était utilisé sur les micros afin de calibrer les niveaux acoustiques de chaque enregistreur au moment du traitement des données. Ceci permet la calibration sur l'ensemble des fréquences car la réponse des micros est

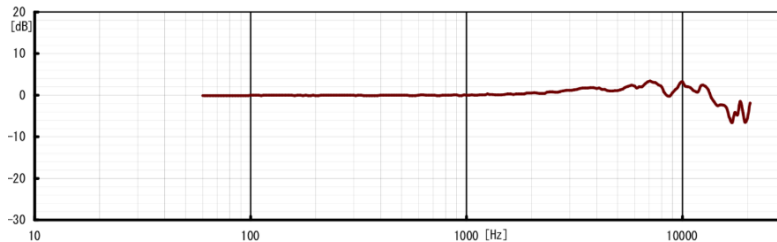


Figure 13 : courbe de réponse en fréquence des micros des SM4 (SM2 : quasiment identiques) linéaire (figure 13).

2) Indices acoustiques

Les données acoustiques récoltées représentant environ 1 To, nous avons d'abord effectué des tests sur quelques heures d'enregistrement avant de lancer une « routine » de traitement sur toutes les données. Tous les traitements ont été effectués sous R Studio (R version 3.5.2). Notons que les traitements des SM2 et des SM4 ont été homogénéisés, malgré les différences de paramétrages. Les SM2 n'ayant qu'un seul canal mono et une fréquence d'échantillonnage trop faible pour l'utilisation de certains indices, il a fallu faire des compromis pour traiter toute la donnée de façon uniforme.

Les indices bioacoustiques ont pour objectif de faire apparaître les variations des chants d'oiseaux. Parmi ces variations, les plus marquées sont les chorus matinaux et vespéraux. Ils correspondent aux deux périodes au cours desquelles les oiseaux chantent le plus intensivement dans la journée, c'est-à-dire aux deux crépuscules.

a) Indices bioacoustiques via Seewave

Dans la littérature, certains indices sont très récurrents. C'est pourquoi Jérôme Sueur (Sueur, 2008), chercheur bio-acousticien au Muséum National d'Histoire Naturelle, a compilé les principaux indices bioacoustiques dans un package R : *Seewave* (version 2.1.3). En plus de ces indices, plusieurs fonctions utilitaires de traitement acoustique sont disponibles, dont une permettant le traitement de fichiers issus des enregistreurs SM2 et SM4. Le package *TuneR* (version 1.3.3) offre aussi des fonctions utiles pour la manipulation de fichiers audio.

L'efficacité des indices dépendant de l'environnement sonore de la source étudiée, les indices qui fonctionnent bien dans un autre type de milieu ou sur d'autres communautés ne sont pas obligatoirement les plus pertinents à utiliser, c'est pourquoi, nous avons essayé dans un premier temps 8 indices issus de *Seewave* pour observer comment chacun réagissait face à nos données :

- ACI (Indice de complexité acoustique) qui vise à mesurer la complexité du spectrogramme en donnant plus d'importance aux sons modulés en amplitude et, par conséquent, en réduisant l'importance du son avec une amplitude assez constante comme peut l'être le bruit anthropique. Le principe de l'ACI est de calculer la différence d'amplitude absolue moyenne entre les cellules adjacentes de la matrice du spectrogramme dans chaque intervalle de fréquence, c'est-à-dire dans chaque bande de la matrice du spectrogramme.
- BI (Indice de bioacoustique)

- M (Indice d'amplitude)
- Ht (Indice d'entropie temporelle)
- Hf (Indice d'entropie spectrale)
- H (Indice d'entropie totale)
- ADI (Indice de diversité acoustique)
- AEI (Indice d'uniformité acoustique)
- NDSI (indice de paysage sonore par différence normalisé)

En comparant l'évolution de ces indices dans le temps avec une écoute directe des fichiers audio (ou en visualisant le spectre dans le logiciel Audacity (version 2.3.3)), il a été possible de comprendre la réaction des indices aux différents événements et de sélectionner ceux qui faisaient ressortir l'activité des oiseaux.

Ainsi, le BI, l'ADI et l'ACI sont les indices qui montraient avec le plus de précisions les pics de chants du matin (chorus matinal). En revanche, tous les indices semblent avoir plus de mal à faire correctement ressortir le pic de chant de fin de journée (chorus vespéral). Ceci est avant tout dû au fait que ce chorus est beaucoup plus diffus dans le temps que celui du matin. Il se confond en outre plus facilement avec les bruits parasites. C'est d'ailleurs le cas pour tous les chants du reste de la journée, ce qui explique pourquoi l'étude se concentre seulement sur les chorus. Les bruits parasites qui empêchent une bonne détection des chorus sont divers mais incluent le vent dans les roseaux et les arbres, la pluie et les stridulations des orthoptères. Malgré cela, nos 3 indices (BI, ADI et ACI) repèrent relativement bien le chorus matinal, c'est donc sur ce moment de la journée que porte le reste des traitements.

Etant donné que les trois indices sélectionnés évoluent de façon très similaire, nous avons décidé de ne conserver que l'ACI pour nos traitements car il semble, en général, être mieux corrélé à l'activité de l'avifaune.

b) Indice bioacoustique développé à l'UMRAE

Dans une étude précédente portant sur la modélisation du paysage sonore, des chercheurs de l'UMRAE (Aumond et al., 2017) ont développé un indice similaire à l'ACI : le TFSD (Time and Frequency Second Derivative) :

$$TFSD(f, t) = \frac{\left| \frac{d^2L(f, t)}{df dt} \right|}{\sum_{f=1.6kHz}^{f=5kHz} \left| \frac{d^2L(f, t)}{df dt} \right|}$$

Alors que l'ACI, pour chaque fenêtre temporelle, prend en compte la somme des variations d'amplitude par rapport à la fenêtre précédente pour chaque bande de fréquence, le TFSD, lui, calcule les variations d'amplitude mais aussi les variations tonales, c'est-à-dire qu'il prend aussi en compte les changements de fréquences entre deux fenêtres temporelles. Ainsi il est plus sensible aux chants des oiseaux que l'on étudie, puisque la plupart des espèces ont des chants tonaux. Par exemple : les émissions du Phragmite des joncs (commun dans les roselières, *figure 14* en haut) sont plus tonales que celles du Geai des chênes

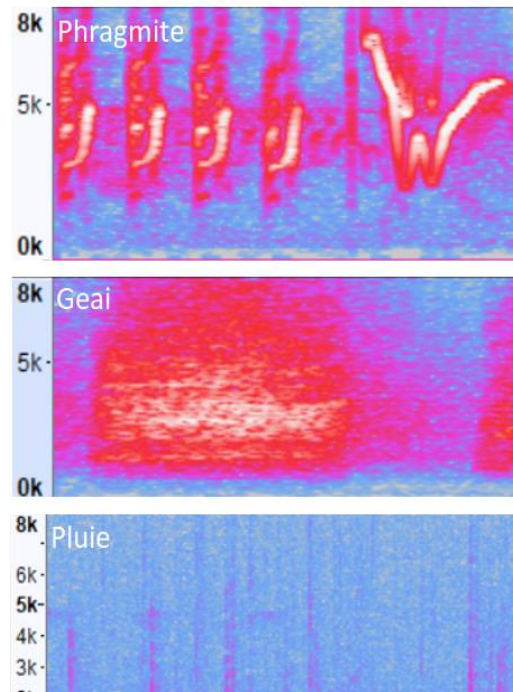


Figure 14 : spectrogrammes du phragmite des joncs, du geai des chênes et d'une pluie

(plus rares dans nos enregistrements, *figure 14* au milieu). Également, le bruit d'une goutte d'eau qui tombe sur la végétation est très bref, mais s'étale sur une large bande de fréquence, le TFSD y est donc moins sensible que l'ACI (*figure 14* en bas).

c) Filtre « passe-bas » et niveau de bruit global

Avant toute chose, précisons que les niveaux de bruits, qu'ils soient globaux ou basés seulement sur les basses fréquences, peuvent s'exprimer de différentes façons. Ici c'est le L50 qui est utilisé. Il s'agit d'un indice qui exprime le niveau de bruit dépassé pendant 50% du temps de mesure, exprimé en dB.

Afin d'identifier les variations du trafic, plusieurs solutions sont proposées dans la littérature, allant du machine learning au simple filtre passe-bas. La première solution a été testée avec un programme développé au sein du laboratoire, mais il s'est avéré que les bruits parasites (vent, pluie, etc.) ont empêché l'obtention de résultats satisfaisants. Il aurait été possible de développer l'utilisation de cette méthode mais il aurait fallu refaire un « dictionnaire d'apprentissage » à partir d'extraits issus de nos enregistrements. En filtrant simplement les basses fréquences, nous nous sommes rendu compte que le résultat était acceptable. Ainsi nous avons exploité un filtre qui ne laisse passer que les fréquences entre 125 Hz et 250 Hz, noté $L50_{125-250}$, ce qui correspond à une bande de fréquence liée surtout à l'anthropophonie (particulièrement aux trafics routier et aérien) et qui ne prends pas en compte les chants d'oiseaux et les voix humaines, mais qui peut être parasitée par la géophonie (vent, pluie, etc.). Notons que pour les enregistrements effectués dans les roselières, le bruit anthropique est très majoritairement issu du trafic aérien. En effet, comme le montre la carte de NoiseModelling, le bruit routier ne porte pas jusqu'au cœur du marais et il est en plus confondu dans le bruit constant de la géophonie. Dans les roselières de Donges, nous nous attendions à avoir un impact fort des basses fréquences générées par les activités de la raffinerie, mais l'effet espéré était très amoindri car la raffinerie était en période d'entretien. Ainsi, seule la moitié de l'usine fonctionnait au moment des enregistrements.

Pour exprimer le bruit global, qui est composé de l'ensemble des fréquences, nous utilisons aussi le niveau médian L50 et nous le notons $L50_{tot}$.

3) *Mise en forme des données*

Chaque indice est calculé toutes les minutes, sur une fenêtre de 15 secondes, pendant la totalité de la durée des enregistrements. Un tableau est d'abord produit, contenant une ligne par minute, avec en colonne : ACI, TFSD, $L50_{125-250}$, $L50_{tot}$, identifiant de l'enregistreur, référence temporelle. Puis cette donnée est réduite de façon à n'obtenir qu'une ligne par jour complet et par enregistreur. Ainsi, la deuxième partie du traitement permet d'obtenir un tableau récapitulatif complet qui sert aux traitements statistiques (*Annexe c*).

Notons que tous les L50 ont fait l'objet d'une calibration, en fonction de la valeur de pré-amplification des micros, via le signal calibre récupéré dans les enregistrements à chaque début de session.

Le problème de la donnée finale vient de la détection automatique des événements. En effet, les indices repèrent parfois des événements dus aux parasites (*figures 15 A & B*). C'est dans ces cas que l'on constate la limite des indices, qui sont moins fiables en mauvaises conditions (météo, orthoptères, etc.). La *figure 15 A* présente l'évolution de nos indices sur une journée entière dans de mauvaises conditions (jour venteux, en roselières). La *figure 15 B* représente l'évolution des indices sur une journée avec des conditions typiquement bonnes (ni vent, ni pluie, ni orthoptères, en jardin).

Les échelles ne permettent pas de constater correctement la dynamique des indices, mais elles permettent la comparaison des deux situations. Ainsi, on note qu'en mauvaises conditions, le TFSD (bleu) reste bas alors que l'ACI (rouge) est anormalement haut. De plus les changements de tendances que l'on voit nettement vers 5 h du matin en bonnes conditions sont complètement absents en mauvaises conditions. Concernant les niveaux de bruit global en vert, on voit que les niveaux diminuent la nuit en bonnes conditions mais pas en mauvaises conditions. Pour les niveaux de basses fréquences, en noir, on constate que les variations typiques du trafic routier sont visibles le matin et le soir en bonnes conditions en jardin, mais elles sont plus chaotiques en roselières.

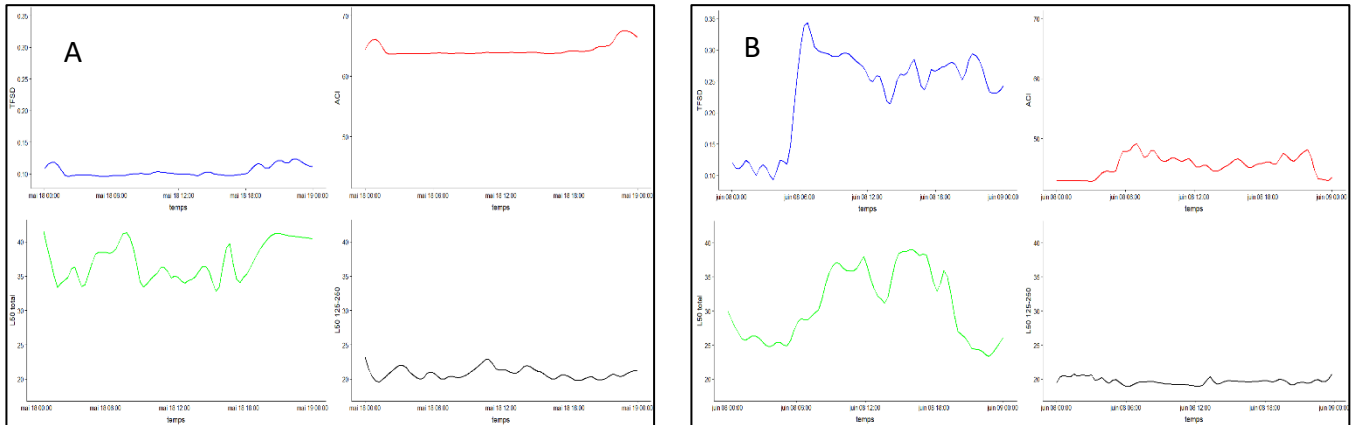


Figure 15 : Evolution des indices pendant 24h : A) en mauvaises conditions environnementales, B) en bonnes conditions environnementales (bleu TFSD, rouge ACI, vert L50tot, noir basses fréquences)

4) Analyses statistiques

Nos résultats se basent sur la donnée de 19 enregistreurs. Les jours où les conditions étaient trop mauvaises pour calculer correctement les indices ont été éliminés. Chaque analyse est effectuée deux fois de manière séparée, car les communautés d'oiseaux (paludicoles et des jardins) se comportent différemment et les variables évoluent différemment entre elles selon l'environnement (roselières ou jardins).

Pour faire une première constatation des liens entre les variables, nous avons observé les corrélations entre chaque facteur via une matrice de corrélation (*Annexes a & b*). Cela nous a permis de sélectionner un ensemble de facteurs à tester via un partitionnement hiérarchique des variances (*Chevan & Sutherland, 1991 ; Mac Nally, 2000*), afin d'expliquer les décalages du début du chorus matinal ($ref_deb = -[heure\ de\ début\ du\ chorus - heure\ du\ lever\ de\ soleil]$) et les variations de la valeur maximale des indices bioacoustiques atteinte au moment du pic de chorus (val_pic). La fonction de partitionnement `hier.part`, du package R du même nom, calcule la qualité d'ajustement pour l'ensemble des modèles en utilisant toutes les combinaisons de N variables indépendantes. Elle retourne un tableau énumérant chaque variable, sa contribution indépendante (I) et sa contribution jointe avec toutes les autres variables (J). Ici, c'est la contribution indépendante que nous exploitons.

La fonction `rand.hp`, du même package R, est ensuite utilisée. Elle permet de « randomiser » (ici, 10 000 fois) les éléments de chaque variable explicative afin de recalculer `hier.part` et de produire un Z score pour chaque variable. Ce score permet de montrer l'écart-type de la distribution de tous les I obtenus pour chaque répétition de la randomisation. Avec un niveau de confiance de 95%, le Z score est considéré comme étant significatif lorsque $Z < -1,96$ ou $Z > +1,96$.

Nous avons également utilisé des régressions (modèle linéaire simple l_m et modèle linéaire généralisé binomial g_{lm}) pour mettre en évidence les liens entre les basses fréquences et les jours de la semaine ou la modélisation du bruit routier.

B) Résultats

1) Evaluation de l'impact sur les oiseaux

a) Corrélations

Avant tout, soulignons que les tableaux des corrélations (*Annexes a & b*) nous ont permis de constater l'efficacité du plan d'échantillonnage des jardins : les données de la carte de bruit et celles de la carte des ALAN ont une très faible corrélation négative (-0,11). Par opposition, dans les roselières où nous avons été contraints de poser à certains endroits nos enregistreurs, indépendamment du plan d'échantillonnage, la corrélation entre les deux variables est de 0,53.

Heure de début de chorus (ref_deb)

Dans les jardins, il y a un lien entre l'heure de début de chorus et le bruit routier (*tableau 2*). En effet, plus le bruit global « $L50_{tot}$ » et les basses fréquences « $L50_{125-250}$ » augmentent plus tôt est le chorus des oiseaux « ref_deb » (corrélation positive, $r = 0,5$). Également, plus les valeurs du trafic modélisé « db » augmentent, plus le début de chorus est tôt ($r = 0,43$). De même lors des jours ouvrés, l'heure de début tend à être plus tôt que lors des week-ends et jours fériés ($r = 0,32$). Avec une corrélation similaire nous notons que lorsque l'heure de début de chorus est plus tôt, la valeur de pic du TFSD est plus forte ($r = 0,31$). Enfin, avec une faible corrélation positive ($r = 0,17$) le début de chorus tend à être plus tôt pour les sites qui ont des valeurs de lumières artificielles plus élevées.

Tableau 2 : corrélations à l'heure de début de chorus dans les jardins

| Facteurs | Corrélation à l'heure de début de chorus (h_deb) des jardins (Coefficient de corrélation « r ») |
|---|--|
| Moyenne du $L50_{tot}$ du matin (mat_L50) | 0,5 |
| Moyenne du $L50_{125-250}$ du matin (mat_125_250) | 0,5 |
| Valeur du pic de chorus (val_pic_mat_TFSD) | 0,31 |
| Jours ouvrés, w-e/férié (jourq) | 0,32 |
| Valeur de lumière artificielle (lum) | 0,17 |
| Valeur de trafic modélisé (db) | 0,43 |

Les valeurs de corrélations des roselières sont très nettement moins explicites. En effet, dans le *tableau 3*, les mêmes corrélations que le *tableau 2* (jardins) sont représentées, mais en roselières, aucune valeur n'est significative. Seule la variable des jours de la semaine ressort légèrement ($r = 0,18$) : les oiseaux chantent donc plus tôt en semaine.

Tableau 3 : corrélations à l'heure de début de chorus pour les roselières

| Facteurs | Corrélation à l'heure de début de chorus (ref_deb) des roselières (Coefficient de corrélation « r ») |
|---|---|
| Moyenne du $L50_{tot}$ du matin (mat_L50) | 0 |
| Moyenne du $L50_{125-250}$ du matin (mat_125_250) | 0 |
| Valeur du pic de chorus (val_pic) | 0 |
| Jours ouvrés, w-e/férié (jourq) | 0,18 |
| Valeur de lumière artificielle (lum) | 0,15 |
| Valeur de trafic modélisé (db) | 0,2 |

Valeur du TFSD au pic de chorus (*val_pic*)

La valeur du TFSD atteinte lors du pic du chorus est fortement liée au bruit dans les jardins (*tableau 4*). En effet, les oiseaux chantent plus intensément quand le bruit global est fort ($r = 0,71$) et quand les basses fréquences sont plus fortes ($r = 0,67$). Les ALAN apparaissent également assez corrélées ($r = 0,66$), c'est-à-dire que plus les lumières sont fortes plus le chorus est intense. Le bruit routier issu de la modélisation « db » est aussi relativement bien lié à la valeur maximale du pic ($r = 0,42$). Enfin, avec des valeurs similaires, les jours de la semaine ($r = 0,33$) et l'heure de début de chorus ($r = 0,31$) montrent que le TFSD est plus fort en semaine qu'en week-end et que lorsque le chorus démarre plus tôt, il est plus fort au moment du pic.

Tableau 4 : corrélations à la valeur du pic de chorus pour les jardins

| Facteurs | Corrélation à la valeur du pic de chorus (<i>val_pic</i>) des jardins (Coefficient de corrélation « r ») |
|---|---|
| Moyenne du L50 _{tot} du matin (<i>mat_L50</i>) | 0,71 |
| Moyenne du L50 ₁₂₅₋₂₅₀ du matin (<i>mat_125_250</i>) | 0,67 |
| Heure de début de chorus (<i>ref_deb</i>) | 0,31 |
| Jours ouvrés, w-e/férié (<i>jourq</i>) | 0,33 |
| Valeur de lumière artificielle (<i>lum</i>) | 0,66 |
| Valeur de trafic modélisé (<i>db</i>) | 0,42 |

Comme pour l'heure de début de chorus, en roselières, les variables présentent peu de corrélations intéressantes. Notons quand-même que plus la lumière artificielle est forte, plus le pic est fort ($r = 0,26$).

Tableau 5 : corrélations à la valeur du pic de chorus pour les roselières

| Facteurs | Corrélation à la valeur du pic de chorus (<i>val_pic</i>) des roselières (Coefficient de corrélation « r ») |
|---|--|
| Moyenne du L50 _{tot} du matin (<i>mat_L50</i>) | 0 |
| Moyenne du L50 ₁₂₅₋₂₅₀ du matin (<i>mat_125_250</i>) | -0,12 |
| Heure de début de chorus (<i>ref_deb</i>) | 0,03 |
| Jours ouvrés, w-e/férié (<i>jourq</i>) | 0,08 |
| Valeur de lumière artificielle (<i>lum</i>) | 0,26 |
| Valeur de trafic modélisé (<i>db</i>) | 0,2 |

b) Partitionnement hiérarchique des variances

Les partitionnements de variances ont été fait sur les variables présentées dans les tableaux précédents mais en retirant l'heure de début de chorus pour expliquer la valeur max du TFSD et inversement car ces variables ne sont pas environnementales, or nous cherchons à montrer l'impact de variables environnementales sur l'activité des oiseaux. De même, le bruit global L50_{tot} est éliminé car l'évolution des basses fréquences L50₁₂₅₋₂₅₀ est très similaire et ces deux données sont très dépendantes l'une de l'autre.

Heure de début de chorus (ref_deb)

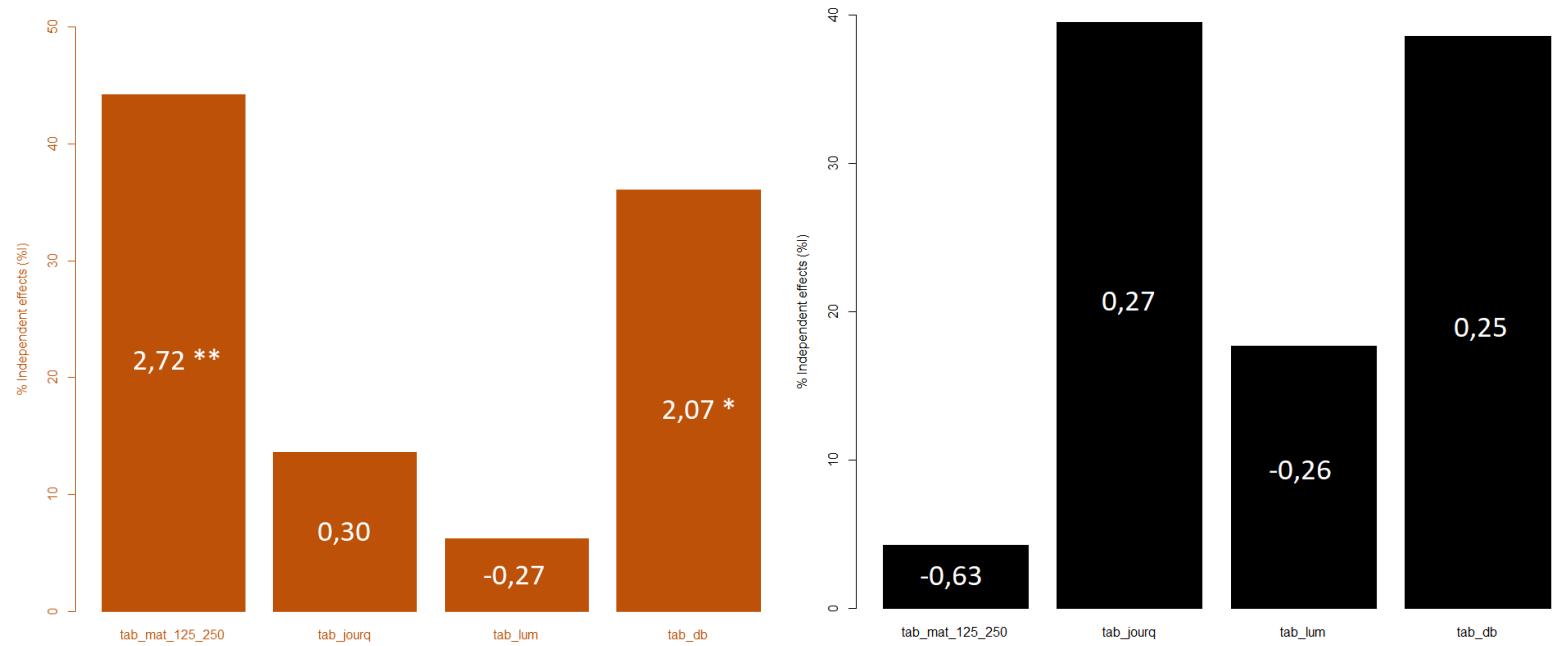


Figure 16 : Début de chorus : Histogramme des effets indépendants I (en orange : jardins, en noir : roselières) les valeurs indiquées dans les barres correspondent à la valeur Z (* = 95% sig. ; **=99% sig.)

Dans les jardins, l'heure de chorus est d'abord déterminée par les bruits anthropiques (figure 16). En effet il y a une relation positive significative entre le début du chorus « ref_deb » et les basses fréquences (I=44,17 & Z=2,72). De même, avec un pourcentage de contribution I un peu plus faible, le bruit routier modélisé est significatif (relation positive, I=36,06 & Z=2,07). Les variables des jours de la semaine « jourq » et des ALAN « lum » ne présentent pas de contributions significatives (Z=0,3 & Z=-0,27).

Pour les roselières, le même partitionnement a été mis en place, mais aucun Z score n'est significatif. De plus ce ne sont pas les mêmes variables qui contribuent le plus au modèle, ici ce sont « jourq » (I=39,49) et « db » (I=38,57).

Valeur du TFSD au pic de chorus (val_pic)

La figure 17 montre que dans le modèle expliquant la valeur maximale du TFSD pour les jardins, ce sont les basses fréquences (Z=5,48 & I=27,42), les ALAN (Z=10,12 & I=49,72) et le bruit modélisé (Z=3,09 & I=17,54) qui ont le plus d'effet et qui sont très significatifs. Pour les roselières, encore une fois, aucune variable n'est significative dans le modèle. Par contre, notons que, comme pour les jardins, ce sont les lumières qui contribuent le plus au modèle.

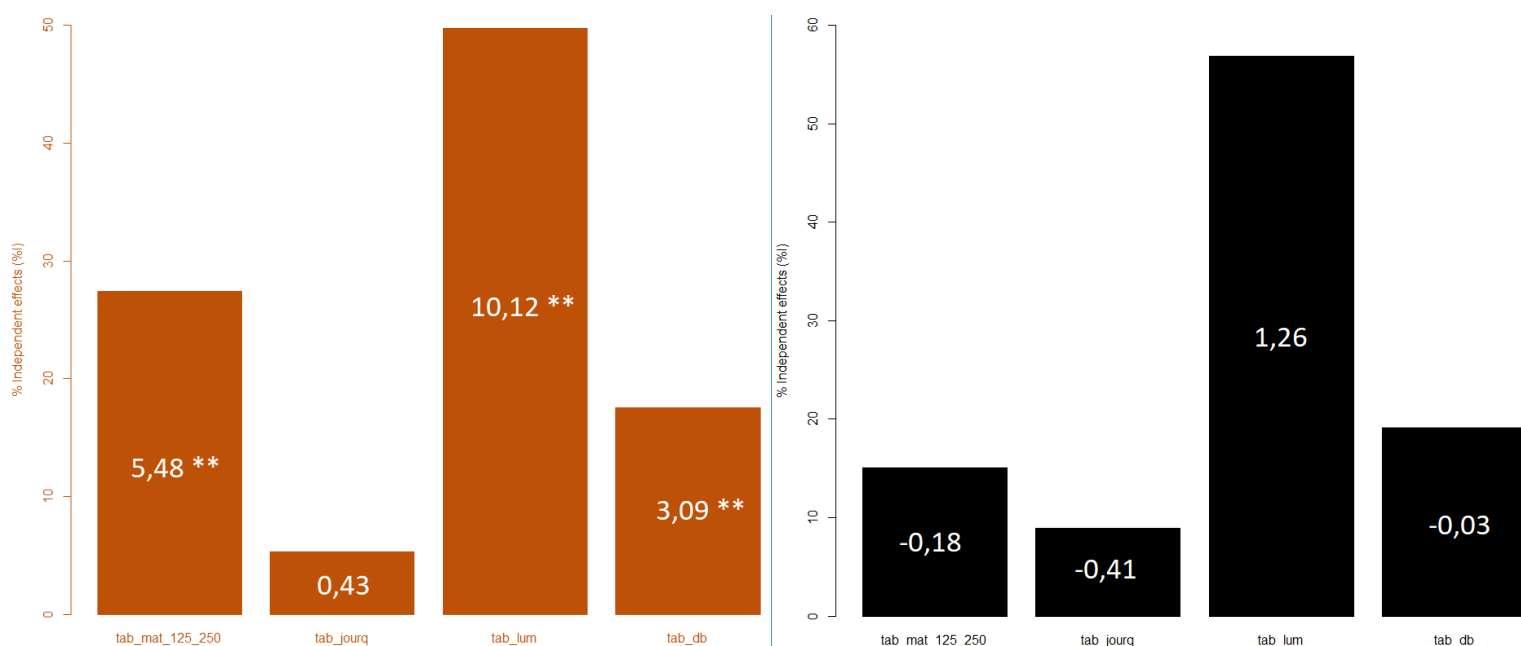


Figure 17 : Pic de chorus : Histogramme des effets indépendants I (en orange : jardins, en noir : roselières)
 les valeurs indiquées dans les barres correspondent à la valeur Z (* = 95% sig. ; **=99% sig.)

2) Récapitulatif général

Le *tableau 6* récapitule les résultats et présente les hypothèses écologiques d'impact sur les oiseaux. Les deux dernières lignes présentent les résultats de deux modèles linéaires qui visent à montrer si les basses fréquences expliquent correctement la modélisation du bruit et les variations entre jours ouvrés et week-end.

Nos résultats les plus fiables sont représentés en gras. Ce sont ceux qui se basent sur des données particulièrement corrélées et dont la significativité dans les modèles est relativement bonne.

Tableau 6 : Récapitulatif des résultats et résumé des résultats

| Variable dépendante | Facteurs | Corrélation | Sortie de modèle | Résultats | Référence |
|--------------------------|--|----------------------|--|---|----------------------------------|
| Heure de début du chorus | Basses fréquences L50 ₁₂₅₋₂₅₀ | 0,5 0 | I=44% Z=2,72 I=4% Z=-0,63 | Les oiseaux chantent plus tôt quand il y a plus de basses fréquences (=trafic+avions+géophonie) | <i>Arroyo-Solis et al., 2013</i> |
| | Jours de la semaine | 0,32 0,18 | I=14% Z=0,3 I=39 Z=0,27 | Les oiseaux chantent plus tôt pendant la semaine | |
| | Valeur ALAN | 0,17 0,15 | I=6% Z=-0,27 I=18% Z=-0,26 | Les oiseaux chantent plus tôt sur les sites plus éclairés | <i>Da Silva et al., 2015</i> |
| | Valeur NoiseModelling | 0,43 0,2 | I=36% Z=2,07 I=39% Z=0,25 | Les oiseaux chantent plus tôt quand il y a plus de trafic modélisé (=trafic routier uniquement) | <i>Arroyo-Solis et al., 2013</i> |
| Valeur de pic de chorus | Basses fréquences L50 ₁₂₅₋₂₅₀ | 0,67 -0,12 | I=27% Z=5,48 I=15% Z=-0,18 | Les oiseaux chantent plus intensément quand il y a plus de basses fréquences (=trafic+avions+géophonie) | <i>Nemeth et al., 2012</i> |
| | Jours de la semaine | 0,33 0,08 | I=5% Z=0,43 I=9% Z=-0,41 | Les oiseaux chantent plus intensément pendant la semaine | |
| | Valeur ALAN | 0,66 0,26 | I=50% Z=10,12 I=57% Z=1,26 | Les oiseaux chantent plus intensément sur les sites plus éclairés | <i>Da Silva et al., 2015</i> |

| | | | | | |
|-----------------------|--|---------------|---|---|---------------------|
| | Valeur NoiseModelling | 0,42 0,2 | I=18% Z=3,09 I=19% Z=-0,03 | Les oiseaux chantent plus intensément quand il y a plus de trafic modélisé (=trafic routier uniquement) | Nemeth et al., 2012 |
| | Heure de début du chorus | 0,31 0,03 | X X | Les oiseaux chantent plus intensément quand le pic débute plus tôt | |
| Valeur NoiseModelling | Basses fréquences L50 ₁₂₅₋₂₅₀ | 0,38 -0,47 | Modèle linéaire simple Pr=0,002 R ² =0,23 Pr=0,0001 R ² =0,21 | La carte de bruit est fidèle à la réalité dans les jardins | |
| Jours de la semaine | Basses fréquences L50 ₁₂₅₋₂₅₀ | 0,58 0,43 | Modèle linéaire généralisé binomial Pr=0,005 AIC=37,43 Pr=0,004 AIC=60,50 | En semaine, il y a plus de basses fréquences le matin que le week-end et les jours fériés | |

Discussion

A) Cartographie des pollutions sonores et lumineuses

A première vue, la carte de bruit donne l'impression d'être une carte de chaleur basée sur la distance aux routes, mais ce n'est pas si simple, surtout à proximité des bâtiments. En effet, à Saint-Nazaire, au sud de la zone d'étude, on repère des points où le bruit est faible. Cela correspond à des jardins circonscrits par des bâtiments ou encore à des parcs. Sans surprise, il est facile de constater que les zones les moins impactées par le bruit de trafic sont les roselières : au centre de la carte avec le marais de Brière mais aussi à l'angle sud-est avec les roselières de Donges. De plus nous pouvons constater que la distribution de la carte issue de NoiseModelling semble corrélée avec une carte d'urbanisation telle que la *figure 1* (surfaces imperméables de la presqu'île guérandaise), mais surtout à la carte produite par Guetté (*Guetté, 2018*). En effet, ce raster est d'une grande précision et il est basé sur des sources multiples. Malgré cela, notre carte de bruit y est très corrélée. Ainsi, notre production est relativement fiable, ce qui nous conforte dans son utilisation pour guider notre plan d'échantillonnage.

La carte de bruit routier n'est pas réellement un indicateur précis de l'anthropisation lorsqu'elle est considérée seule, néanmoins elle serait un atout pour pondérer la carte de naturalité développée par Guetté. Dans certains cas elle permettrait d'inclure l'impact des routes fortement fréquentées en campagne, dans d'autres cas, elle pourrait discriminer les zones moins bruyantes au sein des villes. Cette idée d'utilisation du bruit anthropique dans la cartographie de naturalité a d'ailleurs été développée par Carruthers-Jones (*Carruthers-Jones et al., 2019*) dans un article très récent.

Insistons sur le fait que la modélisation sonore des bruits anthropiques sur de grandes surfaces, comme il a été fait pendant ce stage, reste rare. Par exemple, des chercheurs du National Park Service américain (*Mennitt et al., 2014*) ont créé une carte des bruits anthropiques couvrant l'ensemble du territoire des USA, mais leur méthode n'a rien à voir avec la modélisation acoustique : c'est un algorithme de machine learning qui a constitué une carte de bruit. L'intérêt de cette technique est qu'il couvre de grandes surfaces, mais au détriment de la précision. D'autres chercheurs du Bureau of Transportation Statistics américain (*USDT, 2017*) ont développé un modèle plus similaire à NoiseModelling mais leurs méthodes simplifient encore beaucoup les calculs (absence de réflexion des rayons sur les obstacles, distances de propagation réduites etc.). NoiseModelling est donc un outil Open-Source qui mérite une attention particulière pour ce genre d'application, même s'il a été développé originellement pour ne fonctionner que sur des surfaces urbaines réduites.

Les valeurs de niveau sonore de la carte de bruit routier ne sont pas à considérer comme étant parfaitement fidèles à la réalité. Retenons que son but premier est de représenter un gradient de contribution potentielle du bruit routier moyen. Elle se base sur des données moyennées et sur une méthode de calcul simplifiée pour optimiser les temps de calcul. De plus, elle ne prend pas en compte les autres formes de pollutions sonores anthropiques. En effet, dans la zone d'étude, le trafic des avions est important, mais les données moyennes du trafic aérien étant difficiles à obtenir, tout comme les spectres d'émission des avions, il n'a pas été possible de modéliser ce type de source. Ces constatations valent aussi pour le trafic ferroviaire, car le fret est très développé sur la côte nazairienne. La présence de la raffinerie Total à Donges provoque également un bruit industriel continu qui impacte fortement les populations locales. Mais encore une fois, ce bruit est difficile à évaluer fidèlement via la modélisation. Notons que les bruits forts et sporadiques sont également ignorés dans notre carte. Ainsi, les sifflets de bateaux, les accélérations de motos, les klaxons, les événements musicaux ou encore les cris humains sont facilement perceptibles lorsque l'on est sur le terrain. Il est logique de se dire que ces émergences ont potentiellement un impact important sur les humains et la faune, mais ces événements acoustiques n'ont pas besoin d'être pris en compte pour évaluer le gradient qui nous intéresse.

Concernant la carte des pollutions lumineuses, nous notons que sa distribution est encore plus proche de celle des surfaces imperméables que pour la carte de bruit. C'est évidemment rassurant, car les zones de « forte densité d'imperméabilité » correspondent à des centres villes ou à des surfaces industrielles, qui sont des zones très éclairées. Comme nous l'avons décrit précédemment, les études basées sur VIIRS ne sont pas rares, cette donnée à donc certaines limites mais reste fiable. Elle l'est d'ailleurs d'autant plus que le traitement des données satellites a permis de retirer le « bruit de fond » éventuel de la donnée. Notons en plus que la dynamique de l'image est plus importante qu'elle n'y paraît. Alors que, sur la *figure 5*, les points noir et violet foncé ont des valeurs faibles très proches, les points les plus clairs cachent en fait une forte différence. C'est-à-dire qu'au sein des éclairages des villes, certains points (complexes industriels, port, etc.) ressortent particulièrement bien.

Cependant, gardons à l'esprit que notre carte ne représente pas exactement la quantité de lumière perçue la nuit au niveau du sol. En effet, la lumière artificielle issue d'une même source peut être décrite avec trois composantes : descendante, c'est à dire la lumière diffusée vers le sol ou rétrodiffusée par l'atmosphère vers le sol ; horizontale, c'est à dire celle qui se diffuse parallèlement au sol et qui est perceptible directement au niveau du sol même à grande distance ; montante, qui correspond aux lumières émises et réfléchies vers le ciel, mais aussi à la rétrodiffusion des composantes horizontale et descendante. C'est cette dernière composante qui est captée par les instruments de VIIRS, mais ce n'est pas celle perçue par l'avifaune qui a tendance à être plus affectée par les deux autres composantes, c'est pourquoi nous considérons que cette approximation est suffisante, même si sur le terrain, il a été aisé de distinguer des différences nettes d'exposition aux éclairages publics au sein d'un même pixel de la carte.

Le principal point négatif de cette carte est sa faible résolution. En effet les pixels sont visibles même avec la transformation du raster en nuage de points dans la carte finale, mais ceci est suffisant pour notre étude car dans notre plan d'échantillonnage nous n'avons pas placé les enregistreurs trop près les uns des autres, ainsi il n'y avait pas plusieurs stations sur un même pixel VIIRS et chaque point d'enregistrement avait donc des valeurs de radiance différentes.

B) Impact des pollutions sur les oiseaux

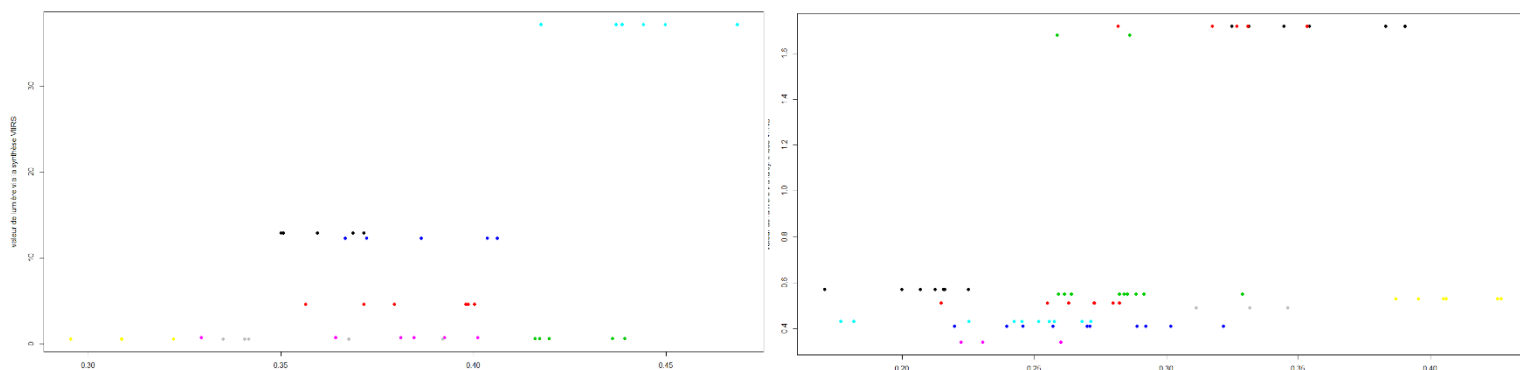
En fonction de la fiabilité de nos données, nous avons sélectionné uniquement le TFSD pour représenter l'activité des oiseaux, ainsi la référence horaire (en fonction du lever du soleil) du début de chorus matinal selon le TFSD et la valeur maximale du TFSD au moment du pic du chorus sont les principales variables que nous cherchons à expliquer pour les jardins et pour les roselières. En observant la distribution et les corrélations des autres variables nous avons considéré qu'elles étaient peu intéressantes. Les facteurs extraits de l'ACI ont donc été éliminés car la détection automatique des changements de tendance et des pics est clairement biaisée. De même, les valeurs de fin de chorus (et par extension la durée de chorus) ont été mises de côté, y compris celles obtenues via le TFSD car la fin de chorus est en fait très difficile à déterminer, même à l'oreille.

Les modèles ont permis de faire ressortir quelques résultats écologiques majeurs (en gras dans le *tableau 6*). En premier lieu, nous avons montré que les oiseaux chantent plus tôt en présence de basses fréquences. Ceci, comme une majorité des hypothèses est valable uniquement pour les jardins. Ces basses fréquences sont issues d'un filtre sensé montrer le trafic routier et l'hypothèse de l'impact du bruit routier sur les oiseaux peut donc être retenue, car ce résultat correspond également à ceux issus de la littérature (*Arroyo-Solis et al., 2013*). Cependant, il s'avère que les valeurs du filtre passe-bas ($L50_{125-250}$) sont assez complexes. En effet, cet indicateur est influencé par d'autres facteurs difficiles à identifier : les avions, les bruits industriels et la géophonie (vent dans les arbres, pluie). D'où l'importance de la modélisation sonore dans les modèles : les valeurs de bruit issues de la modélisation sont à considérer comme un indicateur du bruit routier uniquement (contrairement aux basses fréquences). Manifestement, les micros des jardins ont tendance à capter majoritairement le trafic dans les basses fréquences alors que ceux des roselières sont éloignés des routes et parasités par les autres sources. En effet les valeurs de trafic effectif mesuré (via $L50_{125-250}$) sont clairement mieux corrélées au trafic théorique modélisé (via NoiseModelling) en jardins (0,51) qu'en roselières (-0,47). C'est donc à cause de cette incertitude que les valeurs de modélisation ont été prises en compte dans les modèles statistiques. D'ailleurs, que ce soit pour l'heure de début de chorus ou pour la valeur de pic, les deux variables sont considérées comme significatives et c'est ainsi que l'on peut affirmer que le bruit routier avance l'heure du chorus matinal.

Nous montrons également que les oiseaux chantent plus tôt en semaine. Ceci est lié au fait que les basses fréquences sont corrélées aux jours de la semaine (jours ouvrés ou week-end/fériés). Etonnamment, c'est le cas pour les jardins (0,58) comme pour les roselières (0,43), ce qui peut laisser penser que ce sont bien des activités anthropiques qui affectent les bandes de basses fréquences.

De façon vraiment moins nette, nous avons observé un léger lien entre les pollutions lumineuses (ALAN) et le début de chorus. Ainsi, les oiseaux ont tendance à chanter plus tôt sur les sites plus éclairés la nuit. Cette tendance est retrouvée similairement en jardins et en roselières. Dans un premier temps nous avons pensé à une corrélation spatiale entre les basses fréquences (qui ont effectivement un impact) et les ALAN. C'est légèrement le cas pour les jardins ($r = 0,3$) mais pas du tout pour les roselières ($r = 0,0$). Cette tendance est liée à certaines stations dont les éclairages nocturnes sont particulièrement forts (trois stations en roselières de Donges, une station en jardin à Montoir) et où les oiseaux chantent légèrement plus tôt.

Pour la valeur maximale de l'indice TFSD, ce sont les ALAN qui ressortent particulièrement, que ce soit dans les corrélations ou dans le modèle. Encore une fois ce sont les mêmes stations qui favorisent la tendance (*figure 18*).



*Figure 18 : distribution des ALAN en fonction des valeurs de pic de chorus
A : jardins (gauche) ; B : roselières (droite)*

Il aurait pu être pertinent d'éliminer ces « outliers », mais ces données montrent une tendance intéressante. On note que la différence de radiance est très faible entre le minimum ($0,4 \text{ W.m}^{-2}.\text{sr}^{-1}$) et le maximum ($1,6 \text{ W.m}^{-2}.\text{sr}^{-1}$) dans les roselières (*figure 18 B*), mais ce n'est pas le cas en jardins. Nous partons donc du principe que la donnée VIIRS est fiable, même dans les variations légères des faibles radiances. Nous pouvons donc conclure que les oiseaux chantent plus intensément sur les sites plus éclairés, ce qui correspond, encore une fois, à la littérature sur le sujet (*Da Silva et al., 2015*).

Rappelons toutefois que la valeur maximale du pic de TFSD indique une densité de chant. C'est un concept qui inclut plusieurs facteurs potentiels : un plus grand effectif d'oiseaux, une plus grande diversité spécifique, une plus forte puissance de chant, une plus courte distance des chanteurs par rapport à la station d'enregistrement. Il est donc difficile de conclure, comme beaucoup d'auteurs le font, sur la variable qui est impactée. Nous ne savons pas si les oiseaux chantent vraiment plus fort (comme le conclue *Da Silva et al.*), ou s'ils sont vraiment plus nombreux, nous concluons donc simplement que les chants sont plus denses.

En plus des ALAN, cette densité est affectée par les basses fréquences et par le bruit routier théorique. Ces deux facteurs sont significatifs dans les modèles des jardins. Ainsi, la densité est plus forte en condition de trafic plus fort. Il est possible de comparer ce résultat à ceux publiés dans plusieurs études, le bruit force les oiseaux à chanter plus fort (comme l'ont conclu *Nemeth et ses collaborateurs (Nemeth et al., 2012)*). Mais rappelons qu'il s'agit peut-être ici plutôt d'un plus grand nombre d'oiseaux.

Dans une moindre mesure, nous démontrons aussi que les oiseaux ont tendance à chanter plus intensément lors des jours de semaine. Ce résultat est logique, les jours de semaine étant corrélés au $L50_{125-250}$. Enfin nous montrons aussi que plus les oiseaux démarrent leurs chants tôt, plus ils chanteront intensément. Ceci est observé uniquement dans les jardins.

Notons que les hypothèses présentées dans le *tableau 6* se basent sur un postulat essentiel : nous partons du principe que les valeurs de TFSD utilisées sont fiables. Théoriquement, il aurait été possible d'utiliser des méthodes de « machine learning » basées sur des « dictionnaires de chants » qui permettent le « clustering » des chants, d'ailleurs des tests succincts ont été effectués avec le logiciel Kaleidoscope de Wildlife Acoustics sur certains oiseaux locaux, mais puisque le résultat était mitigé nous nous sommes basés sur les indices bioacoustiques. La méthode optimale de vérification

serait l'expertise par un opérateur expérimenté qui écouterait tous les enregistrements, ce qui reste une option pour des travaux futurs.

Conclusion

Dans cette étude, nous avons été capables de produire avec succès deux cartes à l'échelle régionale de deux pollutions anthropiques : le bruit routier et les lumières artificielles nocturnes. En plus d'avoir été corrélée à des mesures de bruit routier, notre carte de bruit a montré une très bonne corrélation négative à une carte de naturalité. La modélisation sonore à haute résolution spatiale est donc possible à mettre en place sur de grandes surfaces, grâce à des outils tels que NoiseModelling. De même, les données issues de VIIRS ont été efficaces pour notre étude. Nous avons également montré qu'il est pertinent d'utiliser ces cartographies pour mettre en place un plan d'échantillonnage terrain efficace. Les données acquises sur le terrain nous ont ainsi permis de mettre en évidence l'impact des deux pollutions étudiées sur la phénologie du chant des oiseaux. En effet, le bruit anthropique a tendance à forcer les oiseaux à chanter plus tôt le matin, et plus intensément lors du pic du chorus. Ces résultats sont d'ailleurs confirmés par d'autres études sur le sujet (*Arroyo-Solis et al., 2013*). Les lumières, quant à elles ont un effet similaire sur le chorus matinal, puisque les oiseaux ont tendance à chanter plus tôt sur les sites les plus éclairés, mais aussi plus intensément. Là encore la littérature confirme cette tendance (*Nemeth et al., 2012 ; Da Silva et al., 2015*). Enfin, l'indice TFSD sur lequel se basent nos résultats s'est montré prometteur et il semble qu'il pourrait être un bon indicateur d'activité des oiseaux chanteurs, c'est pourquoi il sera intéressant de le développer à l'avenir dans des études similaires.

Perspectives

Les cartographies de bruit et de lumières nous ont permis de développer efficacement une étude bioacoustique qui nous a permis de montrer un impact des pollutions sur la phénologie journalière de chant des oiseaux. Cependant, nos méthodes sont améliorables : plusieurs étapes de l'acquisition des données pourront être optimisées en cas de nouvelles campagnes de mesures, mais c'est aussi sur le traitement que des précisions peuvent être apportées. D'abord, l'acquisition de données de lumière ayant une dynamique temporelle (VIIRS quotidien, modélisation à partir du réseau d'éclairage public, mesure continue au luxmètre, etc.) et la récupération de données météo (vitesse du vent et pluviométrie via Météo France, voire pose d'anémomètre/pluviomètre sur le terrain) serait essentielle pour une étude complète.

Concernant l'indice TFSD, il serait intéressant d'étudier son évolution à échelle très fine : cela permettrait de comprendre le comportement des oiseaux face aux événements sonores forts par exemple, et ainsi comprendre leur réaction immédiate face à ces émergences sonores. Il serait peut-être aussi possible d'améliorer l'indice pour mieux repérer les changements de tendance du chorus matinal en mauvaises conditions, et ainsi pouvoir aussi repérer les chorus vespéraux. Pour ce faire, il serait utile, par exemple, de supprimer la bande de fréquences des orthoptères qui ont tendance à affecter le TFSD dans certains de nos enregistrements, mais la majorité du travail restant est surtout basée sur l'évaluation de l'efficacité du TFSD. En effet, cet indice paraît prometteur et il mérite d'être étudié en profondeur avec une expertise d'ornithologue : il faudrait comparer les valeurs de TFSD à des valeurs d'abondance et de diversité spécifique d'oiseaux. Il faudrait aussi identifier les paramètres optimaux pour que l'indice soit adapté à telle ou telle communauté d'oiseaux. Le travail sur cet indice nécessite donc d'être approfondi, car sa simplicité de mise en

œuvre devrait permettre de mesurer rapidement la diversité et la densité d'oiseaux sans nécessairement mobiliser un spécialiste sur le terrain.

Evidemment, le TFSD ne fournira jamais une donnée aussi intéressante que celle que peut produire un ornithologue : nous ne pouvons pas identifier les espèces et les abondances d'oiseaux avec cet outil. Cependant, plusieurs pistes pour lesquelles le TFSD serait la seule solution sont à explorer : par exemple, l'exploitation de données en tiers d'octave secondes. C'est un format matriciel dans lequel sont stockées les données acoustiques issues de stations de suivi du bruit en continu par exemple. Inaudible pour un humain, le TFSD peut quand-même être calculé avec ce format de données. Ainsi il serait possible de calculer l'indice sur de longues périodes archivées par des organismes de suivi du bruit, ce qui profile une étude intéressante sur l'évolution de l'activité des oiseaux sur de larges échelles temporelles.

Bibliographie

a) Articles scientifiques

- Arroyo-Solis, A., Castillo, J. M., Figueroa, E., Lopez-Sanchez, J. L., & Slabbekoorn, H. (2013). Experimental evidence for an impact of anthropogenic noise on dawn chorus timing in urban birds. *Journal of Avian Biology*, 44(3), 288-296.
- Aumond, P., Jacquesson, L., & Can, A. (2018). Probabilistic modeling framework for multisource sound mapping. *Applied Acoustics*, 139, 34-43.
- Aumond, P., Can, A., De Coensel, B., Botteldooren, D., Ribeiro, C., & Lavandier, C. (2017). Modeling soundscape pleasantness using perceptual assessments and acoustic measurements along paths in urban context. *Acta Acustica united with Acustica*, 103(3), 430-443.
- Beaugeard, E., Brischoux, F., Henry, P. Y., Parenteau, C., Trouvé, C., & Angelier, F. (2019). Does urbanization cause stress in wild birds during development? Insights from feather corticosterone levels in juvenile house sparrows (*Passer domesticus*). *Ecology and evolution*, 9(1), 640-652.
- Böhm, F., Brückner, J., Eichhorn, D., Geiger, R., Johl, B., Kahl, S., ... & Meyer, M. (2016). Cloud cover but not artificial light pollution affects the morning activity of Wood Pigeons. *Ornis Fennica*, 93(4).
- Bruni, A., Mennill, D. J., & Foote, J. R. (2014). Dawn chorus start time variation in a temperate bird community: relationships with seasonality, weather, and ambient light. *Journal of Ornithology*, 155(4), 877-890.
- Cabrera-Cruz, S. A., Smolinsky, J. A., & Buler, J. J. (2018). Light pollution is greatest within migration passage areas for nocturnally-migrating birds around the world. *Scientific reports*, 8(1), 3261.
- Carruthers-Jones, J., Eldridge, A., Guyot, P., Hassall, C., & Holmes, G. (2019). The call of the wild: Investigating the potential for ecoacoustic methods in mapping wilderness areas. *Science of The Total Environment*, 133797.
- Chevan, A. & Sutherland, M. (1991). Hierarchical partitioning. *Am. Stat.* 45: 90–96.
- Coefield, J., Anderson, S., Baugh, K., Elvidge, C., Schernthanner, H., & Kyba, C. (2018). Variation of individual location radiance in VIIRS DNB monthly composite images. *Remote Sensing*, 10(12), 1964.
- Croci S., Butet A. and Clergeau P. (2008). Does urbanisation filter birds on the basis of their biological traits ? *Condor* 110 : 223–240.
- Da Silva, A., Valcu, M., & Kempenaers, B. (2015). Light pollution alters the phenology of dawn and dusk singing in common European songbirds. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 370(1667), 20140126.
- Diamond, J. M. (1984). 'Normal' extinctions of isolated populations. *Extinctions*, 191-246.
- Dominoni, D. M., Quetting, M., & Partecke, J. (2013). Long-term effects of chronic light pollution on seasonal functions of European blackbirds (*Turdus merula*). *PLoS One*, 8(12), e85069.
- Dominoni, D. M., & Partecke, J. (2015). Does light pollution alter daylength? A test using light loggers on free-ranging European blackbirds (*Turdus merula*). *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 370(1667), 20140118.
- Dooling, R. J., & Popper, A. N. (2007). The effects of highway noise on birds. *Sacramento, CA : The California Department of Transportation Division of Environmental Analysis*, 74.
- Guetté, A., Godet, L., Juigner, M., & Robin, M. (2018). Worldwide increase in Artificial Light At Night around protected areas and within biodiversity hotspots. *Biological conservation*, 223, 97-103.
- Gilbert, E. A., Sompud, J., & Sompud, C. B. (2017). A Review on the Impact of Anthropogenic Noise on Birds. *Borneo Science*, 38(1), 28-35.
- Godet, L., & Devictor, V. (2018). What conservation does. *Trends in ecology & evolution*, 33 : 720-730
- Goller, B., Blackwell, B. F., DeVault, T. L., Baumhardt, P. E., & Fernández-Juricic, E. (2018). Assessing bird avoidance of high-contrast lights using a choice test approach: implications for reducing human-induced avian mortality. *PeerJ*, 6, e5404.
- Ikuta, L. A., & Blumstein, D. T. (2003). Do fences protect birds from human disturbance ? *Biological Conservation*, 112(3), 447-452.
- Kempenaers, B., Borgström, P., Loës, P., Schlicht, E., & Valcu, M. (2010). Artificial night lighting affects dawn song, extra-pair siring success, and lay date in songbirds. *Current Biology*, 20(19), 1735-1739.
- Kleist, N. J., Guralnick, R. P., Cruz, A., Lowry, C. A., & Francis, C. D. (2018). Chronic anthropogenic noise disrupts glucocorticoid signaling and has multiple effects on fitness in an avian community. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(4), E648-E657.
- Mac Nally, R. (2000). Regression and model-building in conservation biology, biogeography and ecology: the distinction between—and reconciliation of—'predictive' and 'explanatory' models. *Biodiversity & Conservation*, 9(5), 655-671.

- Mennitt, D., Sherrill, K., & Fristrup, K. (2014). A geospatial model of ambient sound pressure levels in the contiguous United States. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 135(5), 2746-2764.
- Nemeth, E., & Brumm, H. (2010). Birds and anthropogenic noise: are urban songs adaptive ? *The American Naturalist*, 176(4), 465-475.
- Ortega, C. P. (2012). Chapter 2 : Effects of noise pollution on birds: A brief review of our knowledge. *Ornithological Monographs*, 74(1), 6-22.
- Ouyang, J. Q., de Jong, M., van Grunsven, R. H., Matson, K. D., Haussmann, M. F., Meerlo, P., ... & Spoelstra, K. (2017). Restless roosts: Light pollution affects behavior, sleep, and physiology in a free-living songbird. *Global change biology*, 23(11), 4987-4994.
- Parris, K. M., & Schneider, A. (2009). Impacts of traffic noise and traffic volume on birds of roadside habitats. *Ecology and society*, 14(1).
- Pieretti, N., Farina, A., & Morri, D. (2011). A new methodology to infer the singing activity of an avian community : The Acoustic Complexity Index (ACI). *Ecological Indicators*, 11(3), 868-873.
- Raap, T., Pinxten, R., & Eens, M. (2018). Artificial light at night causes an unexpected increase in oxalate in developing male songbirds. *Conservation physiology*, 6(1), coy005.
- Schroeder, J., Nakagawa, S., Cleasby, I. R., & Burke, T. (2012). Passerine birds breeding under chronic noise experience reduced fitness. *PLoS one*, 7(7), e39200.
- Slabbekoorn, H., & Peet, M. (2003). Ecology: Birds sing at a higher pitch in urban noise. *Nature*, 424(6946), 267.
- Sueur, J., Aubin, T., & Simonis, C. (2008). Seewave, a free modular tool for sound analysis and synthesis. *Bioacoustics*, 18(2), 213-226.
- Summers, P. D., Cunnington, G. M., & Fahrig, L. (2011). Are the negative effects of roads on breeding birds caused by traffic noise ? *Journal of Applied Ecology*, 48(6), 1527-1534.
- Towsey, M., Wimmer, J., Williamson, I., & Roe, P. (2014). The use of acoustic indices to determine avian species richness in audio-recordings of the environment. *Ecological Informatics*, 21, 110-119.
- Xu, Y., Knudby, A., & Côté-Lussier, C. (2018). Mapping ambient light at night using field observations and high-resolution remote sensing imagery for studies of urban environments. *Building and Environment*, 145, 104-114.
- Zaninetti, J. M. (2006). L'urbanisation du littoral en France. *Population Avenir*, (2), 4-8.

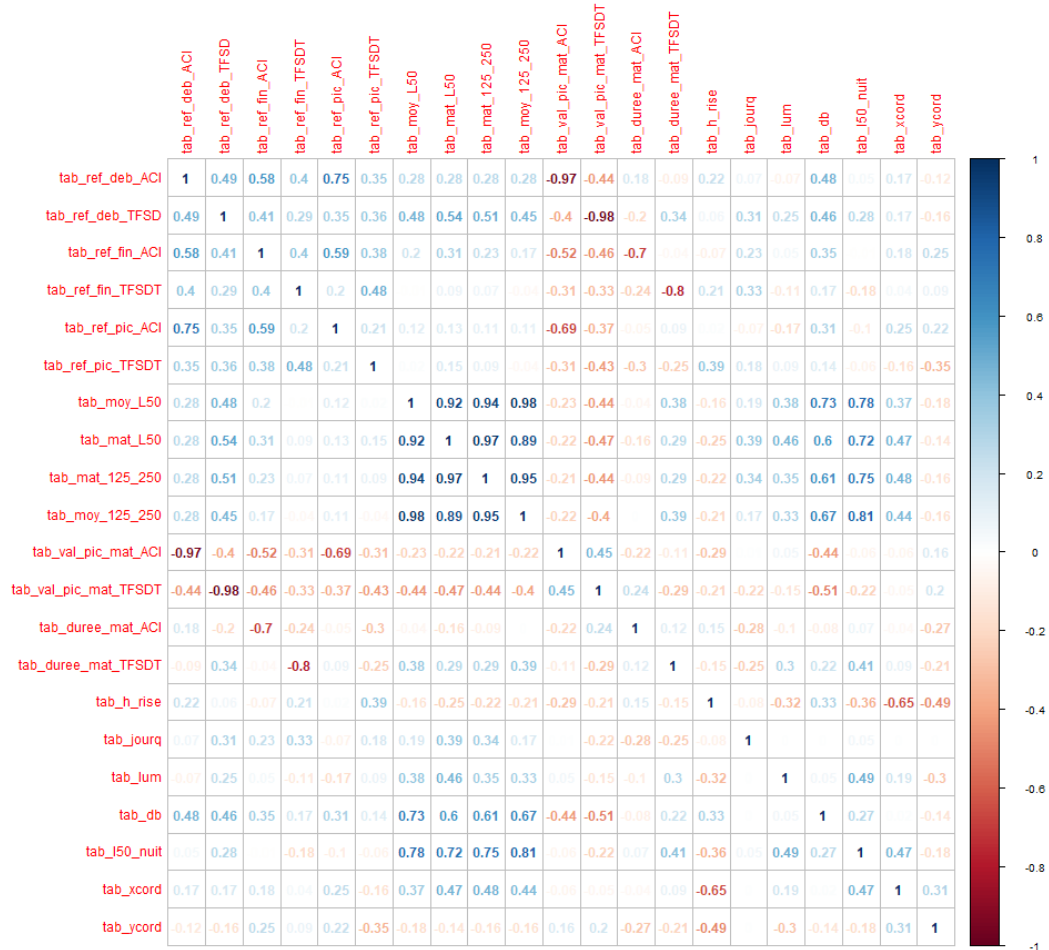
b) Ouvrages, directives, webographie

- CEREMA (2015). Bruit routier et faune sauvage.
- Copernicus Land Monitoring Service (2015). High Resolution Copernicus Imperviousness Change Map.
- European Commission (2015). Commission Directive 2015/996 of 19 May 2015 establishing common noise assessment methods according to Directive 2002/49/EC. Official Journal of the European Union.
- European Commission Working Group Assessment of Exposure to Noise (WG-AEN) (2007). Good Practice Guide for Strategic Noise Mapping and the Production of Associated Data on Noise Exposure.
- Sueur, J. (2018). Sound analysis and synthesis with R. Culemborg, the Netherlands: Springer.
- United States Department of Transportation (USDOT) (2017). Bureau of Transportation Statistics National Transportation Noise Mapping Tool.
- <http://www.hypergeo.eu/spip.php?article721> , définition de la naturalité selon Godet & Guetté, consulté le 19/08.

Annexes

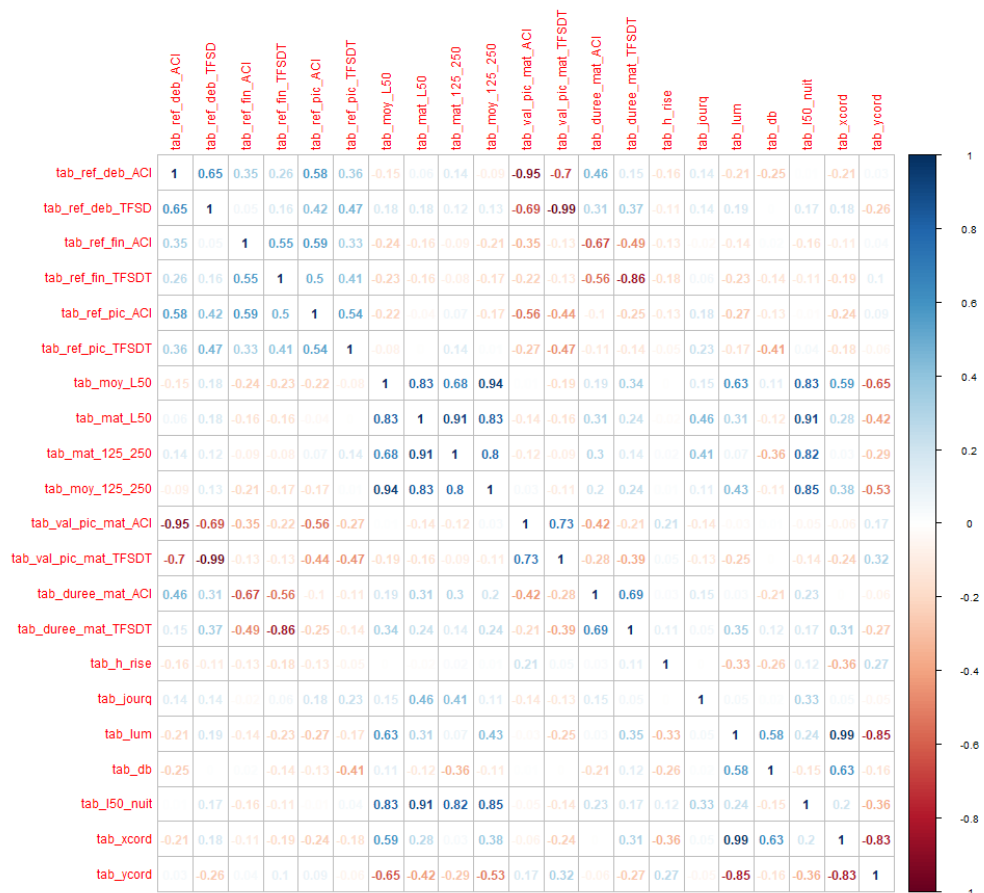
a) Matrice des corrélations des jardins

Jardins



b) Matrice des corrélations des roselières

Roselières



c) Tableau des facteurs utilisés pour la description des données

| Facteur quantitatif | Description |
|---------------------|--|
| Ref_deb_aci | Référentiel (à partir du lever de soleil) du début de chorus matinal selon l'ACI |
| Ref_deb_tfsd | Référentiel (à partir du lever de soleil) du début de chorus matinal selon le TFSD |
| Ref_fin_aci | Référentiel (à partir du lever de soleil) de la fin de chorus matinal selon l'ACI |
| Ref_fin_tfsd | Référentiel (à partir du lever de soleil) de la fin de chorus matinal selon le TFSD |
| Ref_pic_aci | Référentiel (à partir du lever de soleil) du pic de chorus matinal selon l'ACI |
| Ref_pic_tfsdt | Référentiel (à partir du lever de soleil) du pic de chorus matinal selon le TFSD |
| Moy_L50 | Moyenne quotidienne du L50 _{tot} |
| Mat_L50 | Moyenne du L50 _{tot} de 2h avant le lever de soleil à 2h après le lever de soleil |
| Mat_125_250 | Moyenne du L50 _{125_250} de 2h avant le lever de soleil à 2h après le lever de soleil |
| Moy_125_250 | Moyenne quotidienne du L50 _{125_250} |
| Val_pic_mat_TFSDT | Valeur du TFSD au moment du pic de chorus matinal |
| Val_pic_mat_ACi | Valeur de l'ACI au moment du pic de chorus matinal |
| Duree_mat_ACi | Différence entre le ref_deb et ref_fin de l'ACI |
| Duree_mat_TFSD | Différence entre le ref_deb et ref_fin du TFSD |
| H_rise | Heure de lever du soleil |
| Jourq | Jour ouvert ou fermé |
| lum | Valeur de la carte VIIRS |
| db | Valeur de la carte NoiseModelling |
| L50_nuit | L50 de nuit utilisé pour la calibration |
| xcord | Latitude |
| ycord | Longitude |