ESCUELA DE DOCTORADO
INTERNACIONAL DE LA USC

Francisco
Arcos Fernández

Tesis doctoral

INTERACCIÓN DE QUIRÓPTEROS Y PARQUES EÓLICOS EN GALICIA: Modelos predictivos de la actividad, estimas de mortalidad e identificación de áreas sensibles

Santiago de Compostela, 2022

Programa de doctorado en Biodiversidad y Conservación del Medio Natural

TESIS DE DOCTORADO

INTERACCIÓN DE QUIRÓPTEROS Y PARQUES EÓLICOS EN GALICIA: MODELOS PREDICTIVOS DE LA ACTIVIDAD, ESTIMAS DE MORTALIDAD E IDENTIFICACIÓN DE ÁREAS SENSIBLES

Francisco Arcos Fernández

ESCUELA DE DOCTORADO INTERNACIONAL DE LA UNIVERSIDAD DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

PROGRAMA DE DOCTORADO EN BIODIVERSIDAD Y CONSERVACIÓN DEL MEDIO NATURAL

SANTIAGO DE COMPOSTELA

2022

DECLARACIÓN DEL AUTOR/A DE LA TESIS

D./Dña. **Francisco Arcos Fernández**

Título da tese: **Interacción de quirópteros y parques eólicos en Galicia: modelos predictivos de la actividad, estimas de mortalidad e identificación de áreas sensibles.**

Presento mi tesis, siguiendo el procedimiento adecuado al Reglamento y declaro que:

1) La tesis abarca los resultados de la elaboración de mi trabajo.
2) De ser el caso, en la tesis se hace referencia a las colaboraciones que tuvo este trabajo.
3) Confirmo que la tesis no incurre en ningún tipo de plagio de otros autores ni de trabajos presentados por mí para la obtención de otros títulos.
4) La tesis es la versión definitiva presentada para su defensa y coincide la versión impresa con la presentada en formato electrónico.

Y me comprometo a presentar el Compromiso Documental de Supervisión en el caso que el original no esté depositado en la Escuela.

En **Vigo**, **22 de septiembre de 2022**.

Firma electrónica

AUTORIZACIÓN DEL DIRECTOR/TUTOR DE LA TESIS

D./Dña. **Andrés Baselga Fraga**

En condición de: **Director/a**

Título de la tesis: **INTERACCIÓN DE QUIRÓPTEROS Y PARQUES EÓLICOS EN GALICIA: MODELOS PREDICTIVOS DE LA ACTIVIDAD, ESTIMAS DE MORTALIDAD E IDENTIFICACIÓN DE ÁREAS SENSIBLES**

INFORMA:

Que la presente tesis, se corresponde con el trabajo realizado por D/Dña **Francisco Arcos Fernández**, bajo mi dirección/tutorización, y autorizo su presentación, considerando que reúne los requisitos exigidos en el Reglamento de Estudios de Doctorado de la USC, y que como director/tutor de esta no incurre en las causas de abstención establecidas en la Ley 40/2015.

En **Santiago de Compostela**, **20 de septiembre de 2022**

Firma electrónica

AUTORIZACIÓN DEL DIRECTOR/TUTOR DE LA TESIS

D./Dña. **Hugo Rebelo**

En condición de: **Director/a**

Título de la tesis: **Interacción de quirópteros y parques eólicos en galicia: modelos predictivos de la actividad, estimas de mortalidad e identificación de áreas sensibles**

INFORMA:

Que la presente tesis, se corresponde con el trabajo realizado por D/Dña **Francisco Arcos Fernández**, bajo mi dirección/tutorización, y autorizo su presentación, considerando que reúne los requisitos exigidos en el Reglamento de Estudios de Doctorado de la USC, y que como director/tutor de esta no incurre en las causas de abstención establecidas en la Ley 40/2015.

En **Porto**, **21 de septiembre de 2022**

Firma electrónica

INDICE

RESUMEN **8**

RESUMO **14**

AGRADECIMIENTOS **20**

1 INTRODUCCIÓN GENERAL **22**

1.1 EFECTOS DE LOS PARQUES EÓLICOS SOBRE LOS MURCIÉLAGOS 23

1.2 VARIABILIDAD ESPECÍFICA Y GEOGRÁFICA EN LOS NIVELES DE ACTIVIDAD DE LOS MURCIÉLAGOS 24

1.3 OBJETIVOS Y ESTRUCTURA DE ESTA TESIS DOCTORAL 27

1.4 METODOLOGÍA GENERAL 27

1.4.1 Área de estudio 27

1.4.2 Principales especies de murciélagos objeto de esta tesis doctoral 32

1.4.3 Metodologías disponibles para el seguimiento de la presencia y actividad de los murciélagos 43

1.4.4 Muestreos de campo 44

1.4.5 Análisis de las grabaciones obtenidas 46

1.4.6 Métodos estadísticos 47

1.4.6.1 Análisis de las comunidades de murciélagos 47

1.4.6.2 Efecto de las variables del paisaje y de las condiciones meteorológicas sobre la distribución y patrones de actividad de las distintas especies de murciélagos 49

1.4.6.3 Estudio de la mortalidad de murciélagos en parques eólicos 71

1.4.7. Sobre la utilización del entorno R 74

1.5 REFERENCIAS 76

2 COMUNIDAD DE QUIRÓPTEROS EN PARQUES EÓLICOS DEL SUR DE GALICIA (NO PENÍNSULA IBÉRICA) **92**

2.1 METODOLOGÍA 94

2.1.1 Área de estudio 94

2.1.2 Muestreos de campo y análisis de las grabaciones obtenidas 94

2.1.4 Exploración y análisis de los datos obtenidos 97

2.2 RESULTADOS 97

2.2.1 Diferencias entre parques eólicos 98

2.2.2 Diferencias entre áreas geográficas 103

2.2.3 Diferencias entre etapas vitales 103

2.2.4 Relación con la presencia de aerogeneradores 105

2.2.5 Diferencias a nivel de comunidad 110

2.3 DISCUSIÓN 119

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

2.4 REFERENCIAS 123

2.5 CÓDIGO EN LENGUAJE R 129

3 EFECTO DE LAS CARACTERÍSTICAS DEL PAISAJE EN LA ABUNDANCIA RELATIVA DE QUIRÓPTEROS EN PARQUES EÓLICOS DEL SUR DE GALICIA (NO PENÍNSULA IBÉRICA) 138

3.1 METODOLOGÍA 140

3.1.1 Área de estudio 140

3.1.2 Muestreos de campo y análisis de las grabaciones obtenidas 140

3.1.3 Variables explicativas 140

3.1.4 Exploración de datos y análisis estadísticos 147

3.2 RESULTADOS 153

3.2.1 Aproximación IT 153

3.2.2 Aproximación variable a variable 160

3.2.3. Aproximación bayesiana con un campo aleatorio espacial 162

3.3 DISCUSIÓN 165

3.4 REFERENCIAS 170

3.5 APÉNDICES 178

3.5.1 Modelo conectividad: sumpastotaxust ~perimetro_forest_150r +slope_150r_n_cadros_20 + mean_path_cost + (1|parque) 178

3.5.2 Modelo variable a variable 183

3.5.3 Modelo conectividad sumpastotaxust ~perimetro_forest_150r +slope_150r_n_cadros_20 + mean_path_cost , con campo aleatorio espacial 187

3.5.4.Modelo variable a variable sumpastotaxust~ insolation_8_50m_mean + forest_50m + mean_path_cost, con campo aleatorio espacial 190

3.6 CÓDIGO EN LENGUAJE R 193

4 EFECTO DE LAS CONDICIONES METEOROLÓGICAS EN LA PRESENCIA Y EN LA ABUNDANCIA RELATIVA DE QUIRÓPTEROS EN PARQUES EÓLICOS DEL SUR DE GALICIA (NO PENÍNSULA IBÉRICA) 204

4.1 METODOLOGÍA 205

4.1.1 Área de estudio 205

4.1.2 Datos utilizados 206

4.1.3 Variables consideradas 206

4.1.4 Análisis estadísticos 207

4.2 RESULTADOS 210

4.2.1 Análisis frecuentista-parques Serra do Burgo-Pena da Cruz y Sil 210

4.2.2 Análisis frecuentista - todos los parques 214

4.2.3 Análisis bayesiano espacio-temporal para los parques orientales 221

4.3 DISCUSIÓN 226

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

4.4 REFERENCIAS 234
4.5 APÉNDICES 240
4.5.1 Modelos frecuentistas con glmmTMB; parques SB-PC y Sil 2006-2009 240
4.5.2 Modelos frecuentistas con glmmTMB; todos los parques 2006-2009 244
4.5.3 Modelos Bayesianos con R-INLA 249
4.6 CÓDIGO EN LENGUAJE R 258
5 MORTALIDAD DE QUIRÓPTEROS EN PARQUES EÓLICOS DEL SUR DE GALICIA (NO PENÍNSULA IBÉRICA) 270
5.1 METODOLOGÍA 272
5.1.1. Procedencia de los datos analizados 272
5.1.2 Recopilación previa de casos de mortalidad 272
5.1.3 Búsqueda sistemática de cadáveres 272
5.1.4 Estima de la mortalidad 276
5.1.5. Exploración de la eficiencia de los antiguos programas de búsqueda de cadáveres 280
5.1.6. Exploración del nivel de coincidencia entre la mortalidad y las áreas de mayor actividad identificadas por los modelos de paisaje 280
5.2 RESULTADOS 280
5.2.1 Distribución de la mortalidad y especies afectadas 280
5.2.2 Experimentos de detectabilidad 282
5.2.3 Experimentos de permanencia con cadáveres de ratón 283
5.2.4 Estima de la mortalidad para el parque eólico Sil 284
5.2.5. Exploración de la eficiencia de los antiguos programas de búsqueda de cadáveres 291
5.2.6. Exploración del nivel de coincidencia entre la mortalidad y las áreas de mayor actividad identificadas por los modelos de paisaje 292
5.3 DISCUSIÓN 293
5.4 REFERENCIAS 298
5.5 APÉNDICES 302
6 CONCLUSIONES 311
Índice de tablas 315
Índice de figuras 321

USC
UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

RESUMEN

La comprensión de la variabilidad de los niveles de actividad y del comportamiento de los murciélagos en las áreas ocupadas por parques eólicos, es fundamental para evaluar el riesgo de que sucedan interacciones negativas con las turbinas eólicas. Esto es de especial relevancia en un contexto de gran incremento en el número de parques eólicos instalados, ligado a la transición hacia energías más limpias.

El calentamiento global motivado por la emisión a la atmósfera de gases de efecto invernadero, lleva suscitando desde hace años una creciente demanda de las denominadas energías limpias. Uno de los sectores productores de este tipo de energías es el eólico, alrededor del cual se ha creado una boyante industria vinculada al diseño, construcción e instalación de turbinas para generar electricidad.

La comunidad autónoma de Galicia, que ocupa la mayor parte del NO Ibérico, tiene un alto potencial eólico; cuenta con 179 parques eólicos, 4.026 aerogeneradores (en el año 2019, de acuerdo con el Observatorio Eólico de Galicia), y una potencia acumulada instalada de 3.829,19 MW a cierre de 2020, lo que representa el 13,95 % de la potencia eólica total de España. En 2020 la potencia instalada en esta comunidad ha sido 24 MW, y el objetivo es llegar a los 4.500 MW nuevos en el año 2030.

La energía eólica es limpia en lo que se refiere a la emisión de CO_2 a la atmósfera, pero no completamente inocua para el medio ambiente, en gran medida debido al impacto que las turbinas eólicas pueden causar a la vida silvestre. Este problema ha sido calificado recientemente como el "dilema verde-verde", la existencia de dos objetivos deseables pero con contra-efectos perjudiciales. En relación con los murciélagos, los parques eólicos pueden causar modificación y pérdida de hábitat, aunque la mortalidad ha sido el tipo de impacto que más atención ha recibido. Los aerogeneradores han sido identificados como la causa antropogénica más frecuentemente observada, inductora de eventos de mortalidad múltiple de murciélagos en todo el mundo. La mortalidad afecta tanto a especies migratorias (*Nyctalus noctula*, *Nyctalus leisleri*, *Pipistrellus nathusii*) como a especies eminentemente sedentarias (*Pipistrellus pipistrellus*, *Pipistrellus pygmaeus*), pero todas ellas cazadoras aéreas adaptadas a desenvolverse en espacios abiertos.

Los aerogeneradores comienzan a producir energía eléctrica a velocidades de viento que se sitúan habitualmente en los 3 ó 3,5 m/s a la altura del rotor (dependiendo del modelo). Para minimizar el riesgo de colisión de los murciélagos con las palas, el inicio de funcionamiento de los aerogeneradores se suele retrasar a velocidades de viento de 4, 5 ó 6 m/s. Sin embargo, y como diversos autores señalan, en buena parte del tiempo con velocidades de viento inferiores a esos 6 m/s, los murciélagos no están presentes, lo cual justifica la necesidad de seguir profundizando en el conocimiento de los factores que explican la gran variabilidad que se observa en los niveles de actividad de los quirópteros.

En la actualidad se instalan parques con aerogeneradores más altos y con palas más largas. Las técnicas de estudio y el conocimiento disponible han avanzado considerablemente con respecto a una década atrás (p.ej. diferencias en los niveles de detección de murciélagos

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO

en función de la altura al suelo, detectores de ultrasonidos más económicos que permiten grabaciones durante noches completas y el muestreo simultáneo en múltiples puntos). Sin embargo, debido a la no existencia de evaluación alguna sobre la interacción de parques eólicos con murciélagos en Galicia, a pesar del amplio desarrollo observado, resulta de gran interés efectuar una recopilación de los conocimientos adquiridos a nivel local, principalmente vinculados a lo que se puede denominar la primera fase de implantación de estas infraestructuras energéticas entre los años 2000 y 2010 aproximadamente, que sirvan como base para desarrollar nuevos estudios que confirmen, corrijan o mejoren los conocimientos disponibles a nivel regional.

El objetivo de la presente tesis doctoral es analizar la situación en siete parques eólicos del sur de Galicia (provincias de Ourense y Pontevedra) en relación a los siguientes aspectos:

1) Qué grupos fónicos de quirópteros están presentes y cómo varía espacial y temporalmente su presencia.

2) Cómo responden los quirópteros a la variación espacial de las características del paisaje.

3) Cómo responden los quirópteros a la variación espacial y temporal de las condiciones meteorológicas.

4) Cual es la incidencia de la mortalidad de quirópteros causada por los aerogeneradores, qué especies se ven afectadas y cuándo.

El estudio se ha desarrollado en diferentes sectores de siete parques eólicos distribuidos a lo largo de un gradiente O–E en la mitad sur de Galicia, en las provincias de Pontevedra y Ourense. Los siete parques eólicos se distribuyen en dos agrupaciones: Outeiro do Coto, Masgalán y Testeiro, en la provincia de Pontevedra, formando un bloque occidental; y Sil, Meda-ampliación de Meda (Meda-AM), Serra do Burgo-Pena da Cruz (SB-PC) y Ampliación Serra do Burgo-Ampliación Pena da Cruz (ASB-APC) en la provincia de Ourense, en un bloque oriental.

Se seleccionaron de forma estratificada y parcialmente al azar entre 10 y 24 puntos de muestreo dentro de los límites de cada parque eólico. Estos se seleccionaron previamente sobre fotografía aérea y equilibradamente, de forma que existiera un número representativo de los mismos acorde con las características del área de estudio (tipo de cobertura vegetal principalmente, con especial atención a las superficies de matorral y forestal). Se repartieron además tanto a lo largo de los medios afectados por la presencia de aerogeneradores, como por aquellos de similares características en cuanto a vegetación se refiere, en general en las proximidades y libres de la presencia de las máquinas.

Los muestreos se realizaron entre los meses de abril y octubre de los años 2006 a 2010, repartiendo las noches de muestreo lo más regularmente posible a lo largo de la temporada de trabajo de campo. El número total de noches de muestreo en cada parque en el período 2006-2010 osciló entre 39 y 46, con 5-10 visitas anuales por parque eólico. El número total de noches de muestreo fue de 244. Todos los muestreos se iniciaron media hora después de la puesta del sol, y se desarrollaron dentro de las cuatro horas posteriores, correspondientes con el periodo de máxima actividad de los murciélagos. El único limitante impuesto a la hora de realizar los muestreos fue la ausencia de precipitaciones.

Para medir la actividad de los murciélagos se utilizó un detector de ultrasonidos de tipo división de frecuencia (modelo D230x, Pettersson Elektronik AB, precisión de ±0,15 kHz), con el que se bandearon automáticamente las frecuencias comprendidas entre los 10 y los 120 kHz durante un período de cuatro minutos consecutivos.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Cada grabación se revisó manualmente de forma visual y sonora en modo espectrograma, visualizando en pantalla en todos los casos al menos 10 segundos de grabación (FFT hanning window 1024). La actividad relativa de los murciélagos se midió contabilizando el número de pasos (un mismo murciélago podía ser registrado un número indeterminado de veces) durante el tiempo invertido en completar cada estación (cuatro minutos), y se considera aporta información sobre los niveles de actividad de alimentación de las especies implicadas . Se consideró como un paso de murciélago un tiempo de cinco segundos de grabación o menos. Para un conjunto de pulsos representativos de cada serie (utilizando un zoom de 2.500 ms), se obtuvo un Power Spectrum (FFT hanning window 1024), del que se extrajo manualmente la frecuencia (kHz) con la máxima intensidad (dB). Con todas las mediciones de cada tren de pulsos se calculó una media y se obtuvo una frecuencia que lo caracterizó y permitió relacionarlo con una determinada especie o grupo de especies. La actividad se clasificó en los siguientes grupos fónicos: 51-56 kHz (*Pipistrellus pygmaeus/Miniopterus*), 42-51 kHz (*Pipistrellus pipistrellus*), 36-40 kHz (*Pipistrellus nathusii/kuhlii*, *Myotis* grandes), 30-35 kHz (*Hypsugo savii*), 24-29 kHz (*Eptesicus serotinus*/ *Nyctalus leisleri*), 16-23 kHz (*Nyctalus noctula/ lasiopterus*) y 9-16 kHz (*Tadarida teniotis*).

Comunidad de quirópteros

Para describir la comunidad de quirópteros se han utilizado técnicas de ordenación sin constreñir, en concreto un análisis de coordenadas principales (PcoA). Para ello se ha construido una matriz de disimilitud derivada de la variación equilibrada en abundancias, una matriz de disimilitud derivada de los gradientes unidireccionales de abundancia, y una matriz de disimilitud total, la suma de las dos componentes anteriores.

Se realizaron también distintas ordenaciones constreñidas (análisis de redundancia basados en distancias), directamente sobre las matrices de disimilitud construídas, y se buscaron aquellas combinaciones de variables ambientales explicativas que ofrecían mayores valores de R^2 ajustada).

Los análisis de ordenación realizados, tanto si se utilizan los datos de punto/noche como si se agrupan en cada punto de muestreo, no han permitido identificar con claridad diferencias en la comunidad de quirópteros descritas a través de la abundancia de diferentes grupos fónicos individualizadamente para cada parque eólico, ni tampoco agrupándolos en sectores geográficos (bloques Este y Oeste), o agrupándolos por etapa vital (pre-reproductora, reproductora y post-reproductora), observándose una distribución sin patrones definidos de la ordenación de los valores de disimilitud (variación equilibrada y gradientes unidireccionales) a lo largo de los ejes de las dos dimensiones representadas. En todo caso los grupos fónicos más distanciados han sido 51-56 kHz (*Pipistrellus pygmaeus/Miniopterus schreibersii*) y 9-16 kHz (*Tadarida teniotis*) cuando se utilizan los datos punto/noche; y 51-56 kHz y 36-40 kHz (*Pipistrellus kuhlii/nathusii*) cuando se utilizan los datos agrupados de cada punto de muestreo.

Los diferentes análisis de redundancia basados en distancias realizados ofrecen resultados dispares, e identifican como significativas a las variables velocidad del viento, estación de muestreo, parque eólico, interacción parque eólico y año, área forestal, superficie de cortafuegos y altitud, aunque explican poca variabilidad (valores de R^2 comprendidos entre 0,114 y 0,384). Estas variables serían, por tanto, las que mejor explican la variación en términos de abundancia de las comunidades de quirópteros en el sistema de estudio.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Influencia de las características del paisaje

Utilizando variables descriptoras de las características del paisaje (35), se han testado 11 modelos con el objetivo de valorar la importancia de los recursos hídricos, los lugares de alimentación, la disponibilidad de refugios potenciales y la conectividad, para explicar la variabilidad observada en los niveles de actividad de los murciélagos. Igualmente a través de técnicas de selección de modelos paso a paso hacia delante se ha buscado un mejor modelo, aquel que recogiera la mayor variabilidad posible.

Las variables descriptoras del paisaje más importantes (en términos de peso predictivo) son la pendiente del terreno y el perímetro forestal en superficies delimitadas por radios de 150 m alrededor de los puntos de muestreo, ambas igual de relevantes; con una importancia mucho menor se sitúa el coste de ruta medio, y a continuación pero claramente diferenciadas de esta última, el perímetro forestal y la pendiente en superficies delimitadas por radios de 50 m. El mejor modelo construido paso a paso hacia delante incorpora las variables insolación y superficie forestal (correlacionada con el perímetro forestal, r=0,92) a pequeña escala (radios de 50 m), además del coste de ruta medio.

En base a estos resultados, en los parques eólicos analizados, los quirópteros utilizan más aquellos lugares a los que pueden acceder con mayor facilidad desde las partes perimetrales más bajas; una vez alcanzados los parques, utilizan más los lugares forestados (mayor superficie o mayor perímetro forestal) y con mayores extensiones en pendiente (más de 20º), y utilizan menos los lugares que reciben más insolación.

El resultado de la representación espacial de los dos mejores modelos es muy similar, definiendo claramente las zonas con mayor o menor probabilidad para detectar elevados niveles de actividad. Los parques Testeiro y Meda-AM son los menos utilizados por los murciélagos, mientras que la mitad oriental del parque Sil y la práctica totalidad del parque Serra do Burgo-Pena da Cruz los más utilizados.

Los análisis demuestran que los quirópteros no utilizan de igual forma las áreas en las que se asientan los parques eólicos. Esto tiene implicaciones a la hora de implementar medidas para reducir el riesgo de colisión, y obliga a incorporar la componente espacial en los análisis de evaluación de riesgos que se desarrollen.

Influencia de las condiciones meteorológicas

Para valorar la influencia de las condiciones meteorológicas en la variación de la actividad de los quirópteros, se han ajustado diversos modelos lineales generalizados mixtos (GLMM) y modelos bayesianos espaciales (INLA), utilizando como variables explicativas la velocidad del viento, temperatura, nubosidad (%), disco lunar (%), etapa vital [períodos pre-reproductor (abril-mayo), reproductor (junio-julio) y post-reproductor (agosto-septiembre)], punto de muestreo, fecha y parque eólico.

Los modelos ajustados muestran que la variación espacial y espacio-temporal de la presencia y de la abundancia de quirópteros en parques eólicos del sur de Galicia es principalmente dependiente de la velocidad del viento, de la etapa vital y del parque eólico en el que nos encontremos.

El viento ejerce un efecto de signo negativo, tanto sobre la probabilidad de presencia de actividad como en el número de pasos que se puedan registrar. Cada grupo fónico muestra una sensibilidad diferente al mismo, así, para el conjunto de parques eólicos analizados, el 95% de los pasos acumulados para el grupo 42-51 kHz se alcanza a los 3 m/s., a los 4 m/s para el grupo 9-16 kHz, y a los 6 m/s para el grupo fónico 16-23 kHz.

USC
UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

La probabilidad media de presencia se incrementa a lo largo de las tres etapas vitales consideradas, alcanzando su máximo en agosto-octubre (etapa 3, post-reproductora); mientras que el máximo de abundancia se alcanza en el período reproductor (etapa 2, junio-julio).

Los resultados de los análisis indican claramente que Sil es el parque más utilizado por los quirópteros, tanto en frecuencia de aparición como en intensidad de uso. Las diferencias entre los restantes parques son más difíciles de determinar, pero se estima que hay indicios suficientes para considerar que Meda-AM está entre los menos utilizados.

La representación espacial de los modelos ajustados muestra el dinamismo existente en los niveles de actividad, y pone en evidencia la necesidad de desarrollar muestreos que tengan en consideración las componentes espacial y temporal cuando se realicen evaluaciones de los riesgos derivados de la instalación/funcionamiento de un parque eólico.

Mortalidad

Entre los años 2001 y 2010 se han efectuado búsquedas de cadáveres de murciélago con diferente esfuerzo de muestreo en 23 parques eólicos repartidos a lo largo de toda la geografía gallega. Se han localizado un total de 30 cadáveres de quirópteros en 11 de estos parques, ubicados principalmente en el sector suroeste de Galicia. Septiembre es el mes en el que se documenta un mayor número de ejemplares accidentados, acumulando el 60% de los casos, aunque se detecta también un pequeño pico en junio. Las especies afectadas, por orden decreciente de abundancia, fueron el murciélago enano/de Cabrera (*Pipistrellus pipistrellus*/*pygmaeus*) (24 ejemplares, 80%), el nóctulo pequeño (*Nyctalus leisleri*) (4, 13,3%) y el murciélago montañero (*Hypsugo savii*) (2, 6,7%).

Además se realizó un muestreo sistemático en uno de los parques, para poder realizar estimas de mortalidad. Se realizaron un total de 287 búsquedas en superficies delimitadas por radios de 30 m en el parque eólico Sil (36 turbinas) entre el 9 septiembre y el 30 de octubre de 2009. Se localizaron 2 cadáveres frescos de murciélago enano/de Cabrera (*Pipistrellus pipistrellus/pygmaeus*) los días 23 y 29 de septiembre, en los aerogeneradores 22 y 27, ambos forestados.

Se han utilizado dos estimadores de mortalidad, que han ofrecido resultados diferentes aunque no excesivamente dispares. En todo caso, las cifras más confiables en este caso son las ofrecidas por el estimador EoA (Evidence of Absence). En base a los dos cadáveres de *Pipistrellus pipistrellus/pygmaeus* localizados, este estimador circunscribe la mortalidad para el conjunto del parque a menos de 40 ejemplares en el período 9 de septiembre a 30 de octubre, siendo 13 el número de cadáveres al que se le asigna la probabilidad más elevada. Individualmente para cada uno de los aerogeneradores en los que se localizaron los cadáveres, las estimas son más amplias, un valor medio de 104 murciélagos (IC 90%: 12-277) para la turbina 22, y de 114 murciélagos (IC 90%: 13-307) para la turbina 27. Las diferencias observadas con respecto a la estima para el parque completo se deben a la modificación de los parámetros con los que el algoritmo efectúa los cálculos.

La instalación de un parque eólico en Galicia está sometida a la evaluación del impacto ambiental que puede causar, y a una declaración de impacto ambiental, en la que la autoridad competente dictamina las medidas correctoras y establece el plan de vigilancia ambiental que se debe implementar. Esta declaración obliga en la actualidad a los promotores a diseñar y aplicar programas de limitación de funcionamiento bajo determinadas condiciones de velocidad de viento, para reducir el riesgo de mortalidad de quirópteros. Sin embargo, todos los aerogeneradores antiguos (al menos los instalados antes de 2010) no se ven afectados por medida regulatoria alguna en su funcionamiento para reducir la mortalidad. La práctica habitual consistía en solicitar revisiones periódicas de turbinas para comprobar si

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

efectivamente provocaban accidentes y, de ser el caso, aplicar medidas correctoras o compensatorias, pero no se exigía desarrollar experimentos de detectabilidad y de tasa de permanencia de cadáveres para verificar si los programas de búsqueda eran adecuados para cuantificar con precisión la mortalidad. Recientemente (año 2022) se ha puesto de manifiesto una situación similar en Alemania, donde se concluyó que este tipo de aerogeneradores eran responsables de la muerte de cientos de quirópteros al año, por lo que deberían estar sometidos, al igual que el resto de máquinas, a programas de parada amigable con los murciélagos en los períodos de mayor riesgo de colisión.

Se ha utilizado la herramienta *Detection Probability* del estimador *GenEst* con el objetivo de valorar si los antiguos programas de búsqueda de cadáveres aplicados a los parques eólicos instalados antes del año 2010 en Galicia fueron o no adecuados para cuantificar la mortalidad de quirópteros que podían estar provocando. La periodicidad de búsqueda de 1-4 meses por turbina entre los meses de abril a octubre aplicada en estos parques eólicos ha sido inadecuada para efectuar estimas de mortalidad, y por lo tanto para valorar la importancia de la misma. La posibilidad de detectar un murciélago accidentado con un programa de búsquedas como el utilizado es extremadamente reducido (inferior al 10%). A pesar del limitado esfuerzo de muestreo se localizaron 29 quirópteros accidentados en 11 parques eólicos diferentes de la mitad sur de Galicia, aunque las bajas se concentraron sobre todo en los parques del suroeste de esta Comunidad.

Independientemente de cual sea la cifra que más se aproxime al número real de quirópteros accidentados, las calculadas para el parque eólico Sil se pueden considerar lo suficientemente elevadas como para justificar la adopción de medidas que reduzcan la mortalidad de murciélagos en parques eólicos antiguos, al menos en la mitad sur de Galicia.

.

USC
UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

RESUMO

Comprender a variabilidade dos niveis de actividade e o comportamento dos morcegos nas áreas ocupadas por parques eólicos é fundamental para avaliar o risco de que sucedan interaccións negativas coas turbinas eólicas. Isto é especialmente relevante nun contexto de gran aumento do número de parques eólicos instalados, vinculado á transición cara a enerxías máis limpas.

O quecemento global provocado pola emisión de gases de efecto invernadoiro á atmosfera leva provocando desde hai anos unha demanda crecente das denominadas enerxías limpas. Un dos sectores produtores deste tipo de enerxías é o eólico, arredor do cal se creou unha industria boiante vinculada ao deseño, construción e instalación de turbinas para xerar electricidade.

A comunidade autónoma de Galicia, que ocupa a maior parte do NO Ibérico, ten un elevado potencial eólico; conta con 179 parques eólicos, 4.026 aeroxeradores (no ano 2019, segundo o Observatorio Eólico de Galicia), e unha potencia instalada acumulada de 3.829,19 MW a finais de 2020, o que supón o 13,95% da potencia eólica total de España. En 2020, a potencia instalada nesta comunidade foi de 24 MW, e o obxectivo é alcanzar os 4.500 novos MW en 2030.

A enerxía eólica é limpa en canto ás emisións de CO_2 á atmosfera, pero non totalmente inocua para o medio ambiente, en gran parte debido ao impacto que as turbinas eólicas poden causar á vida silvestre. Este problema foi calificado recentemente como o ―dilema verde-verde", a existencia de dous obxectivos desexables pero con contraefectos prexudiciais. En relación aos morcegos, os parques eólicos poden provocar modificación e perda do hábitat, aínda que a mortalidade é o tipo de impacto que máis atención ten recibido. Os aeroxeradores teñen sido identificados como a causa antropoxénica máis frecuentemente observada indutora de múltiples eventos de mortalidade de morcegos en todo o mundo. A mortalidade afecta tanto a especies migratorias *(Nyctalus noctula*, *Nyctalus leisleri*, *Pipistrellus nathusii*) como a especies eminentemente sedentarias (*Pipistrellus pipistrellus*, *Pipistrellus pygmaeus*), pero todas elas cazadoras aéreas adaptadas a desenvolverse en espazos abertos.

Os aeroxeradores comezan a producir enerxía eléctrica a velocidades do vento que adoitan ser de 3 ou 3,5 m/s á altura do rotor (dependendo do modelo). Para minimizar o risco de colisión dos morcegos coas aspas, a posta en funcionamento dos aeroxeradores adoita retrasarse a velocidades do vento de 4, 5 ou 6 m/s. Non obstante, e como sinalan diversos autores, en boa parte do tempo con velocidades de vento inferiores a eses 6 m/s, os morcegos non están presentes, o que xustifica a necesidade de seguir afondando nos factores que explican a gran variabilidade observada nos niveis de actividade dos morcegos.

Na actualidade estanse instalando parques eólicos con aeroxeradores máis altos e pas máis longas. As técnicas de estudo e o coñecemento dispoñible avanzaron considerablemente con respecto a hai unha década (por exemplo, diferenzas nos niveis de detección de morcegos en función da altura ao chan, detectores de ultrasóns máis económicos que permiten gravacións durante noites completas e a mostraxe simultánea en múltiples puntos). Non

obstante, ante a inexistencia de avaliación algunha sobre a interacción dos parques eólicos cos morcegos en Galicia, a pesar do amplo desenvolvemento observado, resulta de grande interese realizar unha recompilación dos coñecementos adquiridos a nivel local, vinculados principalmente ao que se pode denominar a primeira fase de implantación destas infraestruturas enerxéticas entre os anos 2000 e 2010 aproximadamente, que sirvan de base para desenvolver novos estudos que confirmen, corrixan ou melloren os coñecementos dispoñibles a nivel rexional.

O obxectivo desta tese doutoral é analizar a situación de sete parques eólicos do sur de Galicia (provincias de Ourense e Pontevedra) en relación cos seguintes aspectos:

1) Que grupos fónicos de quirópteros están presentes e como varía espacial e temporalmente a súa presenza.

2) Como responden os morcegos á variación espacial das características da paisaxe.

3) Como responden os morcegos á variación espacial e temporal das condicións meteorolóxicas.

4) Cal é a incidencia da mortalidade dos morcegos causada polos aeroxeradores, que especies se ven afectadas e cando.

O estudo realizouse en diferentes sectores de sete parques eólicos distribuídos por un gradiente O–E na metade sur de Galicia, nas provincias de Pontevedra e Ourense. Os sete parques eólicos distribúense en dous grupos: Outeiro do Coto, Masgalán e Testeiro, na provincia de Pontevedra, formando un bloque occidental; e Sil, Meda-ampliación de Meda (Meda-AM), Serra do Burgo-Pena da Cruz (SB-PC) e Ampliación Serra do Burgo-Ampliación Pena da Cruz (ASB-APC) na provincia de Ourense, nun bloque oriental.

Seleccionáronse de forma estratificada e parcialmente ao azar entre 10 e 24 puntos de mostraxe dentro dos límites de cada parque eólico. Estes foron previamente seleccionados sobre fotografía aérea e de forma equilibrada, de xeito que existira un número representativo deles segundo as características da zona de estudo (principalmente tipo de cuberta vexetal, con especial atención ás superficies de matogueira e forestal). Repartíronse ademais tanto ao longo dos medios afectados pola presenza de aeroxeradores, como por aqueles de similares características en canto á vexetación se refire, xeralmente nas proximidades e libres da presenza das máquinas.

As mostraxes realizáronse entre os meses de abril e outubro dos anos 2006 a 2010, distribuíndo as noites de mostraxe coa maior regularidade posible ao longo da tempada de traballo de campo. O número total de noites de mostraxe en cada parque eólico no período 2006-2010 oscilou entre 39 e 46, con 5-10 visitas anuais por parque eólico. O número total de noites de mostraxe foi de 244. Todas as mostraxes comezaron media hora despois da posta do sol e tiveron lugar nun prazo de catro horas, correspondente ao período de máxima actividade dos morcegos. A única limitación imposta á hora de realizar a mostraxe foi a ausencia de precipitacións.

Para medir a actividade dos morcegos utilizouse un detector de ultrasóns tipo división de frecuencia (modelo D230x, Pettersson Elektronik AB, precisión ±0,15 kHz), co que se bandearon automaticamente as frecuencias comprendidas entre 10 e 120 kHz durante un período de catro minutos consecutivos.

Cada gravación foi revisada manualmente de forma visual e sonora no modo de espectrograma, visualizando en pantalla en todos os casos polo menos 10 segundos de gravación (FFT hanning window 1024). A actividade relativa dos morcegos mediuse contabilizando o número de pasos (un mesmo morcego podía ser rexistrado un número indeterminado de veces) durante o tempo investido en completar cada estación (catro

USC DE COMPOSTELA

minutos), e considérase que proporciona información sobre os niveis de actividade de alimentación das especies implicadas. Considerouse como un paso de morcego un tempo de gravación de cinco segundos ou menos. Para un conxunto de pulsos representativos de cada serie (usando un zoom de 2.500 ms), obtívose un Power Spectrum (FFT hanning window 1024), do que se extraiu manualmente a frecuencia (kHz) coa intensidade máxima (dB). Con todas as medidas de cada tren de pulsos calculouse unha media e obtívose unha frecuencia que o caracterizou e permitiu relacionalo cunha determinada especie ou grupo de especies. A actividade clasificouse nos seguintes grupos fónicos: 51-56 kHz (*Pipistrellus pygmaeus*/*Miniopterus*), 42-51 kHz (*Pipistrellus pipistrellus*), 36-40 kHz (*Pipistrellus nathusii*/*kuhlii*, *Myotis* grandes), 30-35 kHz (*Hypsugo savii*), 24-29 kHz (*Eptesicus serotinus*/ *Nyctalus leisleri*), 16-23 kHz (*Nyctalus noctula*/ *lasiopterus*) e 9-16 kHz (*Tadarida teniotis*).

Comunidade de quirópteros

Para describir a comunidade de morcegos utilizáronse técnicas de ordenación sen constreñir, concretamente unha análise de coordenadas principais (PcoA). Para iso, construíuse unha matriz de disemellanza derivada da variación equilibrada en abundancias, unha matriz de disemellanza derivada dos gradientes unidireccionais de abundancia e unha matriz de disemellanza total, a suma das dúas compoñentes anteriores.

Tamén se realizaron diferentes ordenacións constreñidas (análise de redundancia baseada en distancias), directamente sobre as matrices de disemellanza construídas, e buscáronse aquelas combinacións de variables ambientais explicativas que ofrecían maiores valores de R^2 axustado.

As análises de ordenación realizadas, xa sexa utilizando os datos de punto/noite ou agrupándoos en cada punto de mostraxe, non permitiron identificar con claridade diferenzas na comunidade de morcegos descritas a través da abundancia de diferentes grupos fónicos de forma individualizada para cada parque eólico, nin tampouco agrupándoos en sectores xeográficos (bloques Leste e Oeste), ou agrupándoos por etapa vital (pre-reprodutora, reprodutora e posreprodutora), observándose unha distribución sen patróns definidos da ordenación dos valores de disemellanza (variación equilibrada e gradientes unidireccionais) ao longo dos eixes das dúas dimensións representadas. En todo caso, os grupos fónicos máis distanciados foron 51-56 kHz (*Pipistrellus pygmaeus*/*Miniopterus schreibersii*) e 9-16 kHz (*Tadarida teniotis*) cando se empregan os datos punto/noite; e 51-56 kHz e 36-40 kHz (*Pipistrellus kuhlii*/*nathusii*) cando se utilizan os datos agrupados de cada punto de mostraxe.

As diferentes análises de redundancia baseadas en distancias realizadas ofrecen resultados dispares, e identifican como significativas as variables velocidade do vento, estación de mostraxe, parque eólico, interacción parque eólico e ano, área forestal, superficie de cortalumes e altitude, aínda que explican pouca variabilidade (valores R^2 entre 0,114 e 0,384). Estas variables serían, polo tanto, as que mellor explican a variación en termos de abundancia das comunidades de morcegos no sistema de estudo.

Influencia das características da paisaxe

Utilizando variables descritivas das características da paisaxe (35), testáronse 11 modelos co obxectivo de avaliar a importancia dos recursos hídricos, os lugares de alimentación, a dispoñibilidade de refuxios potenciais e a conectividade, para explicar a variabilidade observada nos niveis de actividade dos morcegos. Así mesmo, mediante técnicas de selección de modelos paso a paso cara adiante buscouse un modelo mellor, aquel que recollera a maior variabilidade posible.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

As variables descritivas da paisaxe máis importantes (en termos de peso preditivo) son a pendente do terreo e o perímetro forestal en superficies delimitadas por 150 m de radio arredor dos puntos de mostraxe, ambas as dúas igualmente relevantes; cunha importancia muito menor sitúase o custo de ruta medio, e a continuación pero claramente diferenciado deste último, o perímetro forestal e a pendente en superficies delimitadas por radios de 50 m. O mellor modelo construído paso a paso cara adiante incorpora as variables insolación e superficie forestal (correlacionada co perímetro forestal, r=0,92) a pequena escala (radios de 50 m), ademais do custo de ruta medio.

En base a estes resultados, nos parques eólicos analizados, os quirópteros utilizan máis aqueles lugares aos que poden acceder con máis facilidade desde as partes perimetrais máis baixas; unha vez alcanzados os parques, empregan máis os lugares forestados (máis superficie ou maior perímetro forestal) e con maiores extensións en pendente (máis de 20º), e utilizan menos os lugares que reciben máis insolación.

O resultado da representación espacial dos dous mellores modelos é moi similar, definindo claramente as zonas con maior ou menor probabilidade de detectar altos niveis de actividade. Os parques Testeiro e Meda-AM son os menos utilizados polos morcegos, mentres que a metade oriental do parque Sil e a práctica totalidade do parque Serra do Burgo-Pena da Cruz son os máis utilizados.

As análises demostran que os quirópteros non utilizan do mesmo xeito as zonas onde se sitúan os parques eólicos. Isto ten implicacións á hora de implantar medidas para reducir o risco de colisión, e fai necesario incorporar a compoñente espacial nas análises de avaliación de riscos que se desenvolvan.

Influencia das condicións meteorolóxicas

Para valorar a influencia das condicións meteorolóxicas na variación da actividade dos morcegos, axustáronse diversos modelos lineais xeneralizados mixtos (GLMM) e modelos baiesianos espaciais (INLA), utilizando como variables explicativas a velocidade do vento, temperatura, nubosidade (%), disco lunar (%), etapa vital [pre-reprodutor (abril-maio), reprodutor (xuño-xullo) e pos-reprodutor (agosto-setembro)], punto de mostraxe, data e parque eólico.

Os modelos axustados mostran que a variación espacial e espazo-temporal da presenza e da abundancia de quirópteros en parques eólicos do sur de Galicia é principalmente dependente da velocidade do vento, da etapa vital e do parque eólico no que nos atopemos.

O vento exerce un efecto de signo negativo, tanto sobre a probabilidade de presenza de actividade como no número de pasos que se podan rexistrar. Cada grupo fónico amosa unha sensibilidade distinta ao mesmo, polo que, para o grupo de parques eólicos analizados, o 95% dos pasos acumulados para o grupo 42-51 kHz alcánzanse a 3 m/s, a 4 m/s para o grupo 9-16 kHz, e a 6 m/s para o grupo fónico 16-23 kHz.

A probabilidade media de presenza aumenta ao longo das tres etapas vitais consideradas, alcanzando o seu máximo en agosto-outubro (etapa 3, pos-reprodutora); mentres que o máximo de abundancia acádase no período reprodutivo (etapa 2, xuño-xullo).

Os resultados das análises indican claramente que Sil é o parque máis utilizado polos quirópteros, tanto en frecuencia de aparición como en intensidade de uso. As diferenzas entre os restantes parques son máis difíciles de determinar, pero estímase que existen indicios suficientes para considerar que Meda-AM está entre os menos utilizados.

A representación espacial dos modelos axustados pon de manifesto o dinamismo existente nos niveis de actividade, e destaca a necesidade de desenvolver mostraxes que teñan

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

en consideración os compoñentes espaciais e temporais á hora de avaliar os riscos derivados da instalación/explotación dun parque eólico.

Mortalidade

Entre 2001 e 2010 realizáronse procuras de cadáveres de morcegos con diferentes esforzos de mostraxe en 23 parques eólicos distribuídos por toda a xeografía galega. Localizáronse un total de 30 cadáveres de morcegos en 11 destes parques, situados principalmente no sector suroeste de Galicia. Setembro é o mes no que se documenta un maior número de exemplares accidentados, acumulando o 60% dos casos, aínda que tamén se detecta un pequeno pico en xuño. As especies afectadas, por orde decrecente de abundancia, foron o morcego anano/de Cabrera (*Pipistrellus pipistrellus*/*pygmaeus*) (24 individuos, 80%), o nóctulo pequeno (*Nyctalus leisleri*) (4, 13,3%) e o morcego de monte (*Hypsugo savii*) (2, 6,7%).

Ademais, realizouse unha mostraxe sistemática nun dos parques, para poder realizar estimas de mortalidade. Realizáronse un total de 287 búsquedas en superficies delimitadas por radios de 30 m no parque eólico Sil (36 aeroxeradores) entre o 9 de setembro e o 30 de outubro de 2009. Localizáronse dous cadáveres frescos de morcego anano/de Cabrera (*Pipistrellus pipistrellus*/*pygmaeus*) os días 23 e 29 de setembro, nos aeroxeradores 22 e 27, ambos os dous forestados.

Utilizáronse dous estimadores de mortalidade, que ofreceron resultados diferentes aínda que non excesivamente dispares. En todo caso, as cifras máis fiables neste caso son as que ofrece o estimador EoA (Evidence of Absence). A partir dos dous cadáveres de *Pipistrellus pipistrellus*/*pygmaeus* localizados, este estimador limita a mortalidade para o conxunto do parque a menos de 40 individuos no período do 9 de setembro ao 30 de outubro, sendo 13 o número de cadáveres ao que se lle asigna a probabilidade máis elevada. Individualmente para cada un dos aeroxeradores nos que se localizaron os cadáveres, as estimacións son máis amplas, un valor medio de 104 morcegos (IC 90%: 12-277) para o aeroxerador 22, e 114 morcegos (IC 90%: 13-307) para a turbina 27. As diferenzas observadas con respecto á estimación para o parque completo débense á modificación dos parámetros cos que o algoritmo realiza os cálculos.

A instalación dun parque eólico en Galicia está sometida á avaliación do impacto ambiental que poida ocasionar, e a unha declaración de impacto ambiental, na que a autoridade competente dictamina as medidas correctoras e establece o plan de vixilancia ambiental que debe implantarse. Esta declaración obriga actualmente aos promotores a deseñar e aplicar programas para limitar o funcionamento en determinadas condicións de velocidade do vento, para reducir o risco de mortalidade dos morcegos. Non obstante, todos os aeroxeradores antigos (polo menos os instalados antes de 2010) non están afectados por ningunha medida regulamentaria no seu funcionamento para reducir a mortalidade. A práctica habitual consistía en solicitar inspeccións periódicas das turbinas para verificar se efectivamente provocaban accidentes e, de ser o caso, aplicar medidas correctoras ou compensatorias, pero non se esixía a realización de experimentos de detectabilidade e de taxa de permanencia de cadáveres para comprobar se os programas de busca eran adecuados para cuantificar con precisión a mortalidade. Recentemente (ano 2022) revelouse unha situación similar en Alemaña, onde se concluíu que este tipo de aeroxeradores eran responsables da morte de centos de quirópteros ao ano, polo que deberían estar sometidos, como o resto das máquinas, a programas de parada amigable cos morcegos nos períodos de maior risco de colisión.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Utilizouse a ferramenta *Detection Probability* do estimador *GenEst* co obxectivo de avaliar se os antigos programas de busca de cadáveres aplicados aos parques eólicos instalados antes de 2010 en Galicia eran ou non os adecuados para cuantificar a mortalidade de morcegos que podían estar a provocar. A periodicidade de busca de 1-4 meses por aeroxerador entre os meses de abril e outubro aplicada nestes parques eólicos foi inadecuada para efectuar estimas de mortalidade e, polo tanto, para valorar a súa importancia. A posibilidade de detectar un morcego accidentado cun programa de busca como o empregado é extremadamente reducida (inferior ao 10%). A pesar do limitado esforzo de mostraxe, localizáronse 29 morcegos accidentados en 11 parques eólicos diferentes da metade sur de Galicia, aínda que as baixas concentráronse principalmente nos parques do suroeste desta Comunidade.

Independentemente de cal sexa a cifra que máis se aproxime ao número real de quirópteros accidentados, as calculadas para o parque eólico Sil pódense considerar suficientemente elevadas como para xustificar a adopción de medidas que reduzan a mortalidade dos morcegos en parques eólicos antigos, polo menos na metade sur de Galicia.

.

USC
UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

AGRADECIMIENTOS

Hugo rescatoume por primeira vez. Andrés rescatoume unha segunda vez. A eles dous o meu máis sinceiro agradecemento pola paciencia e confianza amosada durante todo este longuísimo proceso.
Rafa Salvadores axudoume coa compoñente máis artística: mapas e Figura 1.6.
O meu máis sinceiro agradecemento a Miguel Salvande Fraga, pola súa amizade e xenerosidade infinita, e polo apoio constante e incansable brindado ao longo de todos estes anos.
E aos meus proxenitores: sen a necesidade de constancia e esforzo transmitida, non tería chegado a este punto.

USC
UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

1 INTRODUCCIÓN GENERAL

El calentamiento global motivado por la emisión a la atmósfera de gases de efecto invernadero, ha generado desde hace años una creciente demanda de las denominadas energías limpias. Uno de los sectores productores de este tipo de energías es el eólico, alrededor del cual se ha creado una boyante industria vinculada al diseño, construcción e instalación de turbinas para generar electricidad.

La capacidad mundial de producción de energía eólica alcanzó en 2020 los 743 GW, habiéndose generado 92 GW nuevos con respecto a 2019, el 56% de los cuales han sido instalados por China, 18% por EE.UU., 3% por Brasil, y el 2% por Países Bajos y Alemania, respectivamente. El ranking de potencia eólica instalada a nivel mundial lo encabezan China, EE.UU., Alemania, India y España, contabilizando estos cinco países el 73% del total existente (Lee & Zhao, 2021). De los 54,2 GW de nuevas instalaciones en tierra de 2019, el 4% correspondieron a España (que ocupa el cuarto puesto en el ranking). España igualmente contabiliza el 4% de los 621 GW instalados en tierra a nivel mundial (el quinto puesto en el ranking).

Entre los años 2013 y 2017 la potencia eólica instalada en España ha estado prácticamente paralizada (AEE, 2021), parálisis que el sector ha relacionado con la reforma energética en España (que ha creado inseguridad jurídica y ha generado una retroadaptación del marco regulatorio), y con la adopción de un nuevo sistema de compensación. Sin embargo en la actualidad, amparada por la Ley 7/2021, de 20 de mayo, de cambio climático y transición Energética, y previamente con el Real Decreto-ley 23/2020, de 23 de junio, por el que se aprueban medidas en materia de energía y en otros ámbitos para la reactivación económica, la potencia instalada ha experimentado un notable repunte entre 2018 y 2020, crecimiento que se espera continúe en los próximos años. En Galicia, la potencia eólica instalada entre 2010 y 2017 ha sido prácticamente residual, 112 MW, si la comparamos con la instalada por ejemplo en los ocho años previos, 2.240 MW; mientras que entre 2018 y 2021 se han instalado 514 MW[1].

La comunidad autónoma de Galicia, que ocupa la mayor parte del NO Ibérico, tiene un alto potencial eólico; cuenta con 179 parques eólicos, 4.026 aerogeneradores (en el año 2019, de acuerdo con el Observatorio Eólico de Galicia[1]; por su parte, el Registro Eólico de Galicia en la web, actualizado el 30 de septiembre de 2021[2], considera 233 parques eólicos en funcionamiento o en obras, incluyendo ampliaciones y repotenciaciones, y un total de 4.266 aerogeneradores), y una potencia acumulada instalada de 3.829,19 MW a cierre de 2020[3], lo que representa el 13,95 % de la potencia eólica total de España. En 2020 la potencia instalada

[1] https://observatorio.eolico.webs.uvigo.es/energia-eolica-en-galicia/?lang=es
[2] https://www.arcgis.com/home/item.html?id=4bae3fad95b6439bacef9d1a316765e9
[3] www.aeeolica.org/es/

en esta comunidad ha sido 24 MW, y el objetivo es llegar a los 4.500 MW nuevos en el año 2030[4].

La energía eólica es limpia en lo que se refiere a la emisión de CO_2 a la atmósfera, pero no completamente inocua para el medio ambiente, en gran medida debido al impacto que las turbinas eólicas pueden causar a la vida silvestre. El riesgo de colisión con las turbinas eólicas afecta especialmente a las aves y a los murciélagos, siendo superior si no se aplican medidas correctoras sólidas tanto en el proceso de planificación como en la etapa de funcionamiento de estas infraestructuras. Este problema ha sido calificado recientemente como el "dilema verde-verde", la existencia de dos objetivos deseables pero con contra-efectos perjudiciales (Voigt, 2016; Voigt *et al.*, 2019, Straka *et al.*, 2020).

1.1 EFECTOS DE LOS PARQUES EÓLICOS SOBRE LOS MURCIÉLAGOS

Los parques eólicos pueden causar la modificación (Roscioni *et al.*, 2013) y la pérdida del hábitat de los murciélagos (Hurst *et al*., 2015; Millon *et al*., 2015; Arnett *et al*., 2016; Millon *et al*., 2018; Hurst *et al*., 2020; Reusch *et al*., 2022), aunque la mortalidad ha sido el tipo de impacto que más atención ha recibido (p.ej., Arnett *et al*., 2008; Voigt *et al*., 2015; Thompson *et al.*, 2017). Los aerogeneradores han sido identificados como la causa antropogénica de muerte más frecuentemente observada, inductora de eventos de mortalidad múltiple de murciélagos en todo el mundo (O'Shea *et al*., 2016). Kunz *et al*. (2007) ya sugerían el potencial de un impacto sustancial en la población de los murciélagos de estas infraestructuras, teniendo en consideración los niveles de mortalidad registrados en la región de los Mid-Atlantic Highlands de los EE.UU de determinadas especies, y las previsiones de crecimiento del sector en el futuro. Por otro lado, Cryan & Barclay (2009) apuntaban que no había evidencia de mortalidad inducida por humanos en ninguna de las especies de murciélagos afectados, que fuera de magnitud similar a la mortalidad observada en turbinas eólicas. Con todo, Altringham (2011) reclama una atención similar para otros factores inductores de mortalidad conocidos, e incide en la necesidad de efectuar comparaciones apropiadas entre diferentes fuentes de mortalidad.

A nivel europeo, la especie más afectada por la mortalidad directa provocada por turbinas eólicas es *Pipistrellus pipistrellus* (con el 19,81% de las muertes reportadas), y en España el grupo *Pipistrellus pipistrellus/pygmaeus* (Tabla 1.1). Para Alemania existen estimas de más de 200.000 murciélagos muertos anualmente para el nivel de desarrollo eólico existente entre los años 2009 y 2013 (Voigt *et al*., 2015). La mortalidad afecta tanto a especies migratorias (*Nyctalus noctula*, *Nyctalus leisleri*, *Pipistrellus nathusii*) como a especies eminentemente sedentarias (*Pipistrellus pipistrellus*, *Pipistrellus pygmaeus*), pero todas ellas cazadoras aéreas adaptadas a desenvolverse en espacios abiertos (Dezinger & Schnitzler, 2013).

Tabla 1.1. Niveles de mortalidad de diferentes especies de quirópteros en Europa (n= 12.349 cadáveres) y España (n=2.431). Calculadas en base a UNEP/EUROBATS IWG on wind turbines and bat populations, 2021.

Especie	Europa (%)	España (%)
Pipistrellus pipistrellus	19,81	0,12
Pipistrellus pipistrellus/pygmaeus	13,69	63,14
Pipistrellus nathusii	13,46	0
Nyctalus noctula	13,21	0,33
Nyctalus leisleri	6,32	1,36

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

4 www.ega-asociacioneolicagalicia.es/quienes-somos/

Especie	Europa (%)	España (%)
Especie indeterminada	6,15	4,81
Pipistrellus kuhlii	5,43	6,13
Pipistrellus spp.	5,34	0
Pipistrellus pygmaeus	3,69	0
Eptesicus isabellinus	3,65	18,47
Hypsugo savii	3,12	0,74
Vespertilio murinus	1,72	0
Eptesicus serotinus	1,09	0,04
Nyctalus lasiopterus	0,79	3,04

Arnett *et al*. (2005) fueron los primeros en realizar búsquedas diarias de cadáveres y a relacionarlas con variables meteorológicas, descubriendo que la mayoría de las muertes se producían en noches de poco viento, cuando la producción de energía parecía insustancial. Posteriormente, Arnett *et al*. (2008), tras revisar 21 estudios desarrollados en 19 parques eólicos de EE.UU y una provincia de Canadá, concluyen que todos los estudios que abordaron la relación entre la muerte de murciélagos y los patrones meteorológicos, encontraron que la mayoría de los murciélagos morían a velocidades de viento bajas (<6 m/s), y que los cadáveres encontrados aumentaban inmediatamente antes y después del paso de frentes de tormenta. Concretamente, para dos parques se estimó que el 82% y el 85% de las muertes ocurrían en noches con un valor de la mediana de la velocidad de viento inferior a los 6 m/s. Estos descubrimientos abrieron el camino para reducir la mortalidad de quirópteros en turbinas eólicas, restringiendo su funcionamiento durante los periodos de mayor actividad de los murciélagos a la altura de las áreas de rotación de las palas.

1.2 VARIABILIDAD ESPECÍFICA Y GEOGRÁFICA EN LOS NIVELES DE ACTIVIDAD DE LOS MURCIÉLAGOS

La comprensión de la variabilidad de los niveles de actividad y del comportamiento de los murciélagos en las áreas ocupadas por parques eólicos, es fundamental para evaluar el riesgo de que sucedan interacciones negativas con las turbinas eólicas.

Las especies responden a procesos ecológicos que operan simultáneamente a múltiples escalas espaciales (Wiens, 1989; Levin, 1992). Los murciélagos no son una excepción (p.ej. Gorresen *et al*., 2005; Ober & Hayes, 2008; Dixon, 2012). La actividad de los murciélagos está condicionada tanto por variables climáticas y meteorológicas (Erickson & West, 2002), como por variables descriptoras del paisaje. La temperatura, la lluvia y la velocidad del viento (p.ej. Eckert, 1982; Amorim *et al*., 2012; Weller & Baldwin, 2012) "filtran" las relaciones de los murciélagos con la composición y la estructura del paisaje, de forma que bajas temperaturas, intensas precipitaciones y fuertes vientos pueden eliminar la actividad de los murciélagos dentro de los paisajes más favorables para ellos. Entre los descriptores del paisaje, muchos autores han señalado la importancia para los murciélagos de los bosques (Walsh & Harris, 1996a,b; Grindal & Brigham, 1999; Waters *et al*., 1999; Russo *et al*., 2007, Morris *et al*., 2010; Russo *et al*., 2010), de elementos lineales (Krull *et al*., 1991; Entwistle *et al*., 1996; Walsh & Harris, 1996a; Verboom & Huitema, 1997; Downs & Racey, 2006; Boughey *et al*., 2011; Hale *et al*., 2012; Kelm *et al*., 2014) y de cuerpos de agua (Walsh & Harris, 1996a,b; Adams & Hayes, 2008; Seibold *et al*., 2013; Adams & Hayes, 2021).

El tamaño de la población local o regional de las diferentes especies de quirópteros debe jugar su papel, condicionada por la composición y características del hábitat (Gurevitch *et al*.,

2016; Matthiopoulos *et al*., 2019; Jan *et al.*, 2022). Además, la irrupción de flujos de especies migratorias como *Nyctalus noctula*, *Nyctalus leisleri* o *Pipistrellus nathusii* en determinadas épocas del año va a incrementar la cantidad de murciélagos de una localidad.

Este hecho se ha constatado en diversas regiones centroeuropeas (Lehnert *et al*., 2014), siendo probable que se pueda extrapolar a la península Ibérica. Así, Alcalde (2019) identifica 10 collados pirenaicos (220-1180 m.s.n.m.) y dos pasos estrechos (20-120 m.s.n.m.) en el valle del río Bidasoa (Navarra), que son utilizados como lugares de entrada a la península Ibérica por nóctulos migradores, principalmente *Nyctalus leisleri* pero también *Nyctalus noctula/lasiopterus*. Las entradas fueron observadas al menos desde el 20 de agosto hasta el 20 de octubre, pero las mayores tasas de vuelo/hora se registraron entre el 1 y el 20 de septiembre. Para *Nyctalus leisleri* existen también evidencias de la entrada en España de ejemplares migradores gracias a la recuperación de individuos anillados (Agirre-Mendi, 2007; Alcalde *et al*., 2013). Ibáñez *et al*. (2009) señalan que en la parte norte de la península Ibérica, las poblaciones de *Nyctalus lasiopterus*, *Nyctalus noctula* y *Nyctalus leisleri* están compuestas a lo largo de todo el año por machos, apareciendo las hembras sólo durante la época de apareamiento. Todas estas hembras podrían tener un origen centroeuropeo, a la vista del alcance de los movimientos registrados hasta la fecha de estas especies (p.ej. Fleming & Eby, 2003; Hutterer *et al*., 2005). Para *Pipistrellus nathusii*, Alcalde *et al*. (2021) informan de la recaptura de un macho de la especie anillado en Letonia, en la localidad de Pape, en agosto de 2015, y recuperado a 2.224 km en dirección SSW en Pitillas (Navarra), en marzo de 2017; efectúan una recopilación de observaciones recientes de la especie, y sugieren que el norte de la península Ibérica puede ser un lugar importante para la invernada de ejemplares migradores de este taxón. Arzúa *et al*. (2021) confirman la presencia de *Pipistrellus nathusii* en Galicia, concretamente en la laguna da Frouxeira (Valdoviño), y señalan la posible presencia de la especie a lo largo de diversas localidades costeras entre Ribadeo y la ensenada de O Grove, por lo que la ruta de vuelo atlántica costera europea[5] podría extenderse hasta el norte de Galicia.

Además, determinadas características del paisaje pueden atraer la actividad de los murciélagos (mayor número de individuos de distintas especies de murciélagos y/o mayores tasas de actividad de los individuos presentes), por ejemplo y como ya se ha indicado con anterioridad, zonas húmedas o vegetación forestal, pero también la existencia de zonas acantiladas (Wieser *et al*., 2020). Además, potenciales cambios estacionales en la selección de hábitat pueden hacer más vulnerable a una especie determinada o incluso a un determinado sexo (Roeleke *et al*., 2016; Amorim *et al*., 2018; Vasko *et al*., 2020; Shute *et al*., 2021).

Las características morfológicas de cada especie y las de su sistema de ecolocación condicionan los medios en los que se desenvuelven preferentemente (Dezinger & Schnitzler, 2013) y la altura a la que vuelan, lo que va a hacer que ciertas especies sean más susceptibles a experimentar interacciones negativas con los aerogeneradores. Sobre el particular, Roemer *et al*. (2017) ordenan diferentes especies de quirópteros europeos en función del tiempo de permanencia en altura (20-45 m) de la siguiente manera (ordenadas de mayor a menor; resultado de un proceso de modelización): *Nyctalus lasiopterus*, *Vespertilio bicolor*, *Nyctalus leisleri*, *Tadarida teniotis*, *Nyctalus noctula*, *Pipistrellus nathusii*, *Eptesicus nilsonii*, *Hypsugo savii*, *Pipistrellus kuhlii*, *Eptesicus serotinus*, *Pipistrellus pipistrellus*, *Miniopterus schreibersii*, *Pipistrellus pygmaeus*, grandes *Myotis*, *Plecotus* spp., pequeños *Myotis*, *Barbastella barbastellus*, *Rhinolophus hipposideros* y *Rhinolophus ferrumequinum*.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

[5] https://discovermammals.org/bat-migration-routes-in-europe/

Wellig *et al*. (2018) analizaron también la distribución vertical de la actividad de los quirópteros en una localidad suiza, y cómo se veía afectada por la velocidad del viento. En concreto instalaron dos detectores de ultrasonidos a 5, 20, 35, 50 y 65 m de altura en una grúa, que situaron en el lugar previsto de construcción de un parque eólico. Los resultados de este estudio señalan que el 19% de la actividad (todas las especies agrupadas) tuvo lugar dentro del área potencialmente peligrosa de barrido de las palas, aunque existen diferencias notables entre especies; así, para *Pipistrellus pipistrellus* este porcentaje se sitúa en el 15%, para *Myotis myotis/blythii* en el 4%, para *Hypsugo savii* en el 19%, y para *Tadarida teniotis* en el 38%. Además, la extrapolación de los perfiles de actividad por encima de los 65 m y hasta los 150 m de altura (equivalente a la totalidad del área de barrido de las palas de los aerogeneradores locales), sugieren valores del 23% para la actividad del conjunto de murciélagos, del 12% para *Pipistrellus pipistrellus*, 38% para *Hypsugo savii* y 71% para *Tadarida teniotis*.

Las turbinas eólicas comienzan a generar energía eléctrica a velocidades de viento que se sitúan habitualmente en los 3 ó 3,5 m/s a la altura del rotor (dependiendo del modelo). Para minimizar el riesgo de colisión de los murciélagos con las palas, el inicio de funcionamiento de los aerogeneradores se suele retrasar a velocidades de viento de 4, 5 ó 6 m/s (Adams *et al*., 2021). Sin embargo, y como diversos autores señalan, en buena parte del tiempo con velocidades de viento inferiores a esos 6 m/s, los murciélagos no están presentes (p. ej. Mathews *et al*., 2016), lo cual justifica la necesidad de seguir profundizando en el conocimiento de los factores que explican la gran variabilidad que se observa en los niveles de actividad de los quirópteros (Fisher *et al*., 2009).

Como ya se indicó con anterioridad, en la variación de la actividad de los murciélagos están involucradas al menos un conjunto de variables meteorológicas, pero las características del paisaje local y la ubicación geográfica de los parques eólicos también pueden desempeñar un papel importante, y podrían ayudar a comprender las complejas relaciones entre los murciélagos y su hábitat. Por ejemplo, Roemer *et al.* (2019), quienes desarrollaron un estudio para determinar los efectos de las características del paisaje y de la época del año en la densidad y distribución vertical de los murciélagos en Francia, con el objetivo final de efectuar recomendaciones para la localización de parques eólicos, recuerdan que las predicciones de los modelos que ajustaron son dependientes de las características presentes en su área de estudio, y por lo tanto tienen que ser interpretadas en ese contexto geográfico.

Esa dependencia de las condiciones locales implica que para poder tener un conocimiento general, debemos ampliar los estudios a otras áreas geográficas, ya que, a mayor diversidad de situaciones analizadas, mejor comprensión de los procesos involucrados, por lo que se podrán diseñar y aplicar mejores medidas correctoras de los impactos causados. Esto es particularmente relevante si tenemos en cuenta además la naturaleza no experimental / no confirmatoria (Anderson, 2008) de los estudios realizados sobre murciélagos y parques eólicos, y la posibilidad por lo tanto de la existencia de procesos desconocidos ejerciendo su influencia. Rydell *et al.* (2010) señalan además que los picos de mortalidad observados varían considerablemente en frecuencia y momento entre años, lo cual apoya la necesidad de seguir analizando nuevos escenarios.

En ese sentido de ampliar los escenarios locales estudiados, el NO de la península Ibérica constituiría un nuevo escenario para analizar las interacciones entre la fauna de quirópteros y los parques eólicos, debido a su particular ubicación geográfica en el extremo suroeste de Europa. Además, el NO ibérico podría estar fuera de las principales rutas europeas descritas para los murciélagos migratorios de larga distancia (Hutterer *et al*., 2005).

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Debido a la ausencia de evaluación alguna sobre la interacción de parques eólicos con murciélagos en Galicia, a pesar del amplio desarrollo observado en la generación de energía eólica, resulta de gran interés efectuar una recopilación de los conocimientos adquiridos a nivel local, principalmente vinculados a lo que se puede denominar la primera fase de implantación de estas infraestructuras energéticas entre los años 2000 y 2010 aproximadamente, que sirvan como base para desarrollar nuevos estudios que confirmen, corrijan o mejoren los conocimientos disponibles a nivel regional.

1.3 OBJETIVOS Y ESTRUCTURA DE ESTA TESIS DOCTORAL

El objetivo de la presente tesis doctoral es analizar la situación de las poblaciones de quirópteros en siete parques eólicos del sur de Galicia (provincias de Ourense y Pontevedra) en relación a los siguientes aspectos:

1) Qué grupos fónicos de quirópteros están presentes y cómo varía espacial y temporalmente su presencia.

2) Cómo responden los quirópteros a la variación espacial de las características del paisaje.

3) Cómo responden los quirópteros a la variación espacial y temporal de las condiciones meteorológicas.

4) Cuál es la incidencia de la mortalidad de quirópteros causada por los aerogeneradores, qué especies se ven afectadas y cuándo.

Cada uno de estos objetivos se aborda en capítulos específicos. El punto 1 se desarrolla en el capítulo 2 titulado "Comunidad de quirópteros en parques eólicos del sur de Galicia (NO Península Ibérica)". El punto 2 se desarrolla en el capítulo 3 titulado "Efecto de las características del paisaje en la abundancia relativa de quirópteros en parques eólicos del sur de Galicia (NO Península Ibérica)". El punto 3 se desarrolla en el capítulo 4 titulado "Efecto de las condiciones meteorológicas en la presencia y en la abundancia relativa de quirópteros en parques eólicos del sur de Galicia (NO Península Ibérica)". Y el punto 4 se aborda en el capítulo 5 titulado "Mortalidad de quirópteros en parques eólicos del sur de Galicia (NO Península Ibérica)".

Los capítulos se estructuran alrededor de cuatro apartados: introducción, metodología, resultados y discusión. A continuación se desarrolla un apartado de metodología general de esta tesis doctoral, con contenidos comunes a cada uno de los capítulos anteriormente referenciados; los contenidos aquí tratados serán mencionados de forma sucinta en la metodología de cada capítulo.

1.4 METODOLOGÍA GENERAL

1.4.1 Área de estudio

El estudio se ha desarrollado en diferentes sectores de siete parques eólicos (Outeiro do Coto, Masgalán-Campo do Coco, Testeiro, Sil, Meda-Ampliación de Meda, Serra do Burgo-Pena da Cruz, Ampliación Serra do Burgo Pena da Cruz), distribuidos a lo largo de un gradiente W–E en la mitad sur de Galicia, en las provincias de Pontevedra y Ourense (Figura 1.1). Estos parques no abarcan toda la variedad de condiciones en los parques eólicos de Galicia, a la vista de la distribución de los aerogeneradores instalados en este territorio, pero si representan un gradiente longitudinal (Este-Oeste), aunque carece de parques localizados en un ambiente mediterráneo.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Los siete parques eólicos se distribuyen en dos agrupaciones: Outeiro do Coto, Masgalán y Testeiro, en la provincia de Pontevedra, formando un bloque occidental (denominado ―Oeste" en diferentes apartados de esta tesis doctoral); y Sil, Meda-ampliación de Meda (Meda-AM), Serra do Burgo-Pena da Cruz (SBPC) y Ampliación Serra do Burgo-Ampliación Pena da Cruz (ASB-APC) en la provincia de Ourense, en un bloque oriental (denominado ―Este" en diferentes apartados de esta tesis doctoral).

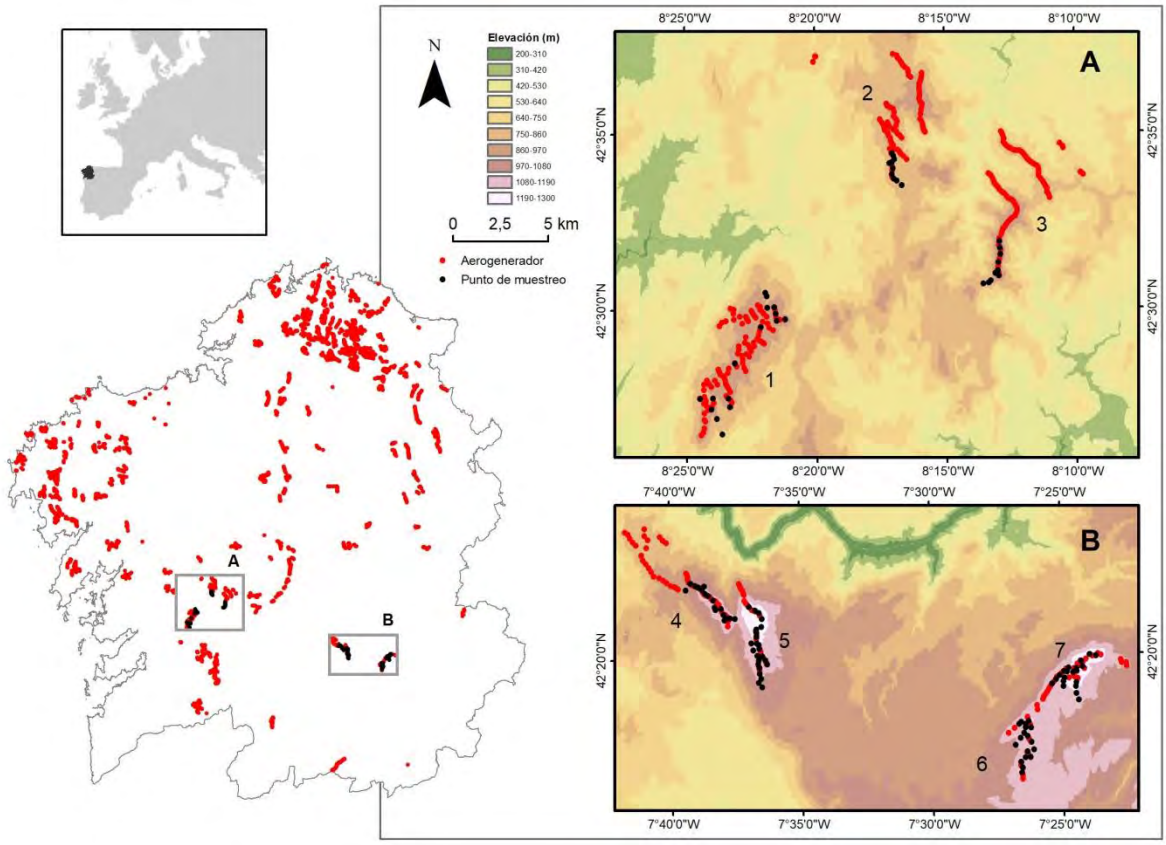


Figura 1.1. Localización geográfica del área de estudio. Parques eólicos: 1= Outeiro do Coto, 2= Masgalán, 3= Testeiro, 4= Sil, 5= Meda, 6= Ampliación Serra do Burgo-Pena da Cruz, 7= Serra do Burgo-Pena da Cruz.

La zona que en esta tesis doctoral se identifica como Outeiro do Coto (Figura 1.1.) es realmente un conjunto de distintos proyectos de parque eólico, denominados Seixo-Cando y Serra do Cando en las autorizaciones del órgano sustantivo, junto con sus posteriores ampliaciones, denominadas Outeiro do Coto en las autorizaciones sustantivas. Se localiza en la Serra do Cando, elevación montañosa con una ligera orientación NE-SW y alturas comprendidas entre los 700 – 1.017 m.s.n.m. Durante el periodo de muestreos, la Sierra albergaba 97 turbinas, 96 de 45 m de torre y rotor de 47 m de diámetro (modelo Gamesa G47), y 1 turbina de 55 m de torre y rotor de 52 m de diámetro (modelo Gamesa G52). Los aerogeneradores, puestos en marcha entre los años 1999 y 2000, se disponen en varias líneas a lo largo de pequeñas crestas en el interior del macizo, con una orientación mayoritaria NW-SE, aunque las hay con una disposición N-S y NE-SW. Las coordenadas UTM ETRS89 del centroide del polígono mínimo convexo que agrupa el conjunto de aerogeneradores son X: 550552 Y: 4702966. La vegetación mayoritaria está compuesta por matorrales secos (asociaciones *Ulici europaei-Ericetum cinereae* y *Ulici minoris-Ericetum umbellatae*) y

USC DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

húmedos (*Cirsio filipenduli-Ericetum ciliaris*) de bajo porte (0,1-0,8 m), estos últimos localizados principalmente en depresiones y cuencas de recepción de pequeños arroyos que se reparten a lo largo de toda la Sierra. El pastoreo de vacas y caballos en régimen de semilibertad favorece la existencia de pastos y superficies de matorral muy aclarado en determinados sectores. En los pequeños valles fluviales se desarrolla un matorral de *Erica australis* y *Cytisus* spp., más denso y de mayor porte (2-4 m) que el de las zonas más abiertas. La vegetación arbórea, muy escasa, se restringe a estas zonas, y está compuesta por pies dispersos o pequeños rodales *de Quercus robur* y pinares de repoblación (*Pinus pinaster*, *P. radiata* y *P. sylvestris*).

El parque eólico Masgalán-Campo do Coco (Figura 1.1.) se localiza en la Serra do Candán, cadena montañosa con orientación N-S y alturas comprendidas entre los 800 y los 1.010 m.s.n.m. Se puso en marcha en el año 2001 y está compuesto por 75 turbinas de 45 m de torre y rotor de 47 m de diámetro (modelo Gamesa G47). Los aerogeneradores se disponen a lo largo de seis crestas, con orientación NW-SE (4 líneas) y N-S. Las coordenadas UTM ETRS89 del centroide del polígono mínimo convexo que agrupa el conjunto de aerogeneradores son X: 559327 Y: 4715840.

Domina una vegetación de porte arbustivo y baja altura (0,2 – 0,8 m) compuesta mayoritariamente por matorrales secos y húmedos de brezal-tojal, resultado del pastoreo y del manejo por fuego. La vegetación arbórea es muy escasa y está compuesta por pequeñas superficies de pinares de repoblación (*Pinus sylvestris*), y en los fondos de valle manchas de bosque montano dominadas por *Quercus robur* y acompañadas por *Quercus pyrenaica*, *Ilex aquifolium* y *Betula pubescens*.

La zona que en esta tesis doctoral se denomina Testeiro (Figura 1.1.) se corresponde con un proyecto de parque eólico denominado Ameixeiras y Testeiros en su autorización sustantiva. Se localiza en los Montes do Testeiro y Coto de Zobra, cadena montañosa formada por crestas con orientaciones N-S y NW-SE y con alturas comprendidas entre los 700 y los 1.010 m.s.n.m. El relieve se caracteriza por pendientes suaves en el sector norte y fuertes pendientes al sur, existiendo en todo su conjunto una red fluvial fuertemente encajada. El parque comenzó a funcionar en el año 2001 y está compuesto por 75 turbinas de 45 m de torre y palas de 47 m de diámetro (modelo Gamesa G47). Estas se disponen en dos grandes líneas, una de 33 turbinas y orientación NW-SW; y otra con 44 turbinas, 19 con orientación NW-SW, 12 con orientación N-S y 13 con orientación NE-SW. Las coordenadas UTM ETRS89 del centroide del polígono mínimo convexo que agrupa el conjunto de aerogeneradores son X: 565189 Y: 4711398.

La vegetación dominante es de porte arbustivo, compuesta por matorrales secos (*Ulici minoris-Ericetum umbellatae*, *Pterospartium tridentatum*; *Ulici europaei-Ericetum cinereae*) de baja altura (0.2 – 0.5 m), que se asientan sobre suelos muy degradados por efecto de incendios continuados y del pastoreo. En aquellas zonas con suelos más profundos se desarrolla un matorral de *Erica australis* de mayor altura (0,5 – 1 m), principalmente en fondos de vaguada y valles. La vegetación arbórea es muy escasa y está compuesta por robles (*Quercus robur*, *Quercus pyrenaica*), generalmente de bajo porte (< 8 m), localizada principalmente en valles y vaguadas. Están también presentes repoblaciones de coníferas alóctonas (*Pinus sylvestris*, *Pseudotsuga menziessi*) y eucaliptos (*Eucaliptus globulus*) muy poco desarrolladas (2 – 8 m).

Las Sierras do Cando, Candán y Montes do Testeiro forman parte de la denominada Dorsal Gallega, una cadena montañosa que se extiende desde el Norte al Sur de Galicia y que delimita un sector de influencia oceánica al W, de uno de influencia continental al E.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

El parque eólico Sil (Figura 1.1.) se localiza en la vertiente noroeste de la Sierra de Cabeza de Meda, cadena montañosa con orientación NW-SE, muy próxima al cañón del río Sil, y alturas comprendidas entre los 800 y los 1.320 m.s.n.m. El parque entró en funcionamiento en el año 2002, estando compuesto en aquel entonces por 36 turbinas de 45 m de torre y palas de 47 m de diámetro (modelo Gamesa G47), dispuestas en una única línea con orientación NW-SE. Las coordenadas UTM ETRS89 del centroide del polígono mínimo convexo que agrupa el conjunto de aerogeneradores son X: 611299 Y: 4691122. Dos ampliaciones sucesivas de este parque eólico, con un total de 20 nuevos aerogeneradores, se pusieron en marcha en el año 2007 durante el desarrollo de los muestreos de esta tesis doctoral, y no se han incluido en los muestreos de campo.

La vegetación dominante está compuesta por un matorral de porte bajo (0,2 – 0,5 m) de *Erica umbellata*, *Pterospartium tridentatum* y *Ulex europaeus*; y de porte medio-alto (0,5 – 1,5 m) de *Erica arborea*, *E. australis* y *Cytisus multiflorus* y *C. striatus*. Las superficies arbóreas ocupan una parte significativa del área donde se localizan los aerogeneradores, y está dominada por repoblaciones bien desarrolladas (> 8 m) de *Pynus sylvestris*, aunque también existen pequeños rodales de especies autóctonas como *Quercus robur*, *Q. pyrenaica y Betula celtiberica*.

El parque eólico de Meda-Ampliación de Meda (Figura 1.1.), al igual que Sil, se localiza en la Sierra de Cabeza de Meda. Se puso en funcionamiento en el año 2002 y está compuesto por 18 turbinas de 45 m de torre y palas de 47 m de diámetro (modelo Gamesa G47), dispuestas en una única línea con orientación N-S. En el año 2004 entró en funcionamiento su ampliación, con 16 turbinas de 55 m de torre y palas de 52 m de diámetro (modelo Gamesa G52), dispuestas en una única línea con orientación NW-SW. Las coordenadas UTM ETRS89 del centroide del polígono mínimo convexo que agrupa el conjunto de aerogeneradores son X: 614311 Y: 4689167.

La vegetación está compuesta por un matorral de porte bajo (0,1 – 0,5 m) en las partes más altas, mientras que en vaguadas y sectores de menor altitud este alcanza una mayor altura (1 – 2 m), en ambos casos con idéntica composición de especies que la del parque eólico de Sil. La vegetación arbórea es muy escasa y se restringe a pequeños rodales de *Quercus robur* y *Quercus pyrenaica* en pequeñas vaguadas y zonas bajas, y no existe en la proximidad de los aerogeneradores.

En estos dos últimos parques, las pendientes son más pronunciadas en el extremo norte, por donde discurre el río Sil a lo largo de un cañón con orientación E-W, a una altura de 225 m.s.n.m. y distante 3,1 km al aerogenerador más próximo del parque de Sil y 1,7 km al de Meda. A lo largo del valle se desarrollan bosques de *Quercus robur* y *Castanea sativa*. Los aerogeneradores más próximos de ambos parques se encuentran a una distancia de 1,15 km.

La zona que en esta tesis doctoral se designa como Serra do Burgo-Pena da Cruz (Figura 1.1.) se corresponde con el conjunto de dos proyectos independientes de parque eólico denominados Serra do Burgo y Pena da Cruz en sus autorizaciones sustantivas. Ambos proyectos forman un continuo localizado en la Serra do Burgo, cadena montañosa con orientación NE-SW y alturas comprendidas entre los 1.100 y los 1.280 m.s.n.m., que conforma el borde NW del Macizo Central. En su extremo NW, de pendientes más marcadas, limita con la llanura de Castro Caldelas (700-900 m.s.n.m.) y el valle del río Sil (aprox. 225 m.s.n.m.), a 10 km del aerogenerador más próximo; y en su extremo SE con el valle del río Navea (aprox. 720 m.s.n.m.), a 1,9 km del aerogenerador más próximo. El parque se inició su funcionamiento en el año 2002 y está compuesto por 34 turbinas de 55 m de torre y rotor de 52 m de diámetro (modelo Gamesa G52), que se distribuyen en una única alineación con orientación NE-SW a lo largo de la cresta principal de la Sierra. Las coordenadas UTM

USC DE COMPOSTELA

ETRS89 del centroide del polígono mínimo convexo que agrupa el conjunto de aerogeneradores son X: 630988 Y: 4686953.

La zona que en esta tesis doctoral se denomina Ampliación Serra do Burgo-Pena da Cruz (Figura 1.1.) se corresponde con dos proyectos independientes de parque eólico denominados ampliación Serra do Burgo y ampliación Pena da Cruz en sus autorizaciones sustantivas. Los aerogeneradores de estos proyectos se localizan igualmente en la Serra do Burgo, pero en su extremo meridional. Se instalaron en el año 2004, y el conjunto lo forman 21 turbinas de 55 m de torre y palas de 58 m de diámetro (modelo Gamesa G58), y cuatro turbinas de 55 m de torre y palas de 52 m de diámetro (modelo Gamesa G52); estas últimas, muy distantes de las anteriores (>5 km), no han sido incluidas en los muestreos de campo. Los 21 aerogeneradores considerados en este estudio se distribuyen principalmente en un sector de orografía más plana y de menor altitud que el parque anterior, y en cinco grupos principales: uno con alineación NE-SW (cuatro aerogeneradores), tres con alineación NW-SE (con tres turbinas cada uno) y uno con alineación N-S (seis turbinas). Las coordenadas UTM ETRS89 del centroide del polígono mínimo convexo que agrupa el conjunto de aerogeneradores son X: 628471 Y: 4683473.

Desde el punto de vista fitogeográfico, estos dos últimos parques se encuentran en una zona de transición entre las regiones Eurosiberiana y Mediterránea (Izco, 1987). La vegetación natural está muy degradada, debido a la presión ejercida por los frecuentes incendios forestales y un intenso pastoreo de ovejas y cabras. En las partes más altas, donde los afloramientos rocosos son abundantes, está compuesta por un matorral ralo (0,1 – 0,6 m) de *Pterospartium tridentatum* y *Erica australis*, entre el que se intercalan frecuentes superficies de gramíneas. En las zonas de ladera se desarrolla un matorral de mayor porte (1-3 m), compuesto por *Erica australis*, *Cytisus scoparius* y *C. multiflorus*. Las zonas agrícolas son escasas en el área de estudio, y se localizan principalmente en su vertiente oriental, en la inmediata proximidad de pequeños pueblos. Los prados están representados tanto en las zonas más altas y llanas de la Sierra, como en las zonas de ladera con una orientación de componente W, donde por lo general son de carácter húmedo y se encuentran rodeados de setos irregulares de *Quercus pyrenaica*. La vegetación arbórea está compuesta por esta única especie, aislada o formando pequeños rodales principalmente en zonas de vaguada y fondos de valle.

Las distancias más cortas entre los centroides de las diferentes áreas de estudio se encuentran entre los centroides de los parques de Sil y Meda-Ampliación de Meda, Serra do Burgo-Pena da Cruz y Ampliación Serra do Burgo-Pena da Cruz, y Masgalán-Campo do Coco y Testeiro, con 3,59, 4,30 y 7,36 km respectivamente (Tabla 1.2).

Tabla 1.2. Distancias (en kilómetros) entre los centroides de las diferentes áreas de estudio.

Parque eólico	OC	M-CC	T	S	M-AM	SBPC	ASBPC
Outeiro do Coto	-	15,59	16,90	61,91	65,26	82,04	80,34
Masgalán-Campo do Coco	15,59	-	7,36	57,57	61,13	77,29	76,37
Testeiro	16,90	7,36	-	50,39	53,93	70,21	69,19
Sil	61,91	57,57	50,39	-	3,59	20,13	18,80
Meda-ampliación de Meda	65,26	61,13	53,93	3,59	-	16,83	15,26
Serra do Burgo-Pena da Cruz	82,04	77,29	70,21	20,13	16,83	-	4,30
Ampliación Serra do Burgo-Pena da Cruz	80,34	76,37	69,19	18,80	15,26	4,30	-

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Las características termopluviométricas van de los regímenes ombrotérmicos hiperhúmedo-fresco de los parques eólicos Outeiro do Coto y Masgalán-Campo do Coco; subhúmedo-fresco de los parques de Testeiro y Sil; y húmedo-fresco de los parques de Meda-Ampliación de Meda y Serra do Burgo-Pena da Cruz y Ampliación Serra do Burgo-Pena da Cruz (en base a Martínez-Cortizas & Pérez-Alberti, 1999) (Tabla 1.2). El déficit hídrico estival, medido a través del balance hídrico atmosférico (precipitación – evapotranspiración potencial estival) es más marcado en los parques de Testeiro, Sil y Meda-ampliación de Meda (Tabla 1.3) (en base a Martínez-Cortizas *et al.,* 1999).

Tabla 1.3. Características termopluviométricas de los parques eólicos muestreados. Precipitación: precipitación anual acumulada, [a] en las partes más altas; balance hídrico: balance hídrico atmosférico (precipitación - evapotranspiración potencial estival), [b] en determinados sectores.

Parque eólico	Precipitación	Tª media anual	Balance hídrico
Outeiro do Coto	>2.000 mm	11-12 °C	-50/0; 0/200[b]
Masgalán-Campo do Coco	1.800-2.000	12-14	-50/0; 0/200[b]
Testeiro	1.000-1.200	11-12	-150/-100
Sil	1.000-1.200	10-11/8-10[a]	-150/-100
Meda-ampliación de Meda	1.200-1.400	10-11/8-10[a]	-150/-100
Serra do Burgo-Pena da Cruz	1.200-1.400	10-11/8-10[a]	-100/-50
Ampliación Serra do Burgo-Pena da Cruz	1.200-1.400	10-11/8-10[a]	-100/-50

1.4.2 Principales especies de murciélagos objeto de esta tesis doctoral

En Galicia están registradas 25 de las 44 especies de murciélagos europeos (Tabla 1.4), presentando una distribución conocida que no es homogénea en el territorio (Palomo *et al.* 2007, Hermida *et al.* 2012, Arzúa *et al*. 2021, Morcegos de Galicia, 2022; ver Figuras 1.2 a 1.5, que a modo de referencia incluyen la localización de los parques eólicos estudiados en esta tesis doctoral).

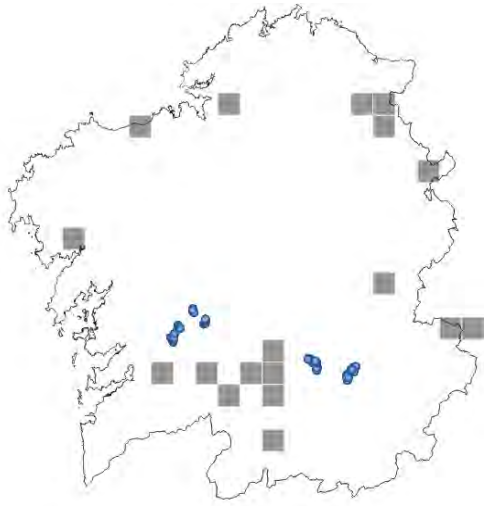
Tabla 1.4. Especies de murciélagos presentes en Galicia. Nomenclatura a partir de la Lista patrón de las especies silvestres presentes en España (MITERD, 2020).

Familia	Subfamilia	Género	Especie	Nombre común
Rhinolophidae	*Rhinolophinae*	*Rhinolophus*	*euryale*	Murciélago mediterráneo de herradura
			ferrumequinum	Murciélago grande de herradura
			hipposideros	Murciélago pequeño de herradura
Vespertilionidae	*Vespertilioninae*	*Myotis*	*alcathoe*	Murciélago ratonero bigotudo de Alcathoe
			bechsteinii	Murciélago ratonero forestal
			blythii	Murciélago ratonero mediano
			crypticus	Murciélago ratonero críptico
			daubentonii	Murciélago ratonero ribereño
			emarginatus	Murciélago ratonero pardo
			escalerai	Murciélago ratonero ibérico
			myotis	Murciélago ratonero grande
			mystacinus	Murciélago ratonero bigotudo
		Pipistrellus	*pipistrellus*	Murciélago enano
			pygmaeus	Murciélago de Cabrera
			nathusii	Murciélago de Nathusius

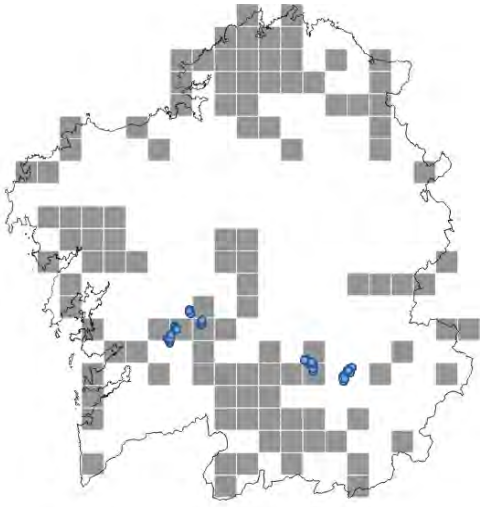
USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Familia	Subfamilia	Género	Especie	Nombre común
Vespertilionidae	*Vespertilioninae*	*Hypsugo*	*savii*	Murciélago montañero
		Nyctalus	*lasiopterus*	Nóctulo grande
			leisleri	Nóctulo pequeño
			noctula	Nóctulo mediano
		Eptesicus	*serotinus*	Murciélago hortelano
		Barbastella	*barbastellus*	Barbastela
		Plecotus	*auritus*	Orejudo dorado
			austriacus	Orejudo gris
Miniopteridae	*Miniopterinae*	*Miniopterus*	*schreibersii*	Murciélago de cueva
Molossidae	*Molossinae*	*Tadarida*	*teniotis*	Murciélago rabudo

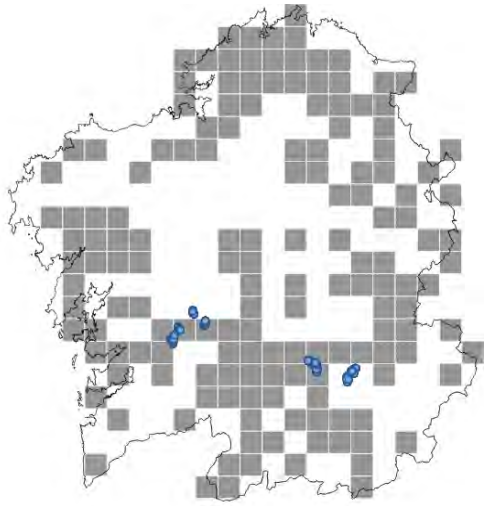
USC
UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA



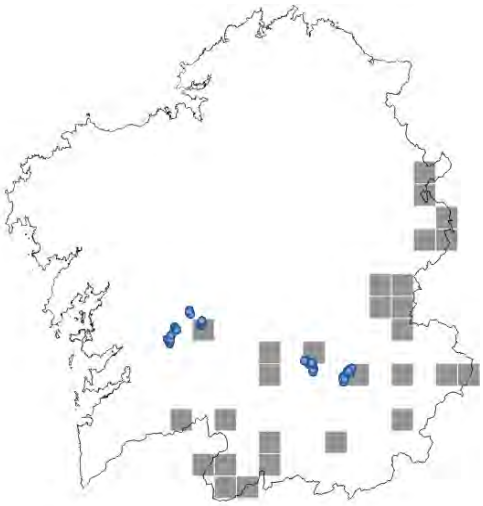
Rhinolophus euryale



Rhinolophus ferrumequinum



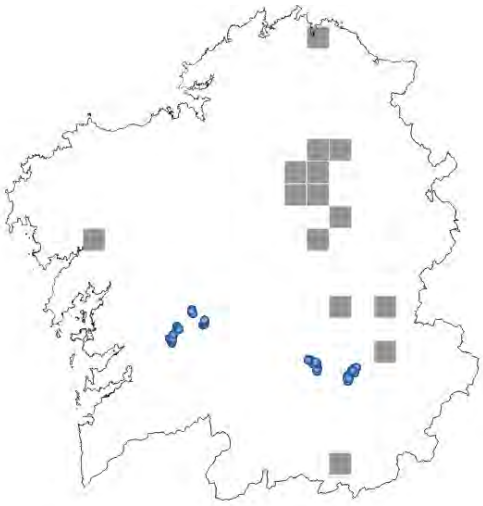
Rhinolophus hipposideros



Hypsugo savii



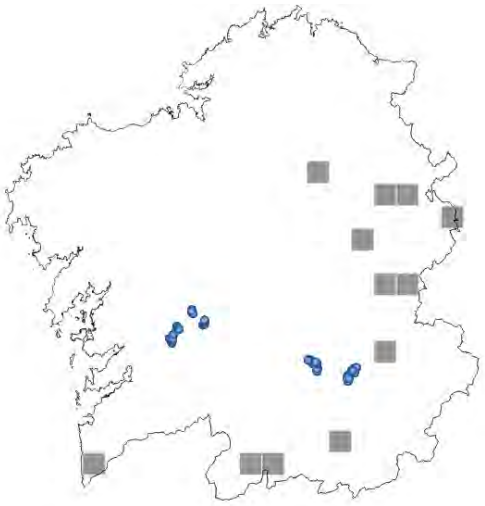
Pipistrellus pipistrellus



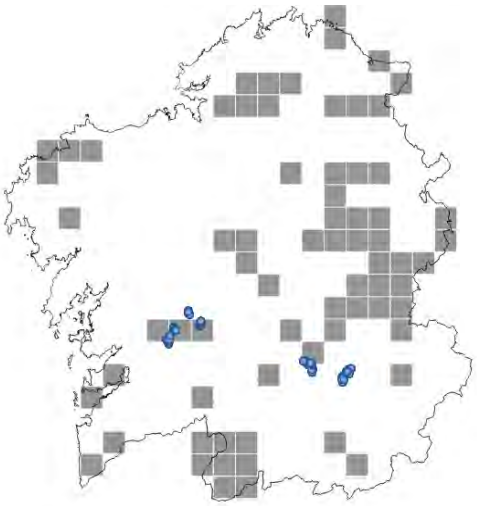
Pipistrellus pygmaeus

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Figura 1.2. Distribución de las principales especies de murciélagos en Galicia (1 de 4).



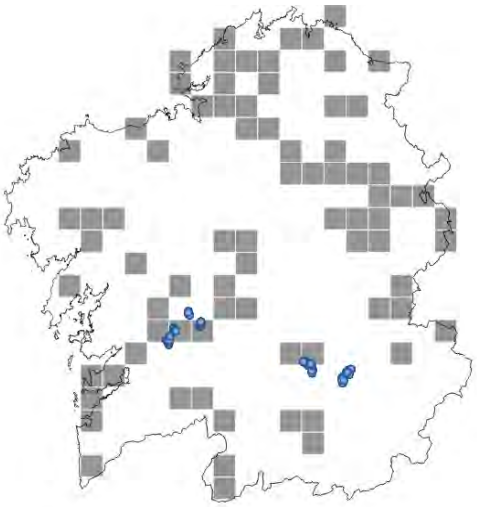
Nyctalus lasiopterus



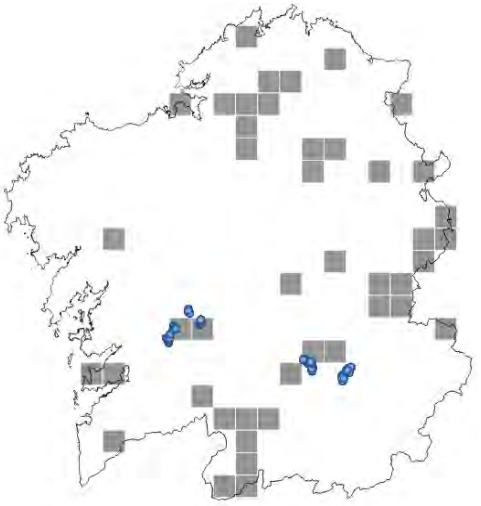
Nyctalus leisleri



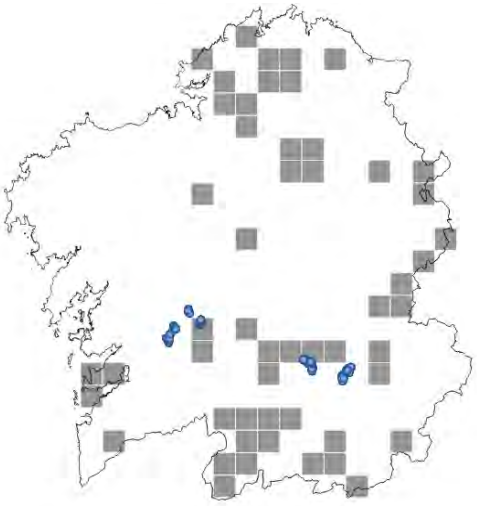
Eptesicus serotinus



Barbastella barbastellus



Plecotus auritus



Plecotus austriacus

Figura 1.3. Distribución de las principales especies de murciélagos en Galicia (2 de 4).



Myotis alcathoe



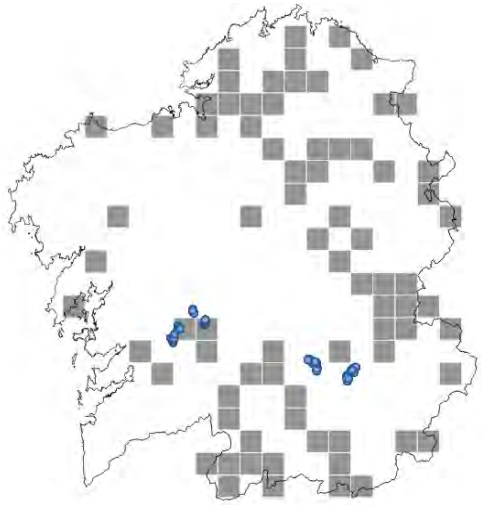
Myotis bechsteinii



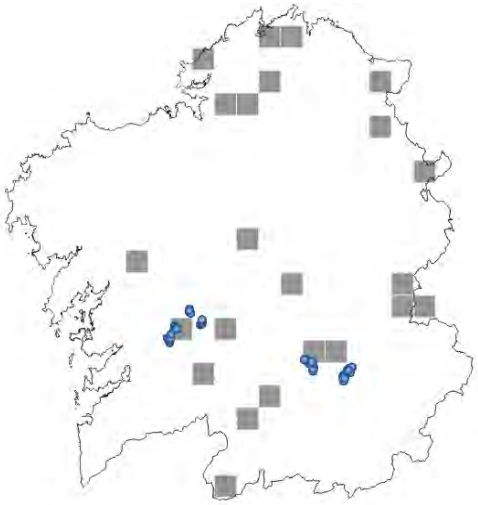
Myotis blythii



Myotis crypticus



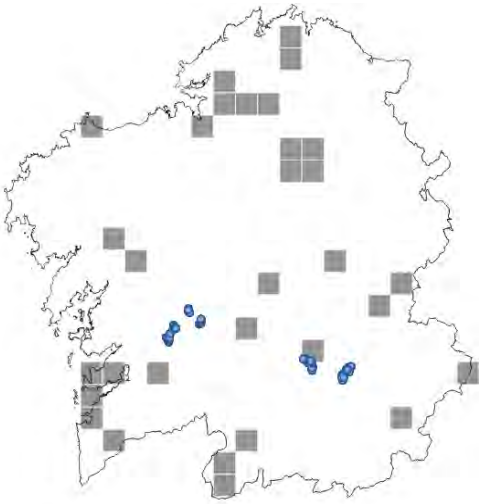
Myotis daubentonii



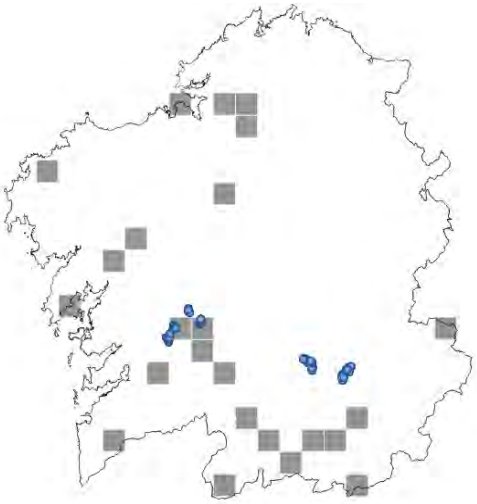
Myotis emarginatus

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Figura 1.4. Distribución de las principales especies de murciélagos en Galicia (3 de 4).



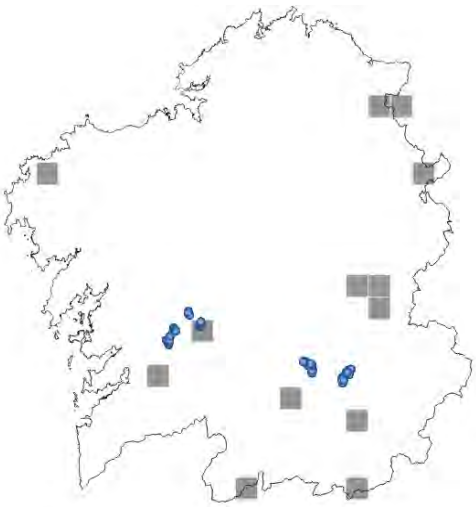
Myotis escalerai



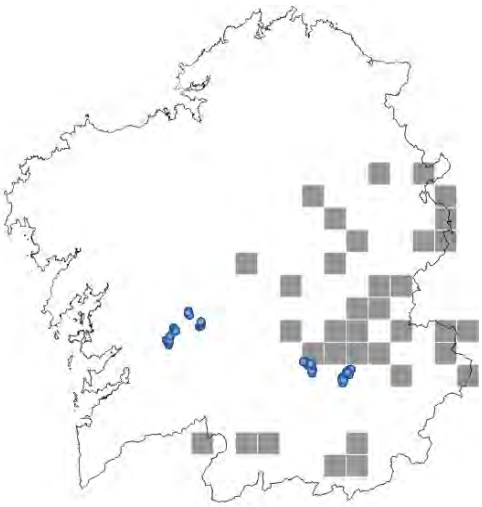
Myotis myotis



Myotis mystacinus



Miniopterus schreibersii



Tadarida teniotis

Figura 1.5. Distribución de las principales especies de murciélagos en Galicia (4 de 4).

Además de presentar distribuciones geográficas diferentes, las distintas especies difieren también en cuanto a la selección del hábitat que realizan. Guixé & Camprodon (2018) consideran que entre las especies de murciélagos que aparecen asociadas íntimamente a bosques a lo largo del año, puesto que utilizan para refugiarse exclusiva o principalmente oquedades en árboles y en mayor o menor medida consiguen el alimento en medios forestales, se encuentran los nóctulos (pequeño, *Nyctalus leisleri*, grande, *N. lasiopterus*, y mediano, *N. noctula*), barbastela (*Barbastella barbastellus*), el orejudo dorado (*Plecotus auritus*), el murciélago de Nathusius (*Pipistrellus nathusii*), y varias especies del género *Myotis* (murciélago ratonero bigotudo, *Myotis mystacinus*, murciélago ratonero bigotudo de Alcathoe, *M. alcathoe*, murciélago ratonero forestal, *M. bechsteinii,* y murciélago ratonero de Natterer, *M. cf. nattereri*, actualmente murciélago ratonero críptico, *M. crypticus*). Estas son las especies que Guixé & Camprodon (2018) denominan murciélagos arborícolas o forestales estrictos.

Otras especies de quirópteros, como los murciélagos de herradura (*Rhinolophus* spp.), emplean como refugio construcciones o cavidades subterráneas que pueden estar alejadas de zonas forestales, si bien utilizan frecuentemente los bosques para cazar. Algunas otras, como varias del género *Pipistrellus*, tienen poblaciones que utilizan áreas forestales tanto para refugiarse como para conseguir alimento, aunque no de manera exclusiva, ya que otras muchas poblaciones utilizan hábitats agrícolas o urbanos.

Los quirópteros europeos tienen, con muy escasas excepciones, una dieta estrictamente insectívora. Entre los murciélagos insectívoros existen dos grandes estrategias de caza: la caza en vuelo (*aerial hawking*) y la caza sobre superficies como suelo, rocas, troncos u hojas (*gleaning*), aunque es posible que una misma especie utilice ambas estrategias (por ejemplo, ver Goerlitz *et al.*, 2010, Blažek *et al.*, 2021).

De acuerdo con Guixé & Camprodon (2018), entre los murciélagos forestales que cazan en vuelo se encuentran los nóctulos, que utilizan principalmente espacios abiertos (por encima del bosque) y que incluyen en su dieta diversos grupos de insectos voladores (principalmente lepidópteros, dípteros y coleópteros); en cambio, barbastela (*Barbastella barbastellus*) caza en vuelo en zonas con mayor cobertura vegetal y es un especialista en el consumo de lepidópteros. Todos los murciélagos que cazan presas voladoras utilizan la ecolocación para detectarlas y capturarlas.

Igualmente, Guixé & Camprodon (2018) distinguen otro grupo de especies de murciélagos forestales, que incluye a *Myotis bechsteinii*, *M. crypticus* y *Plecotus auritus*, que captura sus presas mayoritariamente sobre superficies en el interior de bosque (*gleaning*). Su dieta es mucho más variada, incluyendo arácnidos, ortópteros, hemípteros, coleópteros, quilópodos o dermápteros, además de algunos lepidópteros o dípteros, que podrían recoger cuando se hallan posados sobre la vegetación, u ocasionalmente también pueden hacerlo cuando vuelan. En estos murciélagos la ecolocación pierde importancia a la hora de detectar las presas frente a un oído muy fino que es capaz de reconocer los ruidos producidos por estas presas desplazándose por el suelo. La extraordinaria capacidad auditiva de estos murciélagos se debe en gran medida al enorme desarrollo de los pabellones auditivos que presentan.

El tamaño de los territorios de caza de los murciélagos forestales está muy relacionado con su estrategia de caza. Las especies que cazan ya sea sobre superficies o en vuelo en el interior del bosque tienen áreas de campeo relativamente pequeñas (apenas se desplazan 1 km desde el refugio; Napal, 2010). Por el contrario, las especies que cazan en vuelo en espacios abiertos, en concreto los nóctulos, pueden extender su área de influencia a varias decenas de kilómetros desde los refugios en zonas que no tienen por qué ser forestales, aprovechando su gran capacidad de desplazamiento (Popa-Lisseanu *et al.*, 2009; Camprodon & Guixé, 2013).

USC DE COMPOSTELA

El ciclo anual de todos los murciélagos europeos incluye una etapa invernal (que se suele extender de noviembre a marzo) en la que reducen en mayor o menor medida su actividad, entrando en una fase de hibernación durante la que disminuye su metabolismo para ahorrar energía; algunas especies, sobre todo las que utilizan refugios subterráneos durante la hibernación, apenas se despiertan unas pocas ocasiones en este periodo, pero otras pueden realizar cierta actividad de caza muchas noches o al menos las más cálidas del invierno. El resto del año, la reproducción (con los partos y la lactancia entre junio y agosto), la subsiguiente fase de emparejamiento e interacción social o *swarming* en agosto-octubre y la de engorde en la preinvernada son periodos que en mayor o menor medida condicionan los patrones de actividad y uso del espacio en los murciélagos (p.ej, Racey & Swift, 1985, Mackie & Racey, 2007, Amorim *et al.*, 2018). La lactancia, por ejemplo, se considera un momento de gran demanda energética, al que las hembras pueden responder aumentando el tiempo dedicado a la alimentación y/o disminuyendo la distancia a las áreas de caza, de forma similar a lo que los ejemplares deben hacer ante la necesidad de ganar peso para afrontar los meses invernales. Con todo, el sexo, el estado reproductivo, el estatus social, el tamaño del agrupamiento en el refugio, la fidelidad al lugar de alimentación y la calidad y disponibilidad del hábitat circundante complica la extracción de generalizaciones y las comparaciones entre diferentes estudios (Downs *et al.*, 2016).

Finalmente, como introducción básica a las especies que son objeto de esta tesis, se esbozan a continuación los rasgos biológicos principales de las especies que componen la fauna de quirópteros de Galicia, centrados sobre todo en su distribución global, hábitos de caza, selección de hábitats y de refugios y carácter migratorio, en base a lo recogido en Dietz & Kiefer (2014) y Wilson & Mittermeier (2019).

En Galicia están citadas tres especies de rinolofos (*Rhinolophidae*), murciélagos de tamaño pequeño y medio, de vuelo muy maniobrable y muy ligados a los medios forestales en los que cazan. *Rhinolophus euryale* es una especie de carácter termófilo y área de distribución mediterránea que caza fundamentalmente en el aire con una elevada maniobrabilidad, preferentemente en matorrales, medios boscosos y sus áreas de borde. Utiliza como refugios de reproducción cavidades naturales y construcciones, invernando en cuevas y minas, considerándose un murciélago básicamente sedentario. *Rhinolophus ferrumequinum* se distribuye desde la mitad sur de Europa hasta el N de la India en hábitats forestales y mosaicos agrosilvopastorales en los que exista abundancia de refugios, tanto en forma de construcciones humanas como cavidades naturales. Típicamente de vuelo lento y próximo a la vegetación o al suelo durante las actividades de caza. Especie fundamentalmente sedentaria, aunque a menudo realiza movimientos de 25-30 km entre refugios de reproducción y de invernada. Por último, *Rhinolophus hipposideros* está presente en la Europa atlántica y central y el Mediterráneo, alcanzando por el E parte de África y el norte de la India. El menor de los rinolófidos europeos ocupa principalmente bosques caducifolios y también hábitats más abiertos como medios agrícolas, ribereños y matorrales, siempre que presenten riqueza estructural y adecuada conectividad. Caza exclusivamente en vuelo, que es lento y amariposado, a menudo ejecutado en vegetación muy densa. Murciélago particularmente sedentario, con un registro máximo de 153 km en más de 20.000 ejemplares marcados. Utiliza como refugios construcciones humanas y cavidades naturales.

Los vespertiliónidos (*Vespertilionidae*) están representados en Galicia por ocho géneros y 21 especies, tratándose en general de murciélagos de tamaño pequeño o medio, con excepciones, que no presentan complejos apéndices nasales y poseen alas más bien largas y estrechas. Dentro de esta familia se encuentran los géneros *Myotis* (los murciélagos ratoneros, con nueve representantes en Galicia), *Pipistrellus* (que incluye a *P. pipistrellus*, la especie

USC UNIVERSIDADE DE COMPOSTELA

más común en este ámbito geográfico), *Nyctalus* (murciélagos de talla medio o grande y mayor o menor carácter migratorio), *Plecotus* (dos especies cercanamente emparentadas) e *Hypsugo*, *Eptesicus* y *Barbastella*, con una especie en Galicia cada uno.

Myotis alcathoe se distribuye de forma discontinua desde el N de Iberia hasta los Balcanes, ligado principalmente a bosques caducifolios maduros, estructuralmente complejos y preferentemente ribereños, en los que abunden las oquedades en árboles que utilizan como refugios de reproducción e invernada. Caza en vuelo, fundamentalmente sobre el dosel y el agua, y se considera una especie sedentaria.

Myotis bechsteinii ocupa partes de Iberia y toda la Europa central y oriental. Presente en bosques maduros (preferentemente caducifolios), siendo muy dependiente de refugios naturales en árboles. Caza muy próximo a la vegetación, con un vuelo altamente maniobrable, frecuentemente capturando sus presas en aquella o el suelo. De carácter altamente sedentario, los mayores desplazamientos registrados no superan los 73 km.

Myotis blythii se distribuye por una franja que va desde Iberia, S de Europa y Oriente Medio hasta el N de la India, con núcleos aislados en el N y C de China. Prefiere áreas cálidas y medios abiertos como pastizales, sistemas agrícolas y matorrales. Vuela a baja altura para capturar a sus presas en el aire o en el suelo. Utiliza como refugios construcciones humanas, fisuras y cuevas. No se han documentado movimientos regulares de larga distancia y se considera básicamente sedentario, si bien el máximo registrado alcanza los 488 km.

Myotis crypticus fue descrito en 2019, con una distribución ceñida a las penínsulas ibérica e itálica y la franja mediterránea que las conecta. Es una especie próxima a *M. nattereri* (que se distribuye en la mayor parte del resto de Europa), y está presente en hábitats montanos, ligada probablemente a diferentes tipos de bosques y claros pastoreados. Utiliza refugios en huecos de árboles y construcciones humanas, y no se conocen grandes desplazamientos.

Myotis daubentonii ocupa todo el continente europeo a excepción del N de Escandinavia, ligada a medios forestales y acuáticos en sentido amplio, desde áreas urbanas a bosques ribereños maduros. Caza principalmente sobre masas de aguas calmadas con un vuelo ágil y rápido a 5-40 cm de la superficie, y encuentra refugio en huecos de árboles pero también en cuevas, puentes y otras construcciones. Considerada especie no migradora, aunque puede desplazarse 150-304 km entre refugios de reproducción e invernada.

Myotis emarginatus está presente en el área mediterránea, alcanzando el Cáucaso por el este. Es un murciélago con preferencia por medios boscosos más o menos abiertos y estructuralmente complejos, incluidos parques y huertas con frutales. Caza cerca de la vegetación, entre el dosel y también sobre el suelo. Los refugios de reproducción los emplaza en construcciones humanas o cuevas mientras que en invernada selecciona estas últimas. El mayor desplazamiento registrado es de solo 105 km, pero puesto que se conocen escasos refugios de invernada son esperables movimientos mayores.

Myotis escalerai está restringido a la península Ibérica y se considera una especie extremadamente similar a *M. nattereri* y *M. crypticus*. Ocupa medios muy diversos, desde zonas secas en la cuenca del Ebro hasta bosques montanos, parques y áreas agrícolas. Se refugia principalmente en cavidades subterráneas naturales o artificiales y se considera una especie sedentaria.

Myotis myotis es la mayor especie del género y uno de los murciélagos de mayor tamaño de Europa. Presente en el S y C del continente y en Turquía, en medios diversos, desde bosques semiabiertos hasta pastizales y áreas agrícolas. Especializado en capturar grandes insectos en el suelo, por lo que tiende a volar muy lentamente y a 30-70 cm de altura para detectar a sus presas. Utiliza como refugios de reproducción cuevas o grandes espacios en

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

construcciones humanas, invernando en medios subterráneos. No es una especie claramente migradora, pero se han registrado movimientos de hasta 436 km.

Myotis mystacinus exhibe una amplia área de distribución que incluye la mayor parte de Europa y llega hasta el Cáucaso y el N de Marruecos, faltando en la franja más mediterránea. Es una especie ubiquista presente en áreas abiertas, bosques, pastizales, matorrales e incluso desiertos. Caza en bordes de bosques y cerca del agua con un vuelo ágil y de elevada maniobrabilidad. Usa como refugios principalmente pequeñas cavidades y fisuras en construcciones humanas, árboles o roquedos y se considera una especie sedentaria o migrante de corta distancia (usualmente menos de 50-100 km).

Pipistrellus pipistrellus es uno de los murciélagos más pequeños (apenas 3-7 gr de peso) y más abundantes de Europa, con una distribución que abarca todo el continente menos Escandinavia y alcanza el N de África, Oriente Medio y el Cáucaso, con poblaciones también en el S y E de Asia. Presente en muy diversos hábitats, desde ciudades hasta semidesiertos, con preferencia sin embargo por áreas boscosas y la proximidad al agua. Vuelo de caza ágil y errático, frecuentemente patrullando a lo largo de estructuras que protejan del viento y en el entorno de puntos de iluminación. Como refugios de cría utiliza todo tipo de fisuras en construcciones humanas, pasando el invierno también en otros espacios subterráneos como cuevas o túneles. No se considera una especie migratoria, aunque se han registrado movimientos de hasta 400 km, relacionados probablemente con cambios estacionales de refugios.

Pipistrellus pygmaeus presenta una talla y distribución europea similares a su congénere, con una dependencia mayor por hábitats forestales ribereños y la cercanía al agua. Es también de vuelo ágil, pero durante las actividades de caza está más asociado a la vegetación que *P. pipistrellus*. Los refugios se emplazan en grietas y fisuras en muy diversos emplazamientos, tanto naturales como artificiales. Al menos algunas poblaciones son sedentarias, pero se conocen desplazamientos de más de 1280 km que sugieren que otras podrían ser parcialmente migradoras.

Pipistrellus nathusii ha sido citado solo recientemente en Galicia (Arzúa *et al*. 2021), aunque se trata de una especie ampliamente distribuida en Europa central hasta Rusia y el Cáucaso. Es una de las pocas especies migradoras de larga distancia del continente, con desplazamientos que superan los 2000 km entre las áreas de cría en el E y N hasta las de invernada en el SO. Favorece hábitats próximos a medios acuáticos y busca refugios sobre todo en oquedades en árboles.

Hypsugo savii es solo marginalmente mayor que las tres especies anteriores, ocupando la cuenca mediterránea y llegando por el oeste hasta la Macaronesia y por el este hasta el oeste de China. Típicamente ligado a medios montanos, aunque a lo largo de su relativamente extensa área de distribución está presente desde el nivel del mar y en hábitats muy diversos. Caza pequeños insectos en el aire, nunca cerca del suelo, a alturas de 2-100 m. Como refugios utiliza fundamentalmente grietas en roquedos y muros. Se considera altamente probable que se comporte como migrante, aunque se dispone de pocos datos sobre sus movimientos.

Nyctalus lasiopterus es el mayor murciélago de Europa, alcanzando los 35-60 gr de peso. Está presente de forma parcheada desde el N de África e Iberia hasta el oeste de Rusia ligado a áreas forestadas, principalmente bosques maduros intactos, pero también en parques urbanos con arbolado maduro. Caza sobre el dosel arbóreo y en áreas despejadas, llegando a varios cientos de metros de altura, con vuelo muy rápido y directo; sus presas son los grandes insectos e incluso pequeñas aves. Utiliza como refugios principalmente antiguos nidos de pícidos en árboles. Durante sus desplazamientos para alimentación llegan habitualmente a 15-

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

40 km del refugio y con frecuencia a 90-130 km, y podría también exhibir comportamiento migratorio, poco estudiado aún.

Nyctalus leisleri es el menor nóctulo europeo, pero aún así es un murciélago de tamaño medio. Se distribuye desde las islas macaronésicas hasta el NO de la India, ocupando la mayor parte de Europa, a excepción de Escandinavia. Ligado a una variedad de hábitats más o menos forestales, incluidos bosques maduros, medios agrícolas y áreas ribereñas. Como el resto de nóctulos tiene un vuelo rápido y directo, cazando usualmente sobre y bajo el dosel pero también en áreas abiertas. Típicamente dependiente de las oquedades de diverso tipo en árboles para establecer sus refugios, pero en algunas regiones también utiliza espacios amplios en construcciones humanas. Las poblaciones del centro y este de Europa son altamente migratorias, dirigiéndose hacia el SO del continente para la invernada, con un registro máximo de 1567 km entre Alemania y España. Las poblaciones más meridionales podrían ser sedentarias, pero de forma general las hembras se comportarían siempre como migrantes en mayor o menor grado.

Nyctalus noctula presenta un tamaño intermedio entre las dos especies anteriores y ocupa la mayor parte de Europa, llegando hasta los 60-61º N a través de Rusia hasta Asia central, con una distribución fragmentaria en la península Ibérica. Típica especie ligada a medios forestales principalmente caducifolios, pero también zonas húmedas y medios agrícolas. Otro nóctulo de vuelo rápido, que caza frecuentemente a más de 50 m de altura. Utiliza fundamentalmente huecos en árboles como refugio de cría y también en invernada, cuando puede usar así mismo otras cavidades naturales o artificiales. Especie altamente migratoria, que alterna entre las áreas de reproducción y las de invernada, situadas en el sur; las hembras migran más y más lejos que los machos, que frecuentemente son sedentarios, incluso en altas latitudes. El mayor movimiento registrado alcanzó los 1546 km.

Eptesicus serotinus es un murciélago de talla media con una distribución cosmopolita que se extiende desde Iberia hasta el centro de Asia, incluyendo la mayor parte de Europa, explotando hábitats muy diversos como medios urbanos, agrícolas, forestales o humedales. Caza en espacios abiertos y de borde y establece sus refugios de reproducción e invernada principalmente en fisuras y otros espacios confinados de construcciones humanas. Se considera una especie sedentaria, con desplazamientos de hasta 330 km.

Barbastella barbastellus está presente en Europa, islas macaronésicas, N de África y el Cáucaso, asociada a bosques maduros (frecuentemente de coníferas) con abundancia de arbolado muerto. De vuelo ágil, usualmente rápido y próximo a la vegetación, cazando sobre el dosel y bajo él, y en bordes. Típicamente se refugia bajo la corteza de árboles, pero también en fisuras similares artificiales, como dinteles de puertas y ventanas de madera, cambiando de refugio con frecuencia. De carácter sedentario, con máximos movimientos registrados de 290 km.

Las especies de vespertiliónidos presentes en Galicia se completan con dos murciélagos orejudos (género *Plecotus*), de tamaño medio y vuelo lento y maniobrable, adaptadas a capturar sus presas en el aire pero sobre todo sobre la vegetación o el suelo. *Plecotus auritus* ocupa casi toda Europa hasta los Urales, mientras *P. austriacus* se limita al S y C del continente; ambas especies exhiben una amplia selección de hábitats, tanto abiertos como cerrados, desde medios forestales hasta agrícolas, pasando por áreas urbanas. Utilizan como refugios principalmente edificaciones, con tendencia a ocupar refugios subterráneos en invernada, siendo entonces muy tolerantes al frio. Se consideran murciélagos sedentarios, con un máximo desplazamiento registrado de 90 km en el caso de *P. auritus*.

USC
UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Miniopterus schreibersii es el único representante de su familia (*Miniopteridae*) en Europa, y se distribuye básicamente en la cuenca mediterránea, ocupando hábitats muy diversos. Cazador aéreo que busca sus presas en espacios abiertos, pero también sobre el agua, bajo el dosel y cerca de la vegetación. Los refugios de reproducción e invernada los sitúa típicamente en cuevas, minas y otras cavidades subterráneas, reuniendo muchos de ellos miles de ejemplares. Se define como un migrador regional, con desplazamientos regulares entre la red de refugios de la metapoblación que pueden alcanzar los 300 km, aunque normalmente no sobrepasan los 100.

Finalmente, *Tadarida teniotis* (el único molósido europeo) es un murciélago de gran talla presente de forma más o menos dispersa desde las islas Canarias hasta el E de Nepal, más continuamente en el área mediterránea. De vuelo rápido y fuerte alcanza los 65 km/h y caza insectos a alturas entre los 10 y los 300 m, en hábitats muy diversos en ambientes de semidesérticos a templados. De forma característica establece sus refugios en grietas en cortados rocosos y también de edificios y puentes altos. Aunque se desplaza diariamente a decenas de quilómetros para alimentarse no realiza migraciones estacionales.

1.4.3 Metodologías disponibles para el seguimiento de la presencia y actividad de los murciélagos

El hecho de que los murciélagos desarrollen la actividad fuera de sus refugios exclusivamente de noche supone un reto para su observación e identificación en el campo. Al margen de métodos que impliquen su captura y/o la colocación de dispositivos de seguimiento (como marcas individuales o lumínicas, emisores de radio, transpondedores, geolocalizadores, etc.) (Lintott *et al*., 2014; Hourigan *et al*., 2008), las técnicas de monitoreo acústico han adquirido una enorme importancia como método no invasivo para obtener datos sobre el uso del espacio por los quirópteros y otros aspectos de su biología y ecología (Brigham *et al*., 2002; Hill *et al*., 2018; Fraser *et al*., 2020; Zamora-Gutiérrez *et al*., 2021).

El monitoreo acústico se basa en la detección de las llamadas de ecolocación que emiten los murciélagos para reconocer el entorno y cazar. Estas llamadas, de muy alta frecuencia, pueden convertirse en audibles o grabarse con detectores de ultrasonidos, dispositivos electrónicos de diversos tipos y funcionalidades. Las diferencias existentes entre las llamadas de ecolocación de las distintas especies (sintetizadas en la Tabla 1.5) son las que permiten su identificación a nivel específico o asignación a un grupo fónico concreto, tarea que con todo es compleja y no siempre posible (Obrist, Boesch, & Flückiger, 2004; Russo & Voigt, 2016).

Tabla 1.5. Características principales de ecolocación de las especies de murciélagos presentes en Galicia. A partir de Balmori (1998), Obrist *et al*. (2004), Palomo *et al*. (2007), Walters *et al*. (2012), Barataud (2015), Guixé & Camprodon (2018), Kerbiriou *et al*. (2019) y Russ (2021).

Especie	Frecuencia (khz)	Pulsos (ms)	Intervalo (ms)	Alcance (m)	Distancia de detección (m)
Rhinolophus euryale	104,7 (102-106)	52,3 (15-96)	83,8 (20-138)		11
Rhinolophus ferrumequinum	80 (77-83)	30-40	90,2 (25-187)		10
Rhinolophus hipposideros	111,1 (107-114)	43,6 (12-61)	70,4 (14-114)		5
Myotis alcathoe	43-62(41,6-120)	2,6 (1,5-5,0)	66-85		10
Myotis bechsteinii	50 (30-80)	1,2-1,3	2,2		10
Myotis blythii	41,5 (29,4-55,6)	4,6 (1,8-9,7)	95,8 (32-237)		
Myotis crypticus	45,9 (37-64)	4,3 (1,8-7,7)	82 (40-180)		11,5
Myotis daubentonii	45 (69-25)(78-32)	3-4 (6)	70-90 (35-75)	20-40	12,5

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Especie	Frecuencia (khz)	Pulsos (ms)	Intervalo (ms)	Alcance (m)	Distancia de detección (m)
Myotis emarginatus	64,5 (48,8-106,4)	2,1 (1,1-3,6)	53,1 (167-125)		8
Myotis escalerai	45,0 (37,0-65,0)	4,3 (1,9-7,9)	80,0 (40-180)		
Myotis myotis	37,8 (27,1-57,2)	5,7 (1,8-10,5)	112,4 (43-189)		17,5
Myotis mystacinus	45	2,5-3	113 (68-251)		10
Pipistrellus pipistrellus	45-50 (80-58)	4-6 (10)	85 (95)	20-50	27,5
Pipistrellus pygmaeus	55,1 (50-64)	5,5 (2-8)	89,1 (51-217)		22,5
Hypsugo savii	35 (33)	10,2 (5-15)	100-180		35
Pipistrellus nathusii	39,4 (35,5-46,1)	5,88 (3,0-7,9)	129,0 (88-237)		
Nyctalus lasiopterus	17-19 (15,5)	19 (29,7)	290 (80-400)		150
Nyctalus leisleri	22-30	9-14	119 (107-313)		80
Nyctalus noctula	20 (40-60)(45-25)	6 (25)	125 (300-400)	>200	100
Eptesicus serotinus	27 (52-25)(67-25)	13,5	150	20-50	35
Barbastella barbastellus	33 (35-28)(43-33)	4 (5,2)	110-120		15
Plecotus auritus	50 (83-26)(42-12)	2 (7)	50 (180-200)	≈ 2	22,5 (10)
Plecotus austriacus	30,4 (26,3-50)	3,8 (1,4-7,0)	105 (36-194)		22,5 (10)
Miniopterus schreibersii	55	5,8 (2-14)	85 (40-209)		25
Tadarida teniotis	12-14 (18-10)	20	635 (175-1110)		150

1.4.4 Muestreos de campo

Se seleccionaron de forma estratificada y parcialmente al azar entre 10 y 24 puntos de muestreo dentro de los límites de cada parque eólico (Tabla 1.6). Estos se seleccionaron previamente sobre fotografía aérea y de forma equilibrada, de forma que existiera un número representativo de los mismos acorde con las características del área de estudio (tipo de cobertura vegetal principalmente, con especial atención a las superficies de matorral y forestal). Se repartieron además tanto a lo largo de los medios afectados por la presencia de aerogeneradores, como por aquellos de similares características en cuanto a vegetación se refiere, en general en las proximidades y libres de la presencia de las máquinas.

Tabla 1.6. Parques eólicos analizados y número de puntos de muestreo (n) en cada parque

Parque eólico	n	Nº turbinas
Outeiro do Coto	16	76
Masgalán-Campo do Coco	10	77
Testeiro	10	97
Sil	17	34
Meda-ampliación de Meda	24	26
Serra do Burgo-Pena da Cruz	20	36
Ampliación Serra do Burgo-Pena da Cruz	18	34

Los muestreos se realizaron entre los meses de abril y octubre de los años 2006 a 2010, repartiendo las noches de muestreo lo más regularmente posible a lo largo de la temporada de trabajo de campo. El número total de noches de muestreo en cada parque en el período 2006-2010 osciló entre 39 y 46, con 5-10 visitas anuales por parque eólico (Tabla 1.7). El número total de noches de muestreo fue de 244. Las diferencias observables en la Tabla 1.7 entre el

número total de noches de muestreo en cada parque eólico y el número total de noches de muestreo se deben a que en determinadas noches de muestreo se visitaron puntos de muestreo pertenecientes a dos parques eólicos diferentes (Masgalán y Testeiro en 44 noches en el período 2006-2010, Sil y Meda ampliación de Meda en 11 noches en el mismo período).

Tabla 1.7. Número de noches de muestreo por año en cada parque eólico

Parque eólico	2006	2007	2008	2009	2010	Total
Outeiro do Coto	7	10	10	10	9	**46**
Masgalán-Campo do Coco	10	9	10	10	5	**44**
Testeiro	10	9	10	10	5	**44**
Sil	7	9	9	9	5	**39**
Meda-ampliación de Meda	8	9	9	9	5	**40**
Serra do Burgo-Pena da Cruz	9	10	9	10	5	**43**
Ampliación Serra do Burgo-Pena da Cruz	7	10	10	10	6	**43**
Total	**44**	**55**	**55**	**56**	**34**	**244**

Todos los muestreos se iniciaron media hora después de la puesta del sol, y se desarrollaron dentro de las cuatro horas posteriores, correspondientes con el periodo de máxima actividad de los murciélagos (p.e. Hayes, 1997; Vaughan *et al.*, 1997; Duffy *et al.*, 2000; Erickson & West, 2002; Russo & Jones, 2003; Wickramasinghe *et al.*, 2003; Rainho, 2007; Amorim *et al*., 2012). El único requerimiento para realizar los muestreos fue la ausencia de precipitaciones. Teniendo en cuenta que la actividad de los murciélagos podía disminuir hacia el final del periodo de muestreo, con el fin de reducir al máximo su posible efecto, el punto de inicio fue aleatorizado en cada visita, eligiendo posteriormente la ruta más favorable en términos de desplazamiento, para poder completar a tiempo la totalidad de las estaciones de escucha.

Para medir la actividad de los murciélagos se utilizó un detector de ultrasonidos de tipo división de frecuencia (modelo D230x, Pettersson Elektronik AB, precisión de ±0,15 kHz), con el que se bandearon automáticamente las frecuencias comprendidas entre los 10 y los 120 kHz durante un período de cuatro minutos consecutivos.

Los detectores de tiempo expandido son más sensibles que los modelos de división de frecuencia (Fenton *et al*., 2001), en parte porque utilizan micrófonos que son más sensibles en un ancho de banda más amplio (Jones *et al*., 2002). Los detectores de tiempo expandido detectan por lo tanto más llamadas por unidad de tiempo y presumiblemente a mayores distancias (Fenton *et al*., 2001). Sin embargo, el método de división de frecuencia conserva y extrae la frecuencia y los elementos de tiempo de las llamadas de ecolocación, que son los parámetros más relevantes para su análisis (Messina, 2002). En comparación con los detectores de tiempo expandido, los detectores de división de frecuencia miden frecuencias mínimas más altas y frecuencias máximas más bajas (Fenton *et al*., 2001). Sin embargo, las diferencias entre los dos sistemas son de 1-2 kHz (Britzke, 2002), menores que las relativas a otras fuentes de variación (Murray *et al*., 2001).

El detector se conectó a una grabadora digital (Marantz, modelo PMD660), donde quedaron almacenadas las grabaciones para su análisis posterior (grabación sin comprimir usando modulación de código de pulso (PCM) de 16 bit y 44,1 kHz). El detector se mantuvo estático a una altura aproximada de 1,5 m del suelo y con un ángulo de 45°, con una orientación variable entre puntos de muestreo pero aproximadamente siempre la misma en cada punto.

USC UNIVERSIDADE DE COMPOSTELA

1.4.5 Análisis de las grabaciones obtenidas

Las grabaciones obtenidas se revisaron utilizando el programa de análisis de sonido Bat Sound[6] v. 3.3 (Pettersson Elektronik AB). El programa permite representar por medio de diferentes diagramas (osciliogramas y espectrogramas) archivos de sonido, y extraer diferentes parámetros.

Cada grabación se revisó manualmente de forma visual y sonora en modo espectrograma, visualizando en pantalla en todos los casos al menos 10 segundos de grabación (*FFT hanning window 1024*). Se identificaron de esta forma los trenes de pulsos de murciélagos y se determinó el tiempo que abarcaban. La actividad relativa de los murciélagos se midió contabilizando el número de pasos (un mismo murciélago podía ser registrado un número indeterminado de veces) durante el tiempo invertido en completar cada estación (cuatro minutos). Esta medida se considera que aporta información sobre los niveles de actividad de alimentación de las especies implicadas (p.ej. Müller *et al*., 2012). Se consideró como un paso de murciélago un intervalo de tiempo de cinco segundos de grabación o menos (Walsh *et al*., 2001). A modo de ejemplo, una serie continua de pulsos de ecolocación de 15 segundos equivale a tres pasos de murciélago, y una serie de seis segundos a dos pasos. Series de pulsos solapadas de distintas especies fueron cuantificadas por separado, de forma que un registro de cinco segundos con pulsos por ejemplo de murciélago enano y murciélago de huerta, fue contabilizado como un paso de cada especie en los análisis específicos, aunque como un único paso para el conjunto de murciélagos.

Para un conjunto de pulsos representativos de cada serie (utilizando un zoom de 2.500 ms), se obtuvo un Power Spectrum (*FFT hanning window 1024*), del que se extrajo manualmente la frecuencia (kHz) con la máxima intensidad (dB). Con todas las mediciones de cada tren de pulsos se calculó una media, y se obtuvo una frecuencia que lo caracterizó y permitió relacionarlo con una determinada especie o grupo de especies. La actividad se clasificó, en base a Vaughan *et al*., (1997), Parsons & Jones (2000), Russo & Jones (2002), Obrist *et al*., (2004), Collins & Jones (2009) y Barataud (2020), en los siguientes grupos fónicos:

- **51-56 kHz**: englobaría a *Pipistrellus pygmaeus* y *Miniopterus schreibersii*;
- **42-51 kHz**: incluiría principalmente a *Pipistrellus pipistrellus* y en menor medida a *Plecotus* spp., algún *Myotis* spp. pequeño y *Miniopterus schreibersii*, aunque en base a identificaciones acústicas , la presencia de los dos últimos grupos citados sería residual (ya que *Myotis* spp. suena como un sonido pastoso y *Miniopterus schreibersii* como un *Pipistrellus pipistrellus* rápido, Barataud, 1996);
- **36-40 kHz**: englobaría a *Pipistrellus nathusii*, *Pipistrellus kuhlii* y a *Myotis* grandes;
- **30-35 kHz**: incluiría a *Hypsugo savii*, *Barbastella barbastellus* y *Plecotus* spp.;
- **24-29 kHz**: incluiría principalmente a *Eptesicus serotinus* (con una frecuencia de llamada principal de 25,5 kHz, según Müller *et al*., 2012) y a *Nyctalus leisleri* (frecuencia de llamada principal de 25 kHz, Müller *et al*., 2012), aunque en base a identificaciones acústicas, la gran mayoría de pasos deben pertenecer a *Eptesicus*;
- **16-23 kHz**: incluiría principalmente a *Nyctalus noctula/lasiopterus*; y
- **9-16 kHz**, que incluiría fundamentalmente a *Tadarida teniotis*.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

[6] https://batsound.com/product/batsound/

También se consideraron los pasos totales, que miden la actividad conjunta de los murciélagos sin diferenciar grupos fónicos.

1.4.6 Métodos estadísticos

En la presente tesis doctoral se analizan dos bases de datos principales en relación con los factores que determinan la presencia y nivel de actividad de las distintas especies de murciélagos en las zonas de estudio. Una de ellas relaciona la variabilidad de los niveles de actividad de los quirópteros (número de pasos en cuatro minutos) con la variabilidad en las condiciones meteorológicas (valores de la velocidad del viento y de la temperatura, entre otras variables), resultado de la obtención de medidas repetidas en una serie de puntos de muestreo. Una segunda base de datos relaciona la variabilidad en los niveles de actividad de los quirópteros entre diferentes puntos de muestreo, con las características del paisaje (cobertura vegetal y topografía) que los rodea.

Los análisis estadísticos realizados debieron afrontar y solventar toda una serie de dificultades que, se estima, requieren de explicaciones amplias de ciertos aspectos, que no deben ser incorporadas en los capítulos específicos, a efectos de ganar claridad y fluidez argumental, por lo que se desarrollan a continuación.

1.4.6.1 Análisis de las comunidades de murciélagos

Con la función summary_stats del paquete ―ggplot2" se han calculado medias e intervalos de confianza al 95% del número de pasos de cada grupo fónico contabilizados en cada punto de muestreo, y se han representado en función del parque eólico, área geográfica y etapa vital.

Posteriormente se ha procedido a describir la comunidad de quirópteros mediante técnicas de ordenación sin restricciones, en concreto a través de un análisis de coordenadas principales (PcoA). Los métodos de ordenación extraen las principales tendencias de los datos de las comunidades en forma de ejes continuos. Los métodos de ordenación simples, sin restricciones, analizan una matriz de datos y revelan su estructura principal en un gráfico construido con un número reducido de ejes ortogonales, de forma que representen, en orden decreciente, las principales tendencias de variación de los datos; estas tendencias se pueden posteriormente interpretar de forma visual (Legendre & Legendre, 2012, capítulo 9).

Si imaginamos un conjunto de datos n x p, que contiene n objetos y p variables, los n objetos pueden ser representados como una agrupación de puntos en un espacio con p dimensiones. Esta agrupación generalmente no es esferoide: está alargada en determinadas direcciones, y aplanada en otras. Estas direcciones no están necesariamente alineadas con una sola dimensión (una única variable) del espacio multidimensional. La dirección donde la agrupación de puntos es más alargada, corresponde a la dirección con la varianza más grande, y es el primer eje que extraerá una ordenación: la dirección de mayor varianza corresponde al gradiente más fuerte presente en los datos, y es donde reside la información más importante (Borcard *et al.*, 2018). El siguiente eje a extraer es el segundo más importante en varianza, siempre que sea ortogonal (linealmente independiente, producto escalar de 0) al primero. Y así sucesivamente.

Antes de realizar este análisis, del conjunto inicial fueron seleccionados un total de 893 filas de datos (combinaciones estación de muestreo/día) que tuvieran algún valor positivo de actividad de cualquiera de los grupos fónicos establecidos, ya que en para los análisis de ordenación las combinaciones estación/día de muestreo en las que no se hubieran registrado murciélagos no serían informativas, porque no se puede asegurar que equivalen en cada caso a ausencias ciertas de las especies, o a la no detección de las mismas en el muestreo.

USC UNIVERSIDADE DE COMPOSTELA

A una tabla separada se extrajeron los datos de las variables descriptoras correspondientes a cada combinación estación de muestreo/día, en concreto el parque eólico, el área geográfica (Este u Oeste), la etapa vital (periodos pre-reproductor: meses de abril y mayo; reproductor: junio y julio; y post-reproductor: agosto, septiembre y octubre; en base a Dietz & Kiefer, 2014), o los valores de diferentes parámetros climáticos y descriptores del paisaje, que fueron estandarizados para permitir la comparación de los coeficientes de regresión entre variables con dimensiones muy heterogéneas.

Se calculó la disimilitud entre las combinaciones estación de muestreo/día teniendo en cuenta los valores de la intensidad de uso (nº de pasos acumulados en 4 minutos) para cada grupo fónico. Siguiendo a Baselga (2013), y utilizando la función beta.pair.abund del paquete ―betapart" (Baselga & Orme, 2012, Baselga *et al.*, 2022), se calcularon tres matrices de disimilitud partiendo de losvalores de actividad detectados para cada grupo fónico en todas las combinaciones estación de muestreo/día (n=893):

- una matriz de disimilitud derivada de la variación equilibrada en abundancias,
- una matriz de disimilitud derivada de los gradientes unidireccionales de abundancia,
- una matriz de disimilitud total, la suma de ambos componentes anteriores,

correspondiente al índice de Bray-Curtis ($B = \sum_{i=1}^{n} | \text{Xij} - \text{Xik}| / \sum_{i=1}^{n} | \text{Xij} + \text{Xik} |$, donde Xij, Xik = número de pasos del grupo fónico i en las muestras j y k, n= número de grupos fónicos en las muestras)

Una vez obtenidas las tres matrices de disimilitud, de acuerdo con lo recomendado por Borcard *et al*. (2018, capítulo 5), se utilizó la función cmdscale (classical multidimensional scaling) del paquete ―vegan" para realizar el análisis de coordenadas principales. Una vez realizada la ordenación, con la función ordiplot se representaron las posiciones de los elementos de la matriz de disimilitudes (todas las combinaciones estación de muestreo/día) en los dos primeros ejes de la ordenación. Por último, con la función wascores se representaron en el gráfico los valores medios para cada grupo fónico.

Los métodos de ordenación canónica, o constreñida, por otra parte, asocian dos o más conjuntos de datos en el proceso de ordenación, con la intención de extraer las estructuras de un conjunto de datos (en este caso, de los niveles de actividad de los distintos grupos fónicos) que están relacionados a, o pueden ser interpretados a través de, otro conjunto de datos (en este caso, las variables ambientales registradas), y/o contrastar hipótesis estadísticas sobre la significación de estas relaciones (Legendre & Legendre, 2012, capítulo 11).

El análisis de redundancias (redundancy analysis, RDA) es un método que combina la regresión múltiple con el análisis de componentes principales (PCA) realizado sobre la matriz de los valores ajustados por la regresión múltiple, para modelizar respuestas multivariantes (Borcard *et al,* 2018, capítulo 6).

Mediante la función dbrda del paquete ―vegan" se realizaron distintos análisis de redundancia basados en distancias (distance based redundancy analysis, db-RDA) de acuerdo con el método propuesto por McArdle & Anderson (2001), que permite realizar este análisis directamente sobre una matriz de disimilitudes. Se aplicó esta función a las matrices de disimilitudes construídas anteriormente con la función beta.pair.abund del paquete ―betapart", y se realizaron distintas pruebas con variables ambientales explicativas, seleccionando aquellas que ofrecieron mayores valores de R^2 ajustado en los test de permutación realizados sobre las matrices de los valores ajustados (Legendre *et al.*, 2011), utilizando para ello la función ordiR2step del paquete ―vegan".

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

1.4.6.1.1 Datos disponibles

La base de datos inicial con 4.534 filas correspondientes a todas las combinaciones estación de muestreo/fecha se redujo a aquellas filas en las que se detectó como mínimo un paso en cualquiera de los grupos fónicos considerados, es decir, se eliminaron aquellas filas que correspondían a combinaciones estación de muestreo/fecha en las que no se detectó ni un solo paso de murciélago. De esta manera, se redujo el número de filas a 893, y con esta tabla de datos se realizaron los análisis de ordenación.

Posteriormente, para realizar el análisis de ordenación con los datos agregados a nivel de estación de muestreo, mediante la función group_by del paquete ~~"d~~plyr" (Wickham *et al.*, 2022), se calculó el valor medio de cada una de las variables en la base de datos original (4.534 filas) para el conjunto de observaciones en una misma estación de muestreo, reduciendo la tabla de datos a 114 filas (la estación 96, del parque eólico Outeiro do Coto, fue la única de ls 115 estaciones de muestreo utilizadas en esta tesis doctoral en la que no se registró ningún paso de murciélago en ninguna de las visitas efectuadas).

1.4.6.1.2 Herramientas utilizadas para los análisis

Además de las funciones básicas que incorpora el programa R (R Core Team, 2022) cuando se descarga por primera vez, se han utilizado otras pertenecientes a las siguientes bibliotecas:

betapart (Baselga & Orme, 2012, Baselga *et al.*, 2022), para realizar una partición en distintos componentes de la disimilitud entre comunidades,

rgdal (Bivand *et al.*, 2022), que permite la utilización del paquete sp,

sp (Pebesma & Bivand, 2005, Bivand *et al.*, 2013), para convertir las coordenadas geográficas en UTM, y

vegan (Oksanen *et al.*, 2022), para las técnicas de ordenación (PCoA y db-RDA).

1.4.6.2 Efecto de las variables del paisaje y de las condiciones meteorológicas sobre la distribución y patrones de actividad de las distintas especies de murciélagos

1.4.6.2.1 Datos disponibles

Los datos de los que se dispone son el resultado de la realización de medidas repetidas a lo largo del tiempo en 115 estaciones de muestreo distribuidas (de manera desigual) en 7 parques eólicos (Figura 1.6). En cada punto de muestreo se han realizado mediciones del número de pasos de murciélagos en distintos días en los meses de mayo a octubre a lo largo de 5 años (2006-2010). En el mes de abril apenas hay información recogida (pocos datos en 2006 en los parques ASB_APC, Masgalan y Testeiro, pocos datos en 2008 en Outeiro do Coto), e igualmente en el año 2010 hay muestreos en los meses de septiembre y octubre únicamente en el parque Outeiro do Coto.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

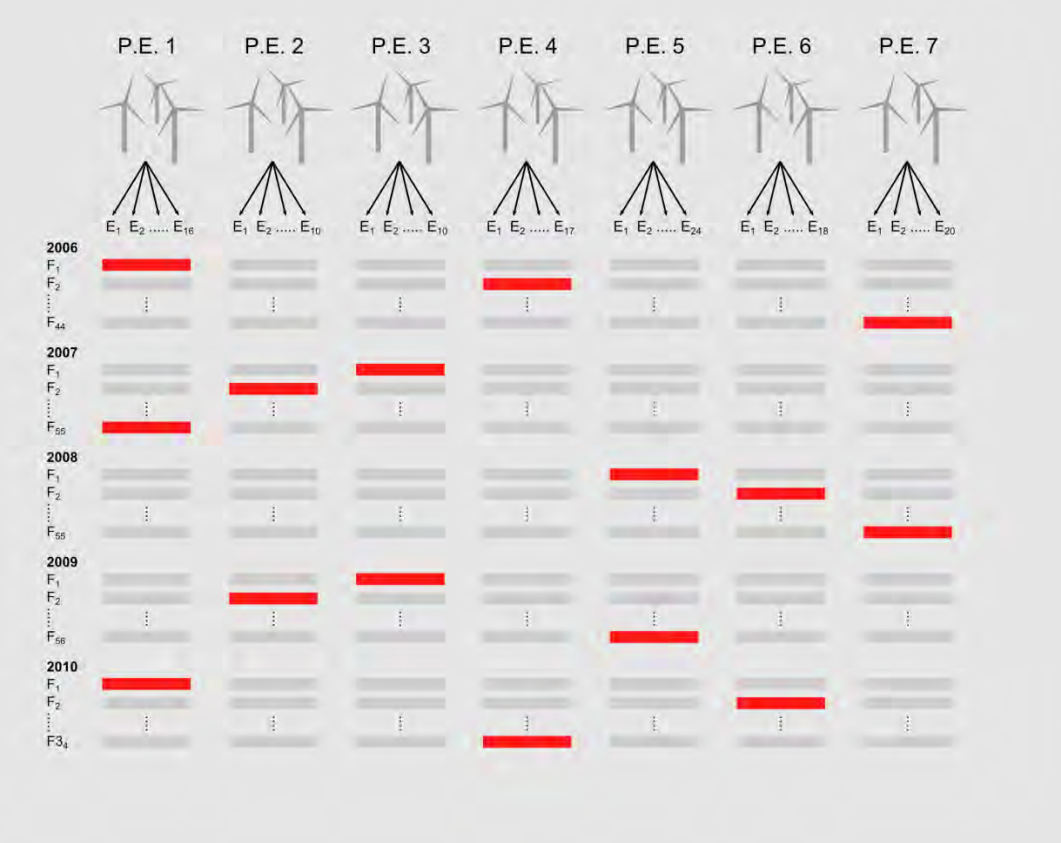


Figura 1.6. Representación gráfica de la estructura de los datos analizados. Las líneas rojas horizontales indican muestreos efectivos en el parque eólico (P.E.) en cuestión (1= Outeiro do Coto, 2= Masgalán, 3= Testeiro, 4= Sil, 5= Meda, 6= Ampliación Serra do Burgo-Pena da Cruz, 7= Serra do Burgo-Pena da Cruz); E= estación de muestreo; F= fecha.

1.4.6.2.2 Herramientas utilizadas para los análisis estadísticos

Todos los análisis y representaciones gráficas se han desarrollado en el entorno del lenguaje estadístico R (R Core Team, 2022).

Además de las funciones básicas que incorpora el programa cuando se descarga por primera vez, se han utilizado otras pertenecientes a las siguientes bibliotecas:

bbmle (Bolker & R Development Core Team. 2022), para la construcción de tablas AICTab,
DHARMa (Hartig, 2022), para la exploración de los resultados de los glmm,
dplyr (Wickham *et al.*, 2022), para la obtención de tablas resumen,
effects (Fox, 2003, Fox. & Hong. 2009, Fox. & Weisberg 2018, 2019).
ggeffects (Lüdecke, 2018),
ggplot2 (Wickham, 2016),
glmmTMB (Brooks *et al*., 2017, Magnusson *et al.*, 2021),
insight (Lüdecke *et al.*, 2019),
janitor (Firke, 2021), para calcular el total en las tablas de puntos de muestreo,
knitr (Xie, 2014, 2015, 2022), para mejorar la creación de ciertas tablas,
lattice (Sarkar, 2008), para que Mydotplot pueda utilizar la función dotplot,
lme4 (Bates, 2018, Bates *et al.*, 2015, 2021),
lmerTest (Kuznetsova *et al.*, 2017), para la función ranova() (test de factores aleatorios),
lubridate (Grolemund & Wickham, 2011,

MuMIn (Barton, 2022),
parameters (Lüdecke *et al.*, 2020),
performance (Lüdecke *et al.*, 2021a),
psych (Revelle, 2022), solo utilizado para la funcion "describeBy",
qqplotr (Almeida *et al.*, 2018),
see (Lüdecke *et al.*, 2021b),
sjstats (Lüdecke, 2021a), para calcular los ICC de manera sencilla, y
tidyr (Wickham & Girlich, 2022), y

Para los análisis bayesianos (ver más adelante), se han utilizado, a mayores, diversas funciones de las bibliotecas:
coefplot (Lander, 2022),
DataExplorer (Cui, 2020),
fields (Nychka *et al*., 2021),
ggmap (Kahle & Wickham, 2013),
gstat (Pebesma, 2004, Gräler *et al*., 2016),
influence.ME (Nieuwenhuis et al., 2012),
INLA (Rue *et al.*, 2009, Lindgren *et al.*, 2011, Martins *et al.*, 2013, Lindgren & Rue, 2015, Rue *et al.*, 2017, Bakka *et al.*, 2018),
Matrix (Bates *et al.*, 2022),
rgdal (Bivand *et al.*, 2022),
rlang (Henry & Wickham, 2022),
rgeos (Bivand & Rundel, 2021),
sjPlot (Lüdecke, 2021b),
sp (Pebesma & Bivand, 2005, Bivand *et al.*, 2013), y
mgcv (Wood, 2003, 2004, 2011, 2017, Wood & Safken, 2016).

Se han utilizado también las herramientas de "HighstatLibV11.R" proporcionadas por Zuur *et al.* (2017).

1.4.6.2.3 Preparación de datos y análisis de las variables del paisaje

En el caso de los análisis de los efectos de las variables del paisaje sobre los patrones de actividad de los murciélagos, se han considerado inicialmente un total de 35 variables explicativas descriptoras directas o indirectas de la disponibilidad de recursos hídricos, lugares de alimentación y de refugio, o de la facilidad que tendría un murciélago para desplazarse a través del paisaje en cada una de las estaciones de muestreo. Para la obtención de estas variables se han utilizado diferentes herramientas del programa de Información Geográfica ArcGis 10.1. Para muchas de ellas se ha estimado relevante considerar el posible efecto sobre los quirópteros de la escala a la que se cuantifiquen, por lo que se referencian en relación a tres superficies alrededor de cada punto de muestreo definidas por radios de 50, 150 y 4.000 m

Posteriormente se han empleado tres técnicas de análisis. En primer lugar se ha utilizado un procedimiento IT (Information Theoretic Approach). Este procedimiento asienta sus cimientos en la filosofía de que no hay modelos verdaderos, y que estos son solamente una aproximación de la realidad (Jørgensen & Fath, 2011). Se basa en la información Kullback–Leibler, que es la información que se pierde cuando se utiliza un modelo para aproximarse a la realidad (Burnham & Anderson, 2001). Existe una relación formal entre esta información y la máxima verosimilitud (Anderson *et al.*, 2001), y esta relación puede ser utilizada para

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

estimar la información Kullback–Leibler relativa esperada en base a la función de la máxima verosimilitud logarítmica (maximun log-likelihood). La estima se denomina criterio de información de Akaike (AIC) (Anderson *et al.*, 2000). El AIC también se basa en el principio de parsimonia, de forma que la incorporación de nuevas variables a un modelo se penaliza. El AIC puede ser utilizado para jerarquizar una serie de modelos en relación a cuánto se aproximan a la realidad. Del listado jerarquizado de modelos se puede calcular un peso Akaike para cada uno de ellos, que es una medida de la verosimilitud del modelo dados los datos (Johnson & Omland, 2004). Una vez clasificado el conjunto de modelos, puede no estar justificado utilizar sólo el modelo con el rango más elevado como el mejor, debido a la incertidumbre de selección, en especial cuando hay una serie de modelos con un peso similar, o cuando el peso del modelo que encabeza la clasificación es bajo. En estos casos se puede utilizar el promedio para producir el mejor modelo incluyendo aspectos de varios modelos. En todo caso, el AIC sólo jerarquiza modelos dentro del grupo creado. Si este conjunto de modelos se ajusta mal a los datos, sólo puede elegir el menos malo. Es por lo tanto importante que los modelos también sean juzgados por otro criterio que no sea el AIC (Eberhardt, 2003). En el caso que nos ocupa, se han calculado los valores de los coeficiente de determinación R^2 Marginal (para las variables fijas) y R^2 Condicional (para las partes fija y aleatoria de los modelos) como indicadores aproximados de la varianza explicada por cada modelo (Nakagawa *et al.*, 2017), utilizando el paquete performance (Lüdecke *et al.*, 2021).

El resultado de la aproximación IT depende de la calidad de la pregunta científica que se aborda (Anderson & Burnham, 2002; Johnson & Omland, 2004). Se aboga por un enfoque de pensamiento en el que sólo se testan hipótesis biológicamente factibles (Anderson & Burnham, 2002). Se debe prestar especial atención a las variables, de forma que sólo se utilicen aquellas que tengan una influencia biológica potencial, en lugar de aquellas que sean más fáciles de medir (Anderson & Burnham, 2002). Como ya se indicó, el cálculo del AIC se basa en el principio de parsimonia, e intenta seleccionar un buen modelo de aproximación. No asume que uno de los modelos candidatos es el modelo verdadero, o que tal modelo exista (Anderson & Burnham, 1999).

Los modelos candidatos creados se han explicado en apartados previos, y se recogen en la Tabla 3.4. Teniendo en consideración que la relación (n/K) entre el tamaño de muestra (n) y el número de parámetros de los modelos más complejos establecidos es menor que 40, se utilizó un criterio de información de segundo orden (AICc), siguiendo las recomendaciones de Burnham & Anderson (2002). Los valores AICc fueron calculados con la función *AICc* de la librería qpcR (Spiess, 2018). Cuanto menor sea el valor de AICc, mejor será el ajuste del modelo.

Los modelos fueron jerarquizados reescalando los valores AICc, de forma que el modelo con el valor AICc más bajo tiene el valor 0, a partir de la siguiente ecuación:

$$\Delta i = AICc_i - \min AICc$$

Cuanto mayor sea Δi, menos plausible es que el modelo ajustado i sea el mejor modelo de aproximación en el conjunto de modelos candidatos (Burnham & Anderson, 2002).

La verosimilitud del modelo dados los datos se calculó como los pesos Akaike (ωi). Estos pueden ser interpretados como probabilidades aproximadas de que el modelo i sea el mejor modelo de Kullback-Leibler en el conjunto de modelos considerados.

$$\omega i = \exp(-\Delta i/2) \,/\, \sum_{r=1}^{R} \exp(-\Delta i/2)$$

Como ya se indicó anteriormente, en lugar de usar solo el modelo con el mayor peso Akaike, promediar varios modelos permite que la inferencia se generalice. Burnham & Anderson (2002) sugieren que los modelos con rangos $\Delta i < 2$ son los más parsimoniosos; el

nivel de apoyo empírico para considerar a los modelos con rangos Δi de 4-7 como los mejores modelos K-L sería considerablemente menor; y para los modelos con rangos Δi > 10, esencialmente ninguno. También señalan que si los pesos de los modelos son sumados secuencialmente empezando por el mejor modelo hasta alcanzar un total de ≥ 0,95, estos modelos pueden ser utilizados como un 95% de certeza (Burham & Anderson, 2002). En los presentes análisis no se han promediado los resultados de los modelos, ya que el objetivo del ajuste de los mismos no es predictivo.

La evaluación de la importancia relativa de las variables predictoras se puede hacer sumando los pesos Akaike de todos los modelos que contengan una variable determinada (Burnham & Anderson, 2001). Esto permite que la importancia se base en el conjunto de todos los modelos en vez de solamente en el modelo con el rango más alto. En el presente análisis se ha calculado la importancia de todas las variables. Teniendo en cuenta que las variables no están presentes en un mismo número de modelos, por lo que la suma de los pesos Akaike no puede ser comparada directamente, se procedió a dividir esta cantidad por el número de modelos en los que estaban presentes.

A modo de segunda técnica de análisis se ajustaron modelos univariantes con todas las variables seleccionadas; se extrajo el valor AICc de cada modelo, y se ordenaron estos de menor a mayor. Al modelo univariante con el valor AICc más bajo se le incorporó la variable con el segundo valor AICc más bajo; si la incorporación de la misma reducía el valor del AICc, esta segunda variable era retenida en el modelo; de no hacerlo se testaba la siguiente variable; y así sucesivamente, hasta quedarse con un único modelo. En este proceso sólo se han testado las variables más informativas que el modelo nulo. Equivale a una modelización paso a paso hacia adelante. Se descartó la posibilidad de utilizar el valor del coeficiente de determinación R^2 marginal como criterio de selección, ya que Nakawaga *et al*. (2017) no recomiendan su uso para este propósito.

Por último, para ampliar el alcance de los análisis, los mejores modelos seleccionados a través de las dos técnicas anteriores, fueron ajustados nuevamente incorporando explícitamente la componente espacial de los datos, en sustitución de la componente aleatoria para la variación entre parques eólicos.

Para desarrollar estos análisis se siguieron las metodologías desarrolladas por Zuur *et al*. (2017) y Zuur & Ieno (2018), adaptando los códigos contenidos en estas publicaciones a las necesidades específicas de los datos de la presente tesis doctoral. Para todo ello se ha utilizado la librería INLA (Rue *et al*., 2009). INLA requiere de la definición de una malla espacial (mesh), que se construye en función de las distancias existentes entre los puntos de muestreo y la escala a la que se desea explorar la componente espacial de los datos. En el caso que nos ocupa se consideró adecuado utilizar 1 km como distancia a la que se podría esperar dependencia en los datos de abundancia de quirópteros.

1.4.6.2.4. Preparación de datos y análisis exploratorios preliminares de las variables meteorológicas

En el caso de los análisis del efecto de las variables meteorológicas sobre los patrones de actividad de los murciélagos, en primer lugar se exploraron los datos disponibles a través de las funciones –str", –summary" y –na_count". Con esta última función se localizaron y eliminaron los valores NA. Las variables consideradas en estos análisis han sido la velocidad del viento, la temperatura, la cobertura de nubes, la presencia o no de niebla, el porcentaje de disco lunar, la presencia o no de aerogenerador, la presencia o no de aerogenerador en funcionamiento, la hora, la fecha del muestreo, la etapa vital (épocas pre-reproductora, reproductora y post-reproductora), el año, el punto de muestreo y el parque

USC DE COMPOSTELA

eólico. Posteriormente se le asignó el tipo factor a las variables que lo precisaban. También se estandarizaron las variables continuas utilizando su media y respecto a dos veces su desviación estándar (Gelman & Hill, 2006, pp. 55-56), para poder comparar mejor la importancia relativa de variables originales medidas en origen a escalas muy diferentes.

Posteriormente se abordó una exploración gráfica (diagrama de puntos y cajas y –xyplots") y numérica pormenorizada de los datos de pasos totales por niveles del factor niebla, valores medios de pasos por parque con las dos clases consideradas (presencia/ausencia), y se calculó el número de datos que había por parque y nivel del factor. Así, en el caso de SBPC, se observan tan sólo 5 líneas de datos con niebla (850 sin ella); en ASB-APC, tan sólo 18 líneas con niebla (741 sin ella); y en Testeiro, tan sólo 40 líneas de datos con niebla (391 sin ella). En general se observa una muy escasa existencia de datos en días con niebla respecto a días sin niebla. Por este motivo, y a la vista de una coincidencia muy elevada de los días con niebla con elevadas coberturas de nubes, se optó por no utilizar la variable niebla, y considerar su posible efecto integrado en gran medida en la cobertura de nubes.

Igualmente se desarrolló una exploración similar a la anterior de los pasos totales de quirópteros en relación a la presencia y funcionamiento de los aerogeneradores; y de la variable viento en relación a la presencia y al funcionamiento de los aerogeneradores. En general, se observa que existen vientos superiores en los puntos con aerogenerador que en aquellos sin aerogenerador. A falta de analizar el tipo de vegetación que existe en cada tipo de punto, la altitud diferencial sería un factor que podría explicar ese hecho.

Siguiendo a Zuur *et al.* (2017), se buscaron valores extremos en la variable dependiente (Dean & Lundy, 2016) y en las covariables con la función Mydotplot; posteriormente se exploraron los valores de inflación de varianza (VIF) y se determinaron los niveles de colinearidad. La correlación más importante se da entre cobertura de nubes y niebla, con casi 0,5 (los días de niebla se concentran en aquellos de cobertura elevada de nubes). Sin problema aparente de inflación de varianza ni de correlación entre variables, aunque añadamos las variables f_funaero" (aerogenerador funcionando o parado) o "f_aero" (presencia o ausencia de aerogenerador).

Se exploró además la cantidad de ceros existentes (Martin *et al.*, 2005; Wenger & Freeman, 2008; Blasco-Moreno *et al*., 2019), resultando un total de 3.580 ceros (de 4.496 observaciones, 80%) para la variable pasos totales de quirópteros (pastot). En la mayoría de las ocasiones, el valor observado en los muestreos es cero, con porcentajes muy importantes tanto en el total de pasos como para los pasos de cualquier grupo fónico. Para ilustrar esta realidad, en las Tablas 1.8 y 1.9 se recoge, respectivamente, el número de estaciones con 0 positivos sobre el total de estaciones muestreadas, y las estaciones de muestreo en las que no se registraron quirópteros, por parque y año.

Tabla 1.8. Distribución del número de estaciones con 0 positivos sobre el total de estaciones muestreadas por parque eólico y año. Entre corchetes se recoge el número de visitas realizadas.

	2006	2007	2008	2009	2010
ASB_APC	8/18 [6]	0/18 [10]	1/18 [7-10]	1/18 [9-10]	2/18 [4-6]
Masgalán	2/10 [9]	3/10 [9]	2/10 [9-10]	1/10 [9-10]	5/10 [4-5]
Meda_AM	7/22 [4-6]	9/22 [7-8]	10/24 [6-8]	8/24 [6-8]	11/23 [3-5]
Outeiro_Coto	5/16 [7]	5/16 [10]	7/16 [8-9]	3/16 [10]	6/16 [9]
SB_PC	2/20 [8-9]	2/20 [9-10]	0/20 [9]	0/20 [10]	2/20 [5]
Sil	1/17 [5]	1/17 [8]	0/17 [8]	3/17 [8]	4/17 [4-5]
Testeiro	4/10 [9]	3/10 [9]	9/10 [10]	7/10 [10]	3/10 [4-5]

USC DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Tabla 1.9. Distribución anual de las estaciones de muestreo en cada parque eólico en las que no se registraron quirópteros.

	2006	2007	2008	2009	2010
ASB_APC	50, 55, 71, 72, 73, 75, 76, 126	-	49	50	59, 126
Masgalán	5, 6	1, 2, 6	2, 6	7	2, 3, 4, 5, 6
Meda_AM	13, 21, 22, 23, 24, 29, 32	12, 16, 19, 24, 25, 27, 28, 29, 30	13, 14, 17, 18, 19, 23, 24, 26, 32, 36	17, 18, 20, 21, 23, 24, 25, 26	12, 15, 20, 21, 22, 23, 27, 28, 32, 35, 36
Outeiro_Coto	92, 94, 96, 97, 105	91, 92, 96, 105, 106	92, 96, 99, 100, 104, 105, 106	96, 98, 99	92, 94, 96, 97, 99, 106
SB_PC	67, 69	66, 68	-	-	68, 69
Sil	115	122	-	120, 121, 122	101, 112, 119, 123
Testeiro	82, 84, 87, 90	83, 85, 88	81, 82, 83, 85, 86, 87, 88, 89, 90	81, 85, 86, 87, 88, 89, 90	87, 88, 89

Se procedió a representar también, para cada parque eólico y año, el número de pasos totales para cada estación a lo largo de la fecha, con un ajuste ~~l~~oess", para facilitar la interpretación de algún patrón no lineal. Estas representaciones gráficas (consultar Figuras 1.7 y 1.8, a modo de ejemplo), permiten detectar diferencias entre estaciones en las tendencias temporales del número de pasos total de quirópteros (pastot). Además, en el conjunto de datos seleccionados hay 784 observaciones para el año 2006, 1.022 para 2007, 989 para 2008, 1.041 para 2009, y 608 para 2010.

Se ha explorado el posible efecto de la ubicación temporal de los muestreos con respecto a la puesta del Sol en cada estación/parque/año. Testeiro y Masgalán son los únicos parques eólicos con 10 estaciones de muestreo (los demás parques tienen entre 16 y 24 estaciones), por lo que el tiempo de trabajo permitió muestrear la totalidad de las estaciones de ambos parques cada noche, y al muestrearse de manera conjunta pero "alterna" (o bien primero todas las estaciones de Masgalán y posteriormente todas las estaciones de Testeiro, o a la inversa), se ha creado un patrón "en sierra" para ambos parques, pero por lo menos sin sesgar respecto a la presencia o ausencia de aerogenerador. En el resto de los parques eólicos, todas sus estaciones se muestrearon al completo en cada visita (aunque el día de visita no coincida para distintos parques eólicos, pero en cada parque se muestrean todas las estaciones). Al cambiar el orden de muestreo de las distintas estaciones en las diferentes noches de trabajo, se aleatorizó el momento concreto de muestro de una estación determinada.

Se ha explorado también la distribución de las horas de muestreo por estación y en relación a la presencia o ausencia de aerogenerador para cada parque eólico y año. En todos los años hay estaciones que se muestrean en un intervalo de tiempo más corto que otras a lo largo de las distintas fechas de muestreo (por su posición central en el parque eólico, aunque se modifique el orden de trabajo, estas estaciones quedan más o menos en la misma posición en cada secuencia de muestreo), pero esa diferencia no obedece a ningún patrón de presencia/ausencia de aerogenerador. En el caso de ASB-APC hay tres estaciones que se muestrearon sistemáticamente "tarde" desde la puesta de sol (52, sin aero, y 49 y 53, con aero) los años 2007 y 2008. En 2009, en el parque Meda-AM, hay tres estaciones que se muestrearon en general más "tarde" que el resto (16, 28, 29, las tres sin aerogenerador). Y en 2010 hay algunas estaciones en el parque Sil que se muestrearon en general "temprano" (en

USC DE COMPOSTELA

particular, 120, 121, 122). A modo de conclusión, no se observan problemas en relación con la hora de realización de los muestreos en las distintas estaciones de trabajo, por lo que no se ha incorporado como variable explicativa en los análisis.

Se ha explorado igualmente el posible efecto del funcionamiento del aerogenerador, aunque los resultados no han sido concluyentes, por el tipo y cantidad de datos disponibles, y no se recogen aquí.

1.4.6.2.5. Proceso de modelización frecuentista

A la vista de los resultados anteriores, se estimó oportuno analizar inicialmente un conjunto reducido de datos, para intentar desarrollar un procedimiento de análisis que no "sufriera" por la elevadísima variabilidad espacio-temporal observada en el conjunto global de datos (muchísimos ceros en el total de datos; quizás demasiadas combinaciones estación(parque eólico)/año sin ningún valor positivo en el número total de pasos- 'pastot', y muchas otras con un solo valor positivo en la serie anual; gran variabilidad en la evolución temporal de 'pastot' dentro de las combinaciones estación(parque eólico)/año, probablemente confundida por todas las situaciones anteriores,…). Se ha trabajado, por tanto, con un proceso de una frecuencia muy reducida (presencia + abundancia de quirópteros en las áreas muestreadas), e introducir en un análisis inicial el conjunto de datos podría dificultar considerablemente el ajuste de un modelo matemático para explicar la variabilidad observada en ese proceso "raro", así como su posterior interpretación.

Al nivel inferior de toma de datos (diferentes mediciones a lo largo del tiempo en una misma estación de muestreo) (Hulbert, 1984; Miller & Anderson, 2004) hay muy poca variabilidad debido al gran número de resultados iguales (0) en 'pastot' (consultar Figuras 1.7 y 1.8).

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

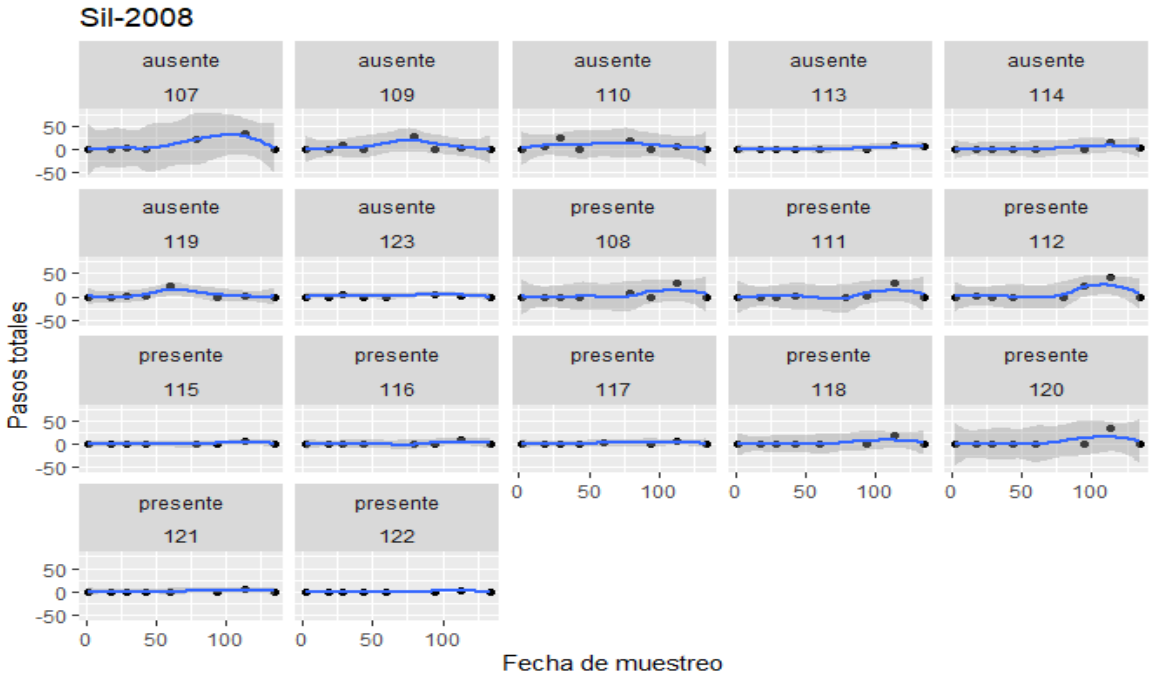


Figura 1.7. Distribución temporal del número de pasos totales de quirópteros en cada estación de muestreo en el parque eólico Sil en el año 2008. Se especifica en cada caso la presencia o ausencia de aerogenerador.

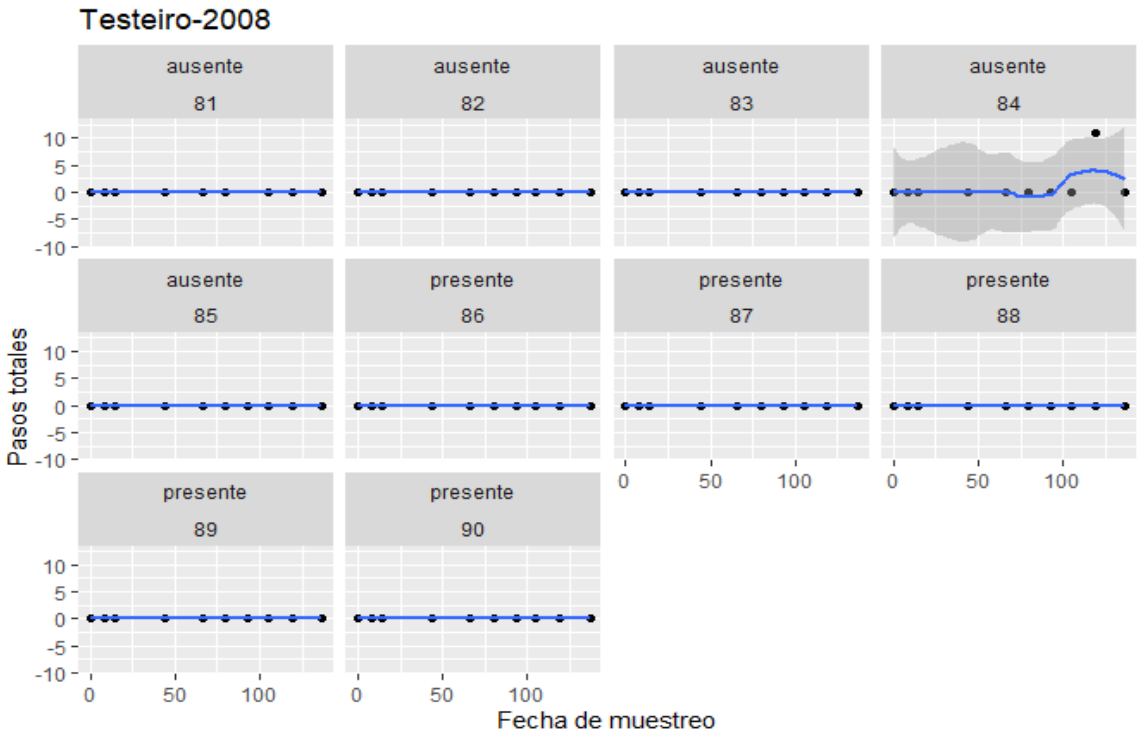


Figura 1.8. Distribución temporal del número de pasos totales de quirópteros en cada punto de muestreo en el parque eólico Testeiro en el año 2008. Se especifica en cada caso la presencia o ausencia de aerogenerador.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

En base a lo señalado por Finch *et al.* (2014) (página 40 y capítulo 5), en los datos que se analizan hay dos estructuras, una anidada a nivel espacial, con los puntos de muestreo anidados dentro de cada parque; y otra "cruzada" (crossed) a nivel temporal: distintas fechas de muestreo en cada año, donde en cada distinta fecha se muestrean solo algunos de los puntos en los distintos parques. En el contexto de una modelización multinivel (MLM), el nivel 1 serían las medidas repetidas en cada punto, el nivel 2 los puntos de muestreo, y el nivel 3 los parques eólicos (Figura 1.6).

Se han ajustado modelos lineales generalizados mixtos (glmm) ya que, como quedó especificado anteriormente, las observaciones obtenidas están correlacionadas, por lo que se precisa de la evaluación de efectos aleatorios (Harrison *et al*., 2018; Fox & Weisburg, 2019). Para el ajuste de los modelos se han utilizado los paquetes lme4 (Bates *et al.*, 2015) y glmmTMB (Brooks *et al*., 2017).

En las Figuras 1.9 y 1.10 se ilustra la distribución de los datos del número de pasos de quirópteros en cuatro minutos en relación a las tres variables utilizadas como factores aleatorios en los modelos: punto de muestreo, parque eólico y año.

La idoneidad del ajuste de los diferentes modelos explorados se ha comprobado a través de la utilización de diversas funciones (Fox, 2003; Fox & Hong, 2009; Fox & Weisburg, 2018). Entre las principales utilizadas se encuentran las siguientes:

- confint(): función de la librería "glmmTMB" que calcula intervalos de confianza para uno o más parámetros de un modelo ajustado.
- equivalence_test(): función de la librería "parameters", calcula un test de equivalencia condicional para modelos frecuentistas. En base a Campbell & Gustafson (2018), la equivalencia práctica se rechaza cuando el coeficiente es estadísticamente significativo. Cuando el efecto no es significativo y los intervalos de confianza estrechos están completamente dentro de la región de equivalencia práctica (ROPE, del inglés *Region of Practical Equivalence*), se acepta la hipótesis nula H_0, de lo contrario permanece indeciso.
- check_model(): función de la librería "performance", permite una comprobación visual de varias asunciones de cualquier modelo (normalidad de los residuos, normalidad de los efectos aleatorios, relaciones lineales, homogeneidad de la varianza, multicolinearidad). Al emplear la opción panel=FALSE, se producen gráficas para cada diagnóstico (si panel=TRUE, se ajustan todos los gráficos realizados en un único panel).
- r2(): función de la librería "performance", calcula el valor de r^2, o coeficiente de determinación, para distintos objetos del modelo. Dependiendo del tipo de modelo, se obtienen valores de R^2, pseudo-R^2, o R^2 marginal/ajustado.
- fixef(): función de la librería "glmmTMB", extrae los efectos fijos de un modelo ajustado con glmmTMB, tanto para el modelo condicional como para la parte correspondiente a "zero-inflation".
- ranef(): función de la librería "glmmTMB", extrae los efectos aleatorios de un modelo ajustado con glmmTMB, tanto para el modelo condicional como para la parte correspondiente a "zero-inflation".

Se han realizado además simulaciones con cada modelo para valorar su ajuste, empleando las herramientas de la librería "DHARMa":

- Gráfico QQ para los residuos, similar al obtenido mediante la función check_normality() de la librería "performance".
- Residuos esperados frente a residuos observados; y análisis de los residuos frente a cada uno de los factores considerados.
- Test de dispersión de los datos, para detectar o no la existencia de diferencias significativas con respecto a la frecuencia de los valores en las simulaciones.

USC DE COMPOSTELA

- Test de inflación de ceros, para detectar diferencias significativas respecto a la frecuencia de valores 0 en las simulaciones.

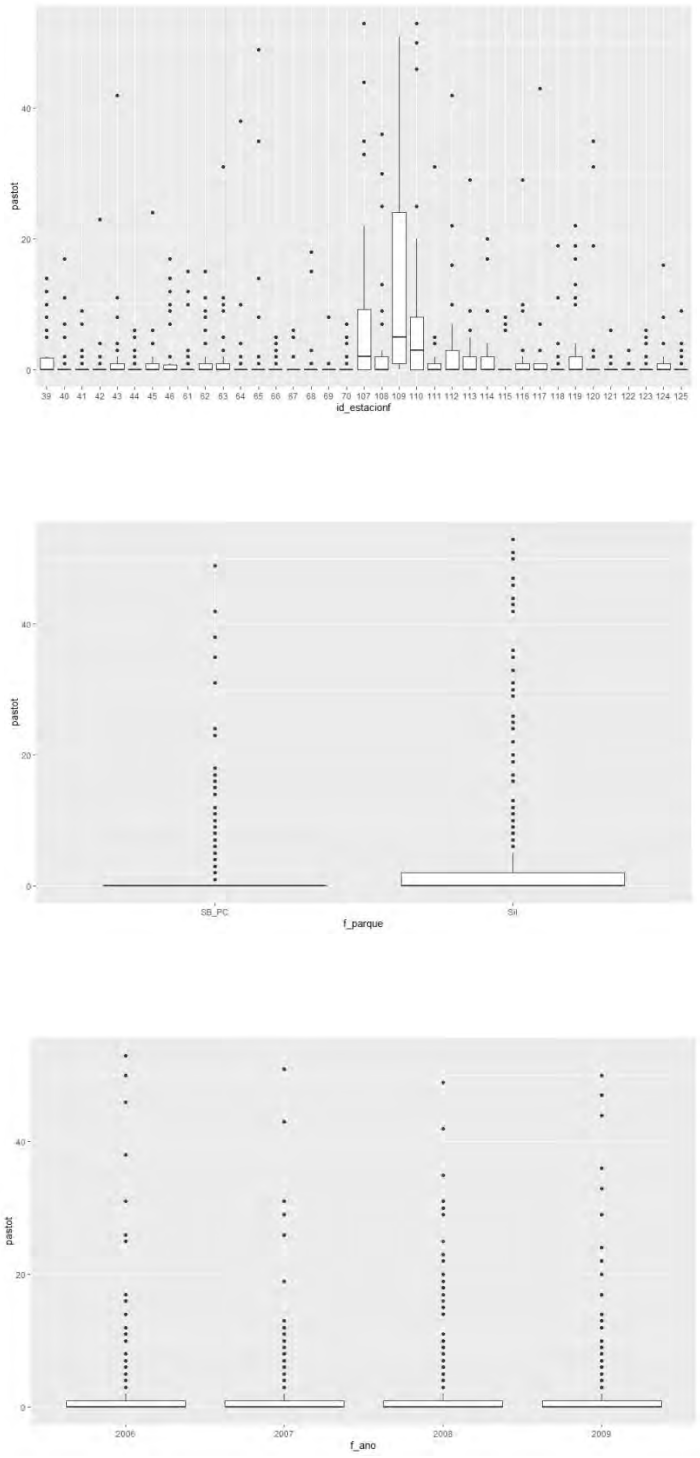


Figura 1.9. Representación gráfica del número de pasos total de quirópteros por estación, parque y año de los datos de los parques eólicos SBPC y Sil, periodo 2006-2009.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

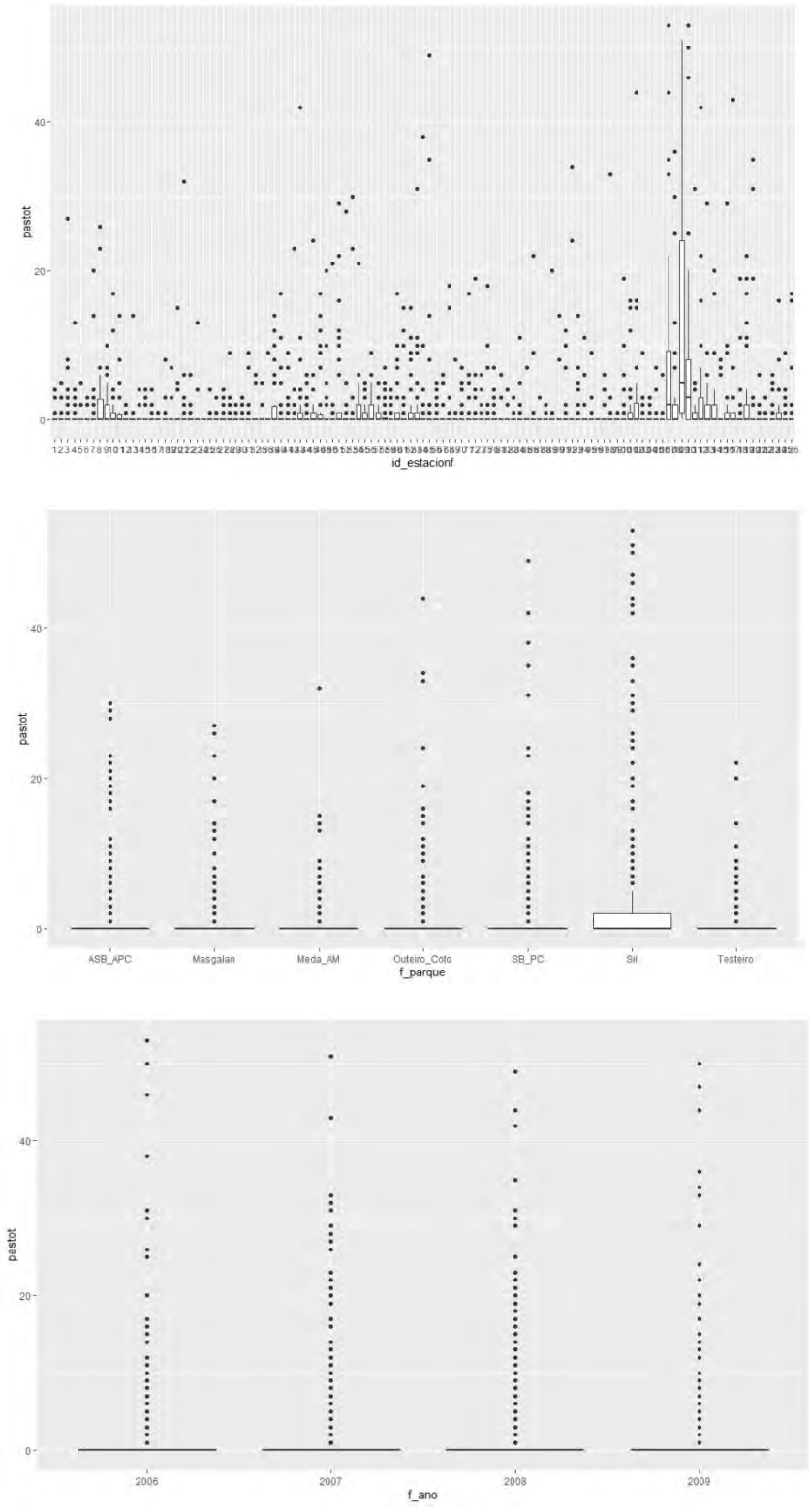


Figura 1.10. Representación gráfica del número de pasos total de quirópteros por estación, parque y año de los datos de todos los parques eólicos, periodo 2006-2009.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Modelos exploratorios utilizando separadamente los datos de 2009 de los parques SB-PC y Sil

Inicialmente se han explorado diversos modelos utilizando separadamente los datos de 2009 de los parques SB-PC y Sil (modelo neutro sólo con factores aleatorios: 1|estacion; con fecha de muestreo: fecha + (fecha|estacion); añadiendo las variables explicativas viento, temperatura, disco lunar, niebla, cobertura de nubes y aerogenerador; eliminando nubes; eliminando niebla; incorporando etapa vital). Se han detectado problemas de singularidad en estos modelos, vinculados tanto a los valores observados dentro de una misma estación de muestreo, como a la incorporación de la fecha como factor. Que un modelo sea singular significa que algunas ~~"d~~imensiones" de la matriz de varianza-covarianza se han estimado exactamente como cero. Para los efectos aleatorios escalares, como los modelos con intersección + pendiente (intercept + slope), la singularidad es relativamente fácil de detectar, porque conduce a estimaciones de varianza del efecto aleatorio de (casi) cero, o estimas de correlación que son (casi) exactamente -1 o 1 (Lüdeke *et al*., 2021a).

Modelos exploratorios utilizando los datos de los años 2006 a 2009 de los parques SB-PC y Sil

Posteriormente se han ajustado modelos a los datos de los parques eólicos SB-PC y Sil, aquellos que cuentan con el menor número de combinaciones estación/año con todos los valores negativos para 'pastot' y tienen un número de estaciones elevado (20 y 17, respectivamente), pero solo utilizando los de los años 2006 a 2009, dejando de lado el año 2010, en el que no se desarrollaron muestreos en los meses de septiembre y octubre.

Utilizando comandos específicos para el entorno del lenguaje R (R Core Team, 2022) , se han definido diferentes modelos con las variables explicativas consideradas, con el objetivo de, además de determinar su capacidad para explicar la variabilidad en la presencia y abundancia de los quirópteros, explorar el efecto en el ajuste de los mismos de: 1) la consideración o no de un exceso de ceros, 2) la incorporación de las variables parque eólico y año en la parte aleatoria o en la fija, 3) la consideración o no del efecto de la cobertura de nubes y del disco lunar (las variables a priori con un efecto menor), y 4) la función matemática utilizada (en este caso la función glmer.nb de la librería lme4, frente a la función glmmTMB de la librería glmmTMB) (es de esperar que la diferencia entre modelos se deba al distinto sistema de cálculo de intervalos de confianza de los factores aleatorios, quizás porque glmmTMB considera parte condicional y parte zi del modelo, y lme4 solo parte condicional; glmer sigue como método de ajuste una Gauss-Hermite quadrature, que es más precisa que la que utiliza glmmTMB, una aproximación de Laplace; Bolker *et al*., 2009; Bolker, 2022 http://bbolker.github.io/mixedmodels-misc/glmmFAQ.html#model-definition).

La parte aleatoria de los modelos ha sido especificada como x|g, donde ~~"x~~" es un efecto, y ~~"g~~" es un factor de agrupación, de la siguiente manera, teniendo en cuenta la estructura de los datos:

1) fecha|año = el efecto de la fecha del muestreo agrupada por años; un modelo con variación aleatoria de la pendiente en función de la fecha del muestreo a lo largo de los años considerados; para determinar si hay diferencias entre años (datos longitudinales a lo largo del tiempo cada año).

2) 1|parque/estacion = un modelo con efectos aleatorios anidados, con el punto de muestreo (estación) anidado en parque, y con la misma pendiente para todos los puntos de muestreo/parque; para determinar la existencia de diferencias entre puntos de muestreo teniendo en cuenta su pertenencia a un determinado parque eólico.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

3) Fecha|parque/estacion = un modelo con variación aleatoria de la pendiente en función de la fecha de muestreo para cada punto de muestreo/parque; para determinar si hay diferencias entre puntos de muestreo a lo largo del tiempo, teniendo en cuenta su pertenencia a un determinado parque eólico.

Como distribución de contraste se ha utilizado una binomial negativa (debido a una sobredispersión de los datos, siendo el valor de la varianza del número de pasos de quirópteros superior a la media). En concreto, los modelos nlme4 se han ajustado con la función glmer.nb; y los modelos glmmTMB con la función glmmTMB y una distribución de contraste ~~–n~~binom2" (la varianza aumenta cuadráticamente con la media; Brooks *et al.*, 2017). En este segundo caso se han ajustado tanto modelos con inflación de ceros como modelos sin inflación de ceros. Los modelos glmmTMB con inflación de ceros lo que hacen es ajustar separadamente dos modelos, un modelo condicional, y un modelo inflado de ceros que describe la probabilidad de observar un cero extra que no es generado por el modelo condicional. La inflación de ceros crea una masa puntual extra de ceros en la distribución de respuesta; la distribución general es una mezcla del modelo condicional y del modelo con inflación de ceros (Brooks *et al.*, 2017). glmmTMB es rápido y flexible; utiliza estimadores de máxima verosimilitud (al igual que lme4); la estimación se realiza usando Template Model Builder (TMB), utilizando una diferenciación automática para estimar los gradientes del modelo, y la aproximación de Laplace para el manejo de efectos aleatorios (al igual que lme4) (Brooks *et al.*, 2017).

Los modelos fueron validados analizando el comportamiento de los residuos (residuos de Pearson) frente a los valores ajustados y frente a cada una de las covariables, a través de técnicas de simulación utilizando diversas funciones del paquete DHARMA (Hartig, 2022). La cantidad de variabilidad explicada fue explorada a través de la función r2 del paquete performance (Lüdecke *et al*., 2021a).

Se han explorado un total de 37 modelos, 16 incorporando las variables parque y año como factores aleatorios (Tabla 1.10), y 21 incorporándolas como factores fijos (Tabla 1.11). Se ha observado que los modelos que incorporan estas variables como factores fijos mejoran, en términos de AIC, aquellos que las incluyen como aleatorias y, dentro de los primeros, los que mejor ajustan son los modelos con inflación de ceros (zero inflation-zi), los que no consideran efectos aleatorios en la parte zi, y los que sólo consideran el efecto del viento y de la temperatura (Tabla 1.12).

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Tabla 1.10. Modelos exploratorios, con las variables parque y año incorporadas como factores aleatorios, ajustados con los datos de los parques eólicos Serra do Burgo-Pena da Cruz y Sil, y los años 2006 a 2009. En todos los modelos la variable dependiente es el número de pasos de quirópteros en 4 minutos. Variables estandarizadas para viento, temperatura, nubes cobertura y luna (porcentaje de disco lunar). La distribución de contraste en todos los modelos glmmTMB fue una binomial negativa 2 (nbiom2); los modelos lme4 se ajustaron con la función glmer.nb. ziformula= ~. = incorpora en la parte "zero-inflation" del modelo las mismas variables que en la parte condicional; ziformula= ~0 = señala que se ha eliminado la parte "zero-inflation" del modelo.

Modelo condicional	Modelo zero inflation	Identificador del modelo
Modelo neutro		
~ 1 + (1|parque/estacion)	ziformula= ~.	SB_PC_Sil_06_09_zinb00_glmmTMB
	ziformula= ~0	SB_PC_Sil_06_09_nb00_glmmTMB
	-	SB_PC_Sil_06_09_nb00_lme4
Con fecha de muestreo		
~ fecha + (fecha|parque/estacion)+ (fecha|año)	ziformula= ~.	SB_PC_Sil_06_09_zinb000_glmmTMB
	ziformula= ~0	SB_PC_Sil_06_09_nb000_glmmTMB
	-	SB_PC_Sil_06_09_nb000_lme4
Con variables explicativas		
~viento + temp + nubes +luna + aero + viento:aero + fecha + (fecha|parque/estacion)+ (fecha|año)	ziformula= ~.	SB_PC_Sil_06_09_zinb00a_glmmTMB
	ziformula= ~viento + temp + nubes +luna + aero + viento:aero	SB_PC_Sil_06_09_zinb00a2_glmmTMB
	ziformula= ~0	SB_PC_Sil_06_09_nb00a_glmmTMB
	-	SB_PC_Sil_06_09_nb00a_lme4
Sin nubes y sin luna		
~viento + temp + aero + viento:aero + fecha + (fecha|parque/estacion)+ (fecha|año)	ziformula= ~.	SB_PC_Sil_06_09_zinb00b_glmmTMB
	ziformula= ~0	SB_PC_Sil_06_09_nb00b_glmmTMB
	-	SB_PC_Sil_06_09_nb00b_lme4
Con viento y temperatura		
~viento + temp + fecha + (fecha|parque/estacion)+ (fecha|año)	ziformula= ~.	SB_PC_Sil_06_09_zinb00c_glmmTMB
	ziformula= ~0	SB_PC_Sil_06_09_nb00c_glmmTMB
	-	SB_PC_Sil_06_09_nb00c_lme4

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Tabla 1.11. Modelos exploratorios, con las variables parque y año incorporadas como factores fijos, ajustados con los datos de los parques eólicos Serra do Burgo-Pena da Cruz y Sil, y los años 2006 a 2009. En todos los modelos la variable dependiente es el número de pasos de quirópteros en 4 minutos. Variables estandarizadas para viento, temperatura, nubes cobertura y luna (porcentaje de disco lunar). La distribución de contraste en todos los modelos glmmTMB fue una binomial negativa 2 (nbiom2); los modelos lme4 se ajustaron con la función glmer.nb.; ziformula= ~. = incorpora en la parte "zero-inflation" del modelo las mismas variables que en la parte condicional; ziformula= ~0 = señala que se ha eliminado la parte "zero-inflation" del modelo. El símbolo * indica la interacción más los efectos principales. En negrita se destaca el modelo con el menor AIC de todos los ajustados.

Modelo condicional	Modelo zero inflation	Identificador del modelo
Modelo neutro		
~ 1 + (1|estacion)	ziformula= ~.	SB_PC_Sil_06_09_fijos_zinb00_glmmTMB
	ziformula= ~0	SB_PC_Sil_06_09_fijos_nb00_glmmTMB
	-	SB_PC_Sil_06_09_fijos_nb00_lme4
Con fecha de muestreo		
~ fecha + (fecha|estacion)	ziformula= ~.	SB_PC_Sil_06_09_fijos_zinb000_glmmTMB
	ziformula= ~0	SB_PC_Sil_06_09_fijos_nb000_glmmTMB
	-	SB_PC_Sil_06_09_fijos_nb000_lme4
Con variables explicativas		
~viento + temp + nubes +luna + aero + viento:aero + fecha + parque*año + (fecha|estacion)	ziformula= ~.	SB_PC_Sil_06_09_fijos_zinb00a_glmmTMB
	ziformula= ~ parque*ano	SB_PC_Sil_06_09_fijos_zinb00a2_glmmTMB
	ziformula= ~ viento + temp + nubes +luna + aero + viento:aero + parque*año	SB_PC_Sil_06_09_fijos_zinb00a3_glmmTMB
	ziformula= ~ 0	SB_PC_Sil_06_09_fijos_nb00a_glmmTMB
	-	SB_PC_Sil_06_09_fijos_nb00a_lme4
Sin nubes y sin luna		
~viento + temp + aero + viento:aero + fecha + parque*año + (fecha|estacion)	ziformula= ~.	SB_PC_Sil_06_09_fijos_zinb00b_glmmTMB
	ziformula= ~parque*año	SB_PC_Sil_06_09_fijos_zinb00b2_glmmTMB
	ziformula= ~ viento + temp + aero + viento:aero + parque*año	SB_PC_Sil_06_09_fijos_zinb00b3_glmmTMB
	ziformula= ~0	SB_PC_Sil_06_09_fijos_nb00b_glmmTMB
	-	SB_PC_Sil_06_09_fijos_nb00b_lme4
Con viento y temperatura		
~viento * temp + fecha + parque*año + (fecha|estacion)	ziformula= ~.	SB_PC_Sil_06_09_fijos_zinb00c_glmmTMB
	ziformula= ~parque*año	SB_PC_Sil_06_09_fijos_zinb00c2_glmmTMB
	ziformula= ~ viento*temp + parque*año	SB_PC_Sil_06_09_fijos_zinb00c3_glmmTMB
	ziformula= ~0	SB_PC_Sil_06_09_fijos_nb00c_glmmTMB
	-	SB_PC_Sil_06_09_fijos_nb00c_lme4

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Tabla 1.12. Diferencia entre el criterio de información de Akaike (AIC) de cada uno de los modelos ajustados con respecto al AIC del modelo con el valor más bajo. Modelos ajustados con los datos de los años 2006 a 2009 de los parques eólicos Serra do Burgo-Pena da Cruz y Sil. NC= no converge.

modelo	dAIC	df
SB_PC_Sil_06_09_fijos_zinb00c3_glmmTMB	0,0	27
SB_PC_Sil_06_09_fijos_zinb00b3_glmmTMB	9,5	29
SB_PC_Sil_06_09_fijos_zinb00a3_glmmTMB	10,6	33
SB_PC_Sil_06_09_fijos_nb00c_glmmTMB	31,9	17
SB_PC_Sil_06_09_fijos_nb00b_glmmTMB	34,9	17
SB_PC_Sil_06_09_fijos_nb00a_glmmTMB	35,2	19
SB_PC_Sil_06_09_fijos_nb00b_lme4	36,6	17
SB_PC_Sil_06_09_fijos_nb00a_lme4	36,6	19
SB_PC_Sil_06_09_fijos_zinb00c2_glmmTMB	36,7	24
SB_PC_Sil_06_09_fijos_zinb00b2_glmmTMB	39,5	25
SB_PC_Sil_06_09_fijos_zinb00a2_glmmTMB	41,9	27
SB_PC_Sil_06_09_nb00c_glmmTMB	56,1	15
SB_PC_Sil_06_09_nb00b_glmmTMB	59,3	16
SB_PC_Sil_06_09_nb00a_glmmTMB	59,4	18
SB_PC_Sil_06_09_nb00b_lme4	60,6	16
SB_PC_Sil_06_09_nb00a_lme4	60,7	18
SB_PC_Sil_06_09_zinb00_glmmTMB	147,0	7
SB_PC_Sil_06_09_fijos_zinb00_glmmTMB	148,8	5
SB_PC_Sil_06_09_nb000_lme4	157,1	12
SB_PC_Sil_06_09_nb00_glmmTMB	159,4	4
SB_PC_Sil_06_09_nb00_lme4	160,0	4
SB_PC_Sil_06_09_fijos_nb000_glmmTMB	160,3	6
SB_PC_Sil_06_09_fijos_nb00_glmmTMB	160,4	3
SB_PC_Sil_06_09_fijos_nb00_lme4	160,9	3
SB_PC_Sil_06_09_fijos_nb000_lme4	161,0	6
SB_PC_Sil_06_09_fijos_zinb000_glmmTMB	NA	11
SB_PC_Sil_06_09_zinb000_glmmTMB	NA	23
SB_PC_Sil_06_09_zinb00a_glmmTMB	NA	35
SB_PC_Sil_06_09_zinb00b_glmmTMB	NA	31
SB_PC_Sil_06_09_nb000_glmmTMB	NA	12
SB_PC_Sil_06_09_zinb00a2_glmmTMB	NA	25
SB_PC_Sil_06_09_zinb00c_glmmTMB	NA	29
SB_PC_Sil_06_09_fijos_zinb00a_glmmTMB	NC	-
SB_PC_Sil_06_09_fijos_zinb00c_glmmTMB	NC	-
SB_PC_Sil_06_09_fijos_nb00c_lme4	NC	-
SB_PC_Sil_06_09_fijos_zinb00b_glmmTMB	NC	-
SB_PC_Sil_06_09_nb00c_lme4	NC	-

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Modelos exploratorios utilizando los datos de los años 2006 a 2009 de todos los parques

También se han ajustado modelos al conjunto de datos de todos los parques y los años 2006 a 2009. En concreto se han explorado un total de 29 modelos, 12 incorporando las variables parque y año como factores aleatorios, y 17 incorporándolas como factores fijos (Tablas 1.13 y 1.14). Se ha observado que los modelos que incorporan estas variables como factores fijos mejoran, en general y en términos de AIC, aquellos que las incluyen como aleatorias y, dentro de los primeros, los que mejor ajustan son los modelos con inflación de ceros (zero inflation-zi) que no consideran efectos aleatorios en la parte zi, aunque entre los tres modelos con menor AIC se encuentra uno que incorpora a parque y año como factores aleatorios, tanto en la parte condicional como en la parte zi (Tabla 1.15).

Tabla 1.13. Modelos exploratorios, con las variables parque y año incorporadas como factores aleatorios, ajustados con los datos de todos los parques eólicos y los años 2006 a 2009. En todos los modelos la variable dependiente es el número de pasos de quirópteros en 4 minutos. Variables estandarizadas para viento, temperatura, nubes cobertura y luna (porcentaje de disco lunar).

Modelo condicional	Modelo zero inflation	Identificador del modelo
Modelo neutro		
~ 1 + (1|parque/estacion)	ziformula= ~.	TODOS_06_09_zinb00_glmmTMB
	ziformula= ~0	TODOS_06_09_nb00_glmmTMB
	-	TODOS_06_09_nb00_lme4
Con fecha de muestreo		
~ fecha + (fecha|parque/estacion) + (fecha|año)	ziformula= ~.	TODOS_06_09_zinb000_glmmTMB
	ziformula= ~0	TODOS_06_09_nb000_glmmTMB
	-	TODOS_06_09_nb000_lme4
Con variables explicativas		
~viento + temp + nubes +luna + aero + viento:aero + fecha + (fecha|parque/estacion) + (fecha|año)	ziformula= ~.	TODOS_06_09_zinb00a_glmmTMB
	ziformula= ~0	TODOS_06_09_nb00a_glmmTMB
	-	TODOS_06_09_nb00a_lme4
Con viento y temperatura		
~viento + temp + fecha + (fecha|parque/estacion) + (fecha|año)	ziformula= ~.	TODOS_06_09_zinb00c_glmmTMB
	ziformula= ~0	TODOS_06_09_nb00c_glmmTMB
	-	TODOS_06_09_nb00c_lme4

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Tabla 1.14. Modelos exploratorios, con las variables parque y año incorporadas como factores fijos, ajustados con los datos de todos los parques eólicos y los años 2006 a 2009. En todos los modelos la variable dependiente es el número de pasos de quirópteros en 4 minutos. Variables estandarizadas para viento, temperatura, nubes cobertura y luna (porcentaje de disco lunar). El símbolo * indica la interacción más los efectos principales. En negrita se destaca el modelo con el menor AIC de todos los ajustados.

Modelo condicional	Modelo zero inflation	Identificador del modelo
Modelo neutro		
~ 1 + (1|estacion)	ziformula= ~.	TODOS_06_09_fijos_zinb00_glmmTMB
	ziformula= ~0	TODOS_06_09_fijos_nb00_glmmTMB
	-	TODOS_06_09_fijos_nb00_lme4
Con fecha de muestreo		
~ fecha + (fecha|estacion)	ziformula= ~.	TODOS_06_09_fijos_zinb000_glmmTMB
	ziformula= ~fecha	TODOS_06_09_fijos_zinb0002_glmmTMB
	ziformula= ~0	TODOS_06_09_fijos_nb000_glmmTMB
	-	TODOS_06_09_fijos_nb000_lme4
Con variables explicativas		
~viento + temp + nubes +luna + aero + viento:aero + fecha + parque*año + (fecha|estacion)	ziformula= ~.	TODOS_06_09_fijos_zinb00a_glmmTMB
	ziformula= ~parque*año	TODOS_06_09_fijos_zinb00a2_glmmTMB
	ziformula= ~ viento + temp + nubes + luna + aero + viento:aero + parque*año	TODOS_06_09_fijos_zinb00a3_glmmTMB
	ziformula= ~0	TODOS_06_09_fijos_nb00a_glmmTMB
	-	TODOS_06_09_fijos_nb00a_lme4
Con viento y temperatura		
~viento + temp + fecha + parque*año + (fecha|estacion)	ziformula= ~.	TODOS_06_09_fijos_zinb00c_glmmTMB
	ziformula= ~parque*año	TODOS_06_09_fijos_zinb00c2_glmmTMB
	ziformula= ~ viento* temp + parque*año	TODOS_06_09_fijos_zinb00c3_glmmTMB
	ziformula= ~0	TODOS_06_09_fijos_nb00c_glmmTMB
	-	TODOS_06_09_fijos_nb00c_lme4

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Tabla 1.15. Diferencia entre el criterio de información de Akaike (AIC) de cada uno de los modelos ajustados con respecto al del modelo con el valor más bajo. Modelos ajustados con los datos de todos los parques eólicos, y de los años 2006 a 2009.

modelo	dAIC	df
TODOS_06_09_fijos_zinb00a3_glmmTMB	0,0	73
TODOS_06_09_fijos_zinb00c3_glmmTMB	17,8	67
TODOS_06_09_zinb00c_glmmTMB	33,7	29
TODOS_06_09_fijos_nb00a_glmmTMB	133,4	39
TODOS_06_09_fijos_zinb00c2_glmmTMB	139,5	64
TODOS_06_09_fijos_nb00c_glmmTMB	147,9	36
TODOS_06_09_fijos_nb00c_lme4	150,7	36
TODOS_06_09_nb00a_glmmTMB	155,4	18
TODOS_06_09_nb00a_lme4	156,0	18
TODOS_06_09_nb00c_glmmTMB	180,1	15
TODOS_06_09_nb00c_lme4	181,3	15
TODOS_06_09_zinb00_glmmTMB	456,1	7
TODOS_06_09_fijos_zinb00_glmmTMB	497,6	5
TODOS_06_09_nb000_lme4	503,2	12
TODOS_06_09_fijos_zinb0002_glmmTMB	515,8	8
TODOS_06_09_nb00_glmmTMB	531,8	4
TODOS_06_09_nb00_lme4	533,1	4
TODOS_06_09_fijos_nb000_lme4	538,2	6
TODOS_06_09_fijos_nb00_glmmTMB	562,6	3
TODOS_06_09_fijos_nb00_lme4	565,1	3
TODOS_06_09_fijos_zinb00c_glmmTMB	NA	71
TODOS_06_09_fijos_nb000_glmmTMB	NA	6
TODOS_06_09_zinb000_glmmTMB	NA	23
TODOS_06_09_zinb00a_glmmTMB	NA	35
TODOS_06_09_nb000_glmmTMB	NA	12
TODOS_06_09_fijos_zinb00a2_glmmTMB	NA	67
TODOS_06_09_fijos_zinb000_glmmTMB	NA	11
TODOS_06_09_fijos_zinb00a_glmmTMB	NC	-
TODOS_06_09_fijos_nb00a_lme4	NC	-

Valoración de los modelos explorados

Se han testado dos tipos de partes aleatorias, una más compleja, con la que se pretendía valorar tanto el efecto de la fecha del muestreo sobre el nivel de actividad de los quirópteros a lo largo de los años (fecha|año), como en cada punto de muestreo y parque (fecha|parque/estacion); es decir, manejando simultáneamente dos componentes, uno temporal (años) y uno espacial (estación y parque). Y una segunda parte aleatoria menos compleja, con la que se pretendía valorar el efecto de la fecha sobre la actividad de los quirópteros en cada punto de muestreo (fecha|estación), es decir, con un componente espacial simplificado (estación). Lo que se ha observado es que los datos analizados no soportan la estructura más compleja, simplemente porque no existen ni suficientes datos ni suficiente variabilidad dentro de los disponibles; así, para cada año, en una fecha concreta sólo se muestrea en un número reducido de estaciones, pertenecientes habitualmente a un mismo parque (excepto Masgalán y

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Testeiro, que se muestrean en una misma noche), es decir, la variabilidad a lo largo de cada año está ―filtrada" por este hecho, lo cual limita la valoración del efecto aleatorio fecha|año.

La diferencia entre los efectos aleatorios fecha|estacion y fecha|parque/estacion radica en que en este segundo caso se considera el efecto de la pertenencia de la estación a un determinado parque eólico, lo que de alguna manera complica el ajuste numérico de los modelos, que se ven afectados ya no solo por una reducida variabilidad dentro de cada estación, sino también por la reducida variabilidad existente entre las estaciones de distintos parques.

Por estos motivos los modelos que mejor se ajustan a los datos son los que valoran un efecto aleatorio más sencillo. En todo caso, sí se observa la necesidad de incorporar el efecto del parque y del año, ya que su incorporación en la parque fija de los modelos mejora su ajuste. Es igualmente necesario considerar la existencia de muchos ceros en los análisis, y no incorporar efectos aleatorios en la parte zero-inflation de los modelos. Los modelos que sólo incorporan las variables explicativas viento y temperatura mejoran además el ajuste, de lo que se podría deducir una mayor relevancia a la hora de explicar los niveles de actividad de los quirópteros de estas dos variables.

El número de parques eólicos (siete) y años analizados (cinco), son reducidos para lo que se recomienda deben contar las variables que se incorporan dentro de unos efectos aleatorios (Harrison *et al*., 2018).

La reducida variabilidad está vinculada a un elevado número de ceros. Este exceso de ceros puede ser resultado tanto de un tiempo limitado de muestreo, como realmente de un uso reducido por parte de los quirópteros de las áreas en las que se asientan los parques eólicos estudiados.

Lo arriba apuntado se repite a grandes rasgos tanto si se considera una base de datos limitada a los muestreos de los parques SB_PC y Sil, como si se considera el conjunto de todos los parques, aunque el incremento del tamaño de muestra ha permitido ajustar un modelo que incorpora parque y año como factores aleatorios tanto en la parte condicional como en la parte zi con el segundo menor valor AIC de los modelos ajustados.

1.4.6.2.6 Proceso de modelización bayesiano

Para ampliar el alcance de los análisis, se estimó necesario incorporar explícitamente las componentes espacial y espacio-temporal de los datos en el proceso de modelización, ya que desde un punto de vista biológico, no habría razón para pensar que la correlación espacial que encierran los datos analizados, se mantuviera constante a lo largo del tiempo. Sin embargo, la correlación espacio-temporal puede en realidad capturar señales que representen interacciones entre las covariables y los años si estas no se incluyen en el modelo (Zuur & Ieno, 2018).

Para desarrollar estos análisis se siguieron las metodologías desarrolladas por Zuur *et al*. (2017) y Zuur & Ieno (2018), adaptando los códigos contenidos en estas publicaciones a las necesidades específicas de los datos de la presente tesis doctoral. Para todo ello se ha utilizado la librería INLA (Rue *et al.*, 2009), que utiliza estadística bayesiana.

En análisis bayesianos se asume que los parámetros son cantidades estocásticas desconocidas, para las que se estima su distribución utilizando los datos. En este tipo de análisis se acaba con la probabilidad de un parámetro dados los datos, mientras que en un análisis frecuentista nos fijamos en la probabilidad de los datos dados los parámetros. Expresado de otra manera, en un análisis frecuentista se asume que existe solo una β y el análisis nos da una estima y un intervalo de confianza al 95%, y cuán probables (o

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

improbables) son los datos dadas las β. En un análisis Bayesiano no hay un valor fijo para β (Zuur *et al.*, 2017).

Para la resolución de los modelos espaciales es necesario seguir una serie de pasos, explicados por Zuur *et al.* (2017) (pp. 208 y 209). Según señalan estos autores, en la formulación de los modelos espaciales existe una componente denotada como u_i, que representa un efecto aleatorio (random intercept) que se asume está espacialmente correlacionado, y tiene una media 0 y una matriz de covarianza ∑. Se asume que las u_i están normalmente distribuidas; y se asume que la covarianza es de naturaleza Markoviana, lo que significa que solo las observaciones de los sitios vecinos están correlacionadas. Explican Zuur *et al.* (2017) que esto hace que las u_i sean un campo aleatorio Gausiano de Markov (Gaussian Markov random field - GMRF). La matriz de covarianza señalada, habitualmente suele ser grande (tiene tantas filas y columnas como el tamaño de la muestra), lo que puede suponer tiempos de computación importantes, por lo que se impone una función matemática a su estructura. Para ello se utiliza la función de correlación ―Matérn". Esta función tiene varios parámetros que deben ser estimados (kappa, que determina la distancia a la que la dependencia disminuye; y sigma_u, necesaria para convertir una matriz de correlación en una matriz de covarianzas). Una vez que se conocen esos parámetros, se conoce la matriz de covarianza ∑. Es necesario también la inversa de ∑.

Pero, señalan Zuur *et al.* (2017), existe una expresión matemática denominada SPDE (continuous domain Stochastic Partial Differential Equation). Cuando se resuelve esta ecuación, se pueden utilizar expresiones simples para calcular los parámetros de correlación Matérn como una función de los parámetros SPDE. Por lo tanto el problema se traslada a la resolución de la ecuación SPDE. Para hacerlo es necesario establecer una malla densa de triángulos en el área de muestreo, denominada ―mesh". Todos estos triángulos están conectados a través de sus bordes, y sus puntos finales se denominan vértices. Finalmente se aplica un enfoque de elementos finitos (*finite element approach*), lo que significa que para cada vértice se obtiene un valor w_k, donde k es un índice para los vértices; para cada vértice se obtiene un valor w_k. Estos w_k también forman un GMRF (Gaussian Markovian Random Field). El SPDE es utilizado para obtener los w_k y su matriz de covarianzas. Una vez que se tienen los w_k se pueden calcular los u_i como una suma ponderada (*weighted sum*) de factores conocidos a_{ik} veces los w_k (Zuur *et al.*, 2017, p 209).

Se termina con la distribución posterior de los u_i (los efectos aleatorios espacialmente correlacionados en las localidades de muestreo), y también con la de los wk. Estos últimos pueden ser representados, para obtener una impresión de los patrones espaciales del modelo.

A modo de síntesis, para implementar el proceso completo en R-INLA, es necesario realizar los siguientes pasos:

1) Definir una malla.
2) Definir los factores de ponderación aik (también denominados matriz proyector-projector matrix).
3) Definir el SPDE.
4) Definir un campo espacial.
5) Hacer una agrupación (stack). En este proceso se le indica a R-INLA en que puntos de la malla se efectuaron muestreos de la variable respuesta y de las covariables. Es necesario también informar a R-INLA (a través del stack) en que puntos de la malla tenemos cualquier otro posible término.
6) Especificar la fórmula del modelo en términos de la variable respuesta, covariables, y el término espacialmente correlacionado.
7) Correr el modelo.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

8) Inspeccionar los resultados.

Como se indicó, R-INLA requiere de la definición de una malla (mesh), que se construye en función de las distancias existentes entre los puntos de muestreo y la escala a la que se desea explorar la componente espacial de los datos. En el caso que nos ocupa se consideró adecuado utilizar 1 km como distancia a la que se podría esperar dependencia en los datos de presencia/abundancia de quirópteros, de lo que se derivan 50.271 vértices si se consideran todos los parques eólicos muestreados, y la necesidad por lo tanto del cálculo de otros tantos valores wk.

Los puntos de muestreo pueden quedar ubicados bien en un vértice, o bien en cualquier otro lugar de uno de los triángulos que definen la malla (mesh). Si una localidad de muestreo i está en un vértice k, entonces el valor u_i es igual al valor w_k. Si una localidad de muestreo está en el interior de un triángulo, el valor u_i es una media ponderada de los valores w_k de los tres vértices que lo rodean. Para el cálculo conjunto de los u_i se emplea la siguiente expresión:

$u_i = \sum_{k=1}^{n} a_{ik} \times w_k$; donde a_{ik} son funciones de peso conocidas. A modo de ejemplo, si el punto de muestreo i = 10 está en el vértice 342 de un total de 500 vértices de nuestra área de estudio, como resultado todos los a10,1 , … a10, 500 valores son iguales a 0 excepto para a10, 342, que es 1. El programa estimará todos los w1, … w500, pero sólo w342 afectará al cálculo de u10.

En el código de definición del SPDE se incorpora la malla definida, y se especifica qué tipo de función de correlación Matérn se desea utilizar (alpha = 2 es el valor por defecto; según Zuur *et al.* (2017) es adecuada para datos espaciales con dos dimensiones). El usuario especifica también ―priors" para el rango (prior.range) (Prob(Range< $\rho 0$) = α) (la distancia a la que la dependencia está disminuyendo), y para la desviación estándar del campo aleatorio espacial (prior.sigma) (Prob($\sigma_u > \sigma_0$). Según indican Zuur & Ieno (2018), es probable que ocurra un sobreajuste por el campo aleatorio espacial cuando el rango es pequeño y la desviación estándar del campo aleatorio espacial es grande. Los dos ―priors" se pueden utilizar para salvaguardar el comportamiento del campo aleatorio espacial incrementando el valor del rango y reduciendo la desviación estándar. En caso de sobreajuste, son las herramientas principales disponibles para modificar el comportamiento del campo aleatorio espacial. Recordar que σ_u se utiliza para ir de la correlación Matérn a la covarianza Matérn. Si σ_u es grande, entonces los efectos del campo aleatorio espacial u_i por si mismos son también potencialmente grandes; y cuando σ_u es pequeño, entonces los u_i tienden a ser pequeños también (Zuur & Ieno, 2018).

1.4.6.3 Estudio de la mortalidad de murciélagos en parques eólicos

1.4.6.3.1 Herramientas utilizadas para los análisis estadísticos

Los análisis del capítulo 5 de esta tesis doctoral se han realizado utilizando dos estimadores: *GenEst* (Generalized Estimator) (Simonis *et al.*, 2018), y Evidence of Absence (*EoA*) (Dalthorp *et al.*, 2017). Los paquetes en el entorno del lenguaje estadístico R (R Core Team, 2022) GenEst (Dalthorp *et al*., 2021) y eoa (Dalthorp, 2019) permiten efectuar estos cálculos.

Estimador Genest

*GenEs*t es un software diseñado para analizar datos asociados con la estima de cadáveres de aves o quirópteros en parques eólicos y parques solares, pero tiene aplicación en otras situaciones. Afronta el problema general de estimar el tamaño de una población cuando no todos los animales están presentes en todas las ocasiones en las que se realizan muestreos,

USC UNIVERSIDADE DE COMPOSTELA

cuando la probabilidad de detección es generalmente menor que uno. La población no es cerrada, y la probabilidad de detección puede variar entre individuos debido a las características físicas de los mismos como el tamaño, o a causa de las condiciones ambientales asociadas en las que el individuo existe, como la vegetación o la estación.

Para estimar el número de muertes, los cadáveres se recogen a lo largo de diferentes búsquedas desarrolladas generalmente a intervalos regulares a lo largo del tiempo, y los conteos de cadáveres son ajustados debido a una detección imperfecta. Los motivos de una detección imperfecta son variados:

1) errores de los equipos de búsqueda, que no localizan ejemplares que si están presentes,
2) especies carroñeras que retiran los cadáveres antes de que se realicen las búsquedas,
3) cuerpos que caen fuera de las áreas de búsqueda, o
4) muertes que se producen fuera de los períodos de búsqueda.

Paralelamente al proceso de búsqueda se desarrollan experimentos de campo para estimar la cuantía de los errores que se producen en las búsquedas (tasa de detectabilidad), y la frecuencia con la que las especies carroñeras hacen desaparecer los cuerpos (tasa de permanencia de cadáveres). Además se utilizan las distancias a las que se localizan los cadáveres conjuntamente con la fracción de las áreas que se revisan con respecto a una superficie total dada, para estimar los cuerpos que caerían fuera de las áreas de búsqueda. Determinar las muertes que se producen fuera de las épocas de búsqueda suele ser una cuestión de ~~"m~~mejor estima".

La estima precisa de los sesgos de detección es crítica para obtener una estima precisa de la mortalidad. Debido a una detección imperfecta, el simple conteo de los cadáveres observados no representa con precisión el número real de ejemplares que matan las turbinas, y no puede ser utilizado como un índice de mortalidad porque depende fuertemente de los detalles del protocolo de búsqueda, que pueden variar notablemente entre sitios y/o entre años. *GenEst* incluye varios módulos que utilizan los datos proporcionados por el usuario para estimar la eficiencia de búsqueda, el tiempo de permanencia de un cuerpo, y los parámetros de la probabilidad de detección, así como estimas de la mortalidad total por grupos de interés establecidos por el usuario.

Señalan Simonis *et al.* (2018) que *GenEst* es, en la mayoría de los aspectos, mucho más flexible que cualquiera de los otros estimadores existentes (Shoenfeld, 2004; Huso *et al*., 2012; Peron *et al*., 2013; Korner-Nievergelt *et al*., 2015; Wolpert, 2015; Dalthorp *et al*., 2017), y proporciona estimaciones más precisas de los intervalos de confianza con respecto al porque se hacen menos suposiciones restrictivas y se utilizan técnicas más precisas para incorporar las incertidumbres del estimador. Es un estimador de mortalidad semi-periódico, muy relacionado con el estimador de Wolpert (Wolpert, 2015), y da cuenta de las incertidumbres de estimación de una manera novedosa:

1) análisis sencillo de conjuntos de datos complejos que pueden incluir múltiples clases de tamaño de cadáveres, probabilidades de detección que dependen de covariables ambientales (por ejemplo, visibilidad, estación, equipo de búsqueda, tipo de cadáver, área), cronogramas de búsqueda variables, cobertura de búsqueda que varía con la unidad de búsqueda (por ejemplo, el tamaño del área de búsqueda puede variar en función de la turbina); y
2) fácil análisis y resumen de los resultados por subcategorías definidas por el usuario, como especie, unidad, intervalo de tiempo, grupo de especies (rapaces, paseriformes, aves acuáticas, murciélago migratorio, murciélagos en hibernación), tipo de turbina, etc.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

GenEst brinda flexibilidad en el modelado de los tiempos de persistencia de los cadáveres y puede acomodar una disminución en la eficiencia del buscador con búsquedas repetidas del mismo cadáver. Permite a los usuarios modelar la eficiencia del buscador y la persistencia del cadáver como funciones de covariables ambientales y comparar modelos utilizando el criterio de información de Akaike (AICc) y gráficos.

Estimador Evidence of Absence"EoA"

Cuando el número de cadáveres localizados es igual o inferior a 5, Dalthorph *et al.* (2018) y Huso *et al.* (2018) recomiendan el uso del estimador *EoA* (Evidence of Absence).

EoA es un software que estima una tasa de detección (*g*) en base a los resultados de experimentos de campo en los que se depositan cadáveres en localizaciones conocidas dentro de las áreas de búsqueda, y son monitorizados para determinar los tiempos de permanencia y evaluar la eficacia de los equipos de búsqueda en detectar aquellos cuerpos que no hayan desaparecido por la actividad de carroñeros. Combina el número de cadáveres (X) encontrados en las búsquedas sistemáticas con la tasa de detección (g), estima la mortalidad total (M) y cuantifica la incertidumbre asociada a la misma.

Si se conociera el valor de *g* con precisión y sin ninguna incertidumbre, un buen estimador de la mortalidad total podría ser $\hat{M} = X/g$. En la práctica, el valor de *g* nunca se conoce con exactitud y tiene que ser estimado ($\hat{g}$). *EoA* utiliza un estimador generalizado que tiene en cuenta las tasas de carroñeo, la eficiencia de búsqueda, el programa de búsquedas, y la cobertura de búsqueda espacial y temporal. El modelo que utiliza puede acomodar diferentes escenarios realistas que otros estimadores de uso frecuente no pueden, como por ejemplo una tasa de carroñeo que varía en función de la edad del cadáver, un descenso de la eficiencia de búsqueda para cadáveres que han pasado desapercibidos en búsquedas previas, o un programa de búsquedas irregular.

La sustitución de la probabilidad de detección en la ecuación antes referenciada por un valor estimado $\hat{g}$, da una estima de mortalidad grosera, que no debe ser considerada una estima rigurosa o particularmente informativa. El estimador puede estar fuertemente sesgado cuando *g* es pequeña, no da intervalos de confianza precisos cuando *X* es pequeña, o colapsa cuando $X=0$ (Huso *et al*., 2015). Como alternativa, después de tener en cuenta la incertidumbre en el cálculo de *g* y en el cálculo de $\hat{M}|(X,g)$ (la mortalidad estimada ($\hat{M}$) dados los cadáveres encontrados (*X*) y la probabilidad de detección(*g*)), EoA calcula una distribución posterior, que es una representación cuantitativa de lo que se conoce como el número total de cadáveres *M*. La distribución posterior da la probabilidad de que el número de cadáveres sea igual a un número no negativo dado, *m*. De esta distribución posterior se pueden obtener estimas puntuales e intervalos creíbles de M.

EoA estima en concreto una mortalidad puntual M*, que se define como el número mínimo de cadáveres tal que $P(M \leq M^* | X=x; \hat{g}) \leq 1-\alpha$, para el nivel de credibilidad elegido, $1-\alpha$. M* puede ser interpretado como el límite superior del $100(1-\alpha)$ porcentaje creíble del número de cadáveres, y permite efectuar aseveraciones del tipo: ~~–en~~ base a los datos de búsqueda, se puede afirmar con un porcentaje de credibilidad de $100(1-\alpha)$ de que no hubo más de M* cadáveres durante el período de interés". El valor de $1-\alpha$ determina cuánto de conservadora es M* como estima de M. Valores mayores de $(1-\alpha)$ producen mayores valores de M* y mayor seguridad de que el número real de cadáveres es menos que M*. Con un valor de $1-\alpha = 0,5$ M* es la mediana de la distribución posterior y se puede tomar como una estima puntual de M con probabilidades aproximadamente iguales de que $M \geq M^*$ o $M < M^*$.

Los $100(1-\alpha)$% intervalos creíbles (CI) se construyen desde la distribución posterior y se interpretan como la probabilidad de que M esté en el intervalo es (aproximadamente) $1-\alpha$.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

1.4.6.3.2 Datos disponibles

Los datos analizados proceden de los trabajos dirigidos por el autor de la presente tesis doctoral, desarrollados en el seno de la empresa Arcea S.L. (donde el autor trabaja como biólogo desde el año 1999 y es socio fundador).

1.4.7. Sobre la utilización del entorno R

R (R Core Team, 2022) es un lenguaje y un entorno para computación estadística y gráficos. Es un proyecto GNU («GNU» es un acrónimo recursivo que significa «¡GNU No es Unix!». En español se puede pronunciar como «ñu») que es similar al lenguaje y entorno S que fue desarrollado en Bell Laboratories por John Chambers y sus colegas. R se puede considerar como una implementación diferente de S. Hay algunas diferencias importantes, pero gran parte del código escrito para S se ejecuta sin cambios en R.

R proporciona una amplia variedad de técnicas estadísticas (modelado lineal y no lineal, pruebas estadísticas clásicas, análisis de series temporales, clasificación, agrupamiento, …) y técnicas gráficas, y es altamente extensible.

Está disponible como Software Libre bajo los términos de la Licencia Pública General GNU de la Free Software Foundation en forma de código fuente. Compila y se ejecuta en una amplia variedad de plataformas UNIX y sistemas similares (incluidos FreeBSD y Linux), Windows y MacOS.

R es un conjunto integrado de instalaciones de software para la manipulación de datos, el cálculo y la visualización gráfica. Incluye:

- una instalación efectiva de manejo y almacenamiento de datos,
- un conjunto de operadores para cálculos en arreglos (array), en particular matrices,
- una colección grande, coherente e integrada de herramientas intermedias para el análisis de datos,
- facilidades gráficas para el análisis y visualización de datos, ya sea en pantalla o en papel, y
- un lenguaje de programación bien desarrollado, simple y efectivo que incluye condicionales, bucles, funciones recursivas definidas por el usuario y facilidades de entrada y salida.

El término "entorno" pretende caracterizarlo como un sistema totalmente planificado y coherente, en lugar de una acumulación incremental de herramientas muy específicas e inflexibles, como suele ser el caso con otro software de análisis de datos.

R, como S, está diseñado en torno a un verdadero lenguaje informático y permite a los usuarios agregar funcionalidad adicional mediante la definición de nuevas funciones.

Muchos usuarios piensan en R como un sistema de análisis estadístico, aunque sus creadores prefieren pensar en él como un entorno en el que se implementan técnicas estadísticas. R se puede extender (fácilmente) a través de paquetes. Los paquetes estándar (o base) se consideran parte del código fuente de R. Contienen las funciones básicas que permiten que R funcione, y los conjuntos de datos y las funciones estadísticas y gráficas estándar que se describen en este manual. Están disponibles automáticamente en cualquier instalación de R. Existen muchos más paquetes (actualmente, más de 18.000) disponibles a través de la familia de sitios de Internet CRAN (*Comprehensive R Archive Network*) que cubren una amplia gama de estadísticas modernas. Algunos de estos paquetes implementan métodos estadísticos especializados, otros dan acceso a datos o hardware y otros están diseñados para complementar a libros de texto.

USC UNIVERSIDADE

En una de las monografías más consultadas sobre las bases del funcionamiento del sistema R, Crawley (2012) realiza una interesante valoración sobre las ventajas de este sistema. Considera que si se domina una aplicación estadística concreta, si solo se lleva a cabo una gama muy limitada de pruebas estadísticas, y si no se tiene la intención de hacer más (o diferentes) tipos de pruebas en el futuro, no habrá necesidad de plantearse cambiar un entorno de análisis como R. Sin embargo, plantea múltiples razones por la que resulta relevante desarrollar análisis estadísticos en R, siendo la principal razón para cambiar a R el aprovechar su cobertura inigualable y la disponibilidad de nuevas aplicaciones de vanguardia en los campos tales como modelos generalizados mixtos y modelos aditivos generalizados. Otras razones para desarrollar los análisis en el entorno R guardan relación con su gran penetración en la actualidad en la literatura científica, y el continuo desarrollo del entorno R por una gran proporción de los principales estadísticos del mundo.

Como razones adicionales para utilizar el entorno R, Crawley (2012) destaca la calidad de respaldo y soporte disponible, la facilidad con que se pueden escribir funciones propias, o el hecho de que el producto sea libre y gratuito.

El hecho de que en el entorno R se deba redactar el código de cada análisis hace que, como es el caso siempre que se utilice una herramienta nueva, exista una dificultada añadida al estudio de las relaciones ecológicas de cualquier especie o grupo taxonómico. No sólo es preciso desarrollar una buena comprensión de las características ecológicas y biológicas de la especie o grupo taxonómico, ni entender las bases matemáticas de los análisis estadísticos a desarrollar; se debe dar forma, en un nuevo lenguaje, a la interacción entre esos dos elementos, y desarrollar el código que permita aplicar correctamente los fundamentos matemáticos deseados al caso concreto de estudio, sin que se pierda el sentido biológico del sistema analizado. Como el aprendizaje de cualquier idioma, el entorno/lenguaje R puede resultar complejo en ocasiones, pero afortunadamente existe una inmensa cantidad de material explicativo (que no deja de aumentar con el paso del tiempo) que permite comprender la gramática y la estructura de los códigos necesarios desde una perspectiva puramente matemática (por ejemplo, Pinheiro & Bates 2000, Faraway 2006, Gelman, & Hill, 2006; Bates *et al* 2015; Wood 2017; Bates 2018; Gelman *et al* 2020; Bolker 2022), hasta una secuencia de materiales que elimina el gradiente entre los fundamentos matemáticos y la interpretación ecológica de los resultados, bien elaborados directamente por estadísticos (por ejemplo, Bolker 2008; Bolker *et al* 2009), o por equipos multidisciplinares de estadísticos y ecólogos (por ejemplo, Borcard *et al* 2018, la serie de publicaciones del equipo de trabajo de Alain Zuur, como Zuur & Ieno 2016, 2018; Zuur *et a*l 2007, 2009a,b, 2017, o la serie de publicaciones del equipo de trabajo en el que participan Andrew Royle, Michael Schaub y Marc Kéry, entre ellas Kéry & Schaub 2012; Kéry & Royle 2015, 2020; Schaub & Kery 2021). En cuanto a las extensas posibilidades de representaciones gráficas en el entorno R, existe igualmente abundante información de gran calidad y acceso libre (por ejemplo, Chang 2012; Grolemund & Wickham 2016; Wickham 2016). Además, la abundante documentación de cada uno de los paquetes disponibles para la realización de cada análisis específico facilita enormemente la tarea de construir el código adecuado y de procurar una mejor interpretación de los resultados obtenidos.

Un principio central del método científico es que los resultados deben ser verificables de forma independiente e, idealmente, ampliables por otros investigadores. Dado que los métodos computacionales desempeñan un papel cada vez mayor en muchas disciplinas, los resultados científicos clave a menudo se producen mediante código informático. Verificar y extender tales resultados requiere que el código sea ―reproducible‖; es decir, se puede acceder a él y ejecutarlo, con resultados que se pueden corroborar con los resultados publicados

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

(Blischak *et al* 2019, ver también Baker, 2016, Laurinavichyute *et al*, 2022 y las referencias en ese trabajo, y Walters 2020).

Aunque la aportación del código empleado para el análisis no siempre sea garantía de la correcta reproducibilidad de los resultados, se considera un avance significativo hacia ella (Stodden *et al*, 2018), por lo que en esta tesis doctoral comparto la totalidad del código creado en el entorno R que he utilizado en todos los análisis estadísticos y en la elaboración de representaciones gráficas. Se ofrece el código correspondiente al final de cada capítulo, numerando las líneas para mayor facilidad de lectura, y donde se consideró necesario se incluyeron comentarios explicativos en el medio del código, identificables por ir siempre después del símbolo # (en el entorno R, las partes del código que figuren después del símbolo # no serán ejecutadas, y por lo tanto se utiliza este símbolo para introducir comentarios y/o aclaraciones entre las partes del código que si se ejecutarán durante los análisis).

1.5 REFERENCIAS

Adams, E.M., Gulka, J., & Williams, K.A. 2021. A review of the effectiveness of operational curtailment for reducing bat fatalities at terrestrial wind farms in North America. PloS ONE, 16(11), e0256382. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0256382

Adams, R.A. & Hayes, M.A. 2008. Water availability and successful lactation by bats as related to climate change in arid regions of western North America. Journal of Animal Ecology, 77: 1115-1121. https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2008.01447.x

Adams, R.A. & Hayes, M.A. 2021. The Importance of Water Availability to Bats: Climate Warming and Increasing Global Aridity. Pp.105-120. In: Burton K.Lim, M.Brock Fenton, R. Mark Brigham, Shahroukh Mistry, Allen Kurta, Erin H. Gillam, Amy Russell & Jorge Ortega Editors. 50 Years of Bat Research. Foundations and New Frontiers. Springer.

Adams, A.M., Jantzen, M.K., Hamilton, R.M. & Fenton, M.B. 2012. Do you hear what I hear? Implications of detector selection for acoustic monitoring of bats. Methods in Ecology and Evolution, 3: 992-998. https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2012.00244.x

AEE 2021. Anuario Eólico 2021. La voz del sector. Asociación Eólica Española. https://aeeolica.org/wp-content/uploads/2021/06/AF-ANUARIO-AEE-2021-web.pdf

Agirre-Mendi, P.T. 2007. *Nyctalus leisleri* Kuhl, 1817. Pp 222-227. En: L.J. Palomo, J. Gisbert & J.C. Blanco (eds). Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España. Dirección General para la Biodiversidad – SECEM – SECEMU, Madrid. https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/inventarios-nacionales/ieet_mami_nyctalus_leisleri_tcm30-99855.pdf

Alcalde, J.T. 2017. Nóctulo mediano – *Nyctalus noctula*. En: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Salvador, A., Barja, I. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. http://www.vertebradosibericos.org/

Alcalde, J.T. 2019. Primeros datos sobre migración e hibernación de nóctulos en el Pirineo occidental. Journal of Bat Research & Conservation, 12 (1): 52-59. https://doi.org/10.14709/BarbJ.12.1.2019.07

Alcalde, J.T., Ibáñez, C., Antón, I., & Nyssen, P. 2013. First case of migration of a Leisler‘s bat (Nyctalus leisleri) between Spain and Belgium. Le Rhinolophe, 19: 87-88.

Alcalde, J.T., Jiménez, M., Brila, I., Vintulis,V., Voigt, C.C. & Pētersons, G. 2021. Transcontinental 2200 km migration of a Nathusius‘ pipistrelle (*Pipistrellus nathusii*) across Europe. Mammalia, 85(2): 161-163. https://doi.org/10.1515/mammalia-2020-0069

UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Almeida, A., Loy, A. & Hofmann, H. 2018. ggplot2 Compatible Quantile-Quantile Plots in R, volume 10 number 2. https://doi.org/10.32614/RJ-2018-051

Altrigham, J.D. 2011. *Bats. From evolution to conservation*. Second Edition. Oxford University Press. Oxford. UK.

Amorim, F., Jorge, I., Beja, P. & Rebelo, H. 2018. Following the water? Landscape-scale temporal changes in bat spatial distribution in relation to Mediterranean summer drought. Ecology and Evolution, 8(11): 5801-5814. https://doi.org/10.1002/ece3.4119

Amorim, F., Rebelo, H. & Rodrigues, L. 2012. Factors influencing bat activity and mortality at a wind farm in the Mediterranean region. Acta Chiropterologica, 14(2): 439–457. https://doi.org/10.3161/150811012X661756

Anderson, D.R. 2008. *Model based inference in the life sciences. A primer of evidence*. Springer, New York.

Anderson, D.R. & Burnham, K.P. 1999. Understanding information criteria for selection among capture–recapture or ring recovery models. Bird Study, 46 (Suppl.): S14–S21. https://doi.org/10.1080/00063659909477227

Anderson, D.R. & Burnham, K.P. 2002. Avoiding pitfalls when using information-theoretic methods. Journal of Wildlife Management, 66: 912-918. https://doi.org/10.2307/3803155

Anderson, D.R., Burnham, K.P. & Thompson, W.L. 2000. Null hypothesis testing: problems, prevalence, and an alternative. The Journal of Wildlife Management, 64(4), 912–923. https://doi.org/10.2307/3803199

Anderson, D.R., Burnham, K.P. & White, G.C. 2001. Kullback–Leibler information in resolving natural resource conflicts when definitive data exist. Wildlife Society Bulletin, 29: 1260-1270. https://www.jstor.org/stable/3784152

Arnett, E.B., Baerwald, E.F., Mathews, F., Rodrigues, L., Rodríguez-Durán, A., Rydell, J., Villegas-Patraca, R. & Voigt, C.C. 2016. Impacts of wind energy development on bats: a global perspective. In Bats in the Anthropocene: conservation of bats in a changing world (pp. 295-323). Springer, Cham.

Arnett, E.B., Brown, W.K., Erickson, W.P.,Fiedler, J.K., Hamilton, B.L., Henry, T.H., Jain, A., Johnson, G.D., Kerns, J., Koford, R.R., Nicholson, C.P., O`Connell, T.J., Piorkowski, M.D. & Tankersley JR, R.D. 2008. Patterns of bat fatalities at wind energy facilities in North America. Journal of Wildlife Management, 72(1): 61-78. https://doi.org/10.2193/2007-221

Arnett, E.B., Erickson, W., Kerns, J. & Horn, J. 2005. *Relationships between bats in Pennsylvania and West Virginia: an assessment of bat fatality search protocols, patterns of fatality, and behavioral interactions with wind turbines*. Bat Conservation International, Austin, Texas.

Arzúa, M., López, Z., Conde, F., Hermida, R. 2021. Confirmada la presencia de Pipistrellus nathusii (Keyserling y Blasius, 1839) en Galicia. Póster VIII Jornadas SECEMU.

Bader, E., Bontadina, F., Frey-Ehrenbold, A., Schönbächler, C., Zingg, P.E. & Obrist, M.K. 2021. *Guidelines for the recording, analysis and validation of bat calls in Switzerland.* Report of the Swiss Bat Bioacoustics Group SBBG, Version 1.3e, February 2021. 21 páginas. https://www.sbbg.ch/sites/default/files/documents/Guidelines_E_21.pdf

Baker, M. 2016. Why scientists must share their research code. Nature. https://doi.org/10.1038/nature.2016.20504

Bakka, H., Rue, H., Fuglstad, G., Riebler, A.I., Bolin, D., Illian, J., Krainski, E., Simpson, D.P. & Lindgren, F.K. 2018. Spatial modelling with INLA: A review. WIRES Invited extended review, 8 May 2018. http://arxiv.org/abs/1802.06350

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Balmori, A. 1998. El estudio de los quirópteros a través de sus emisiones ultrasónicas. Galemys 10(1), 12-19.

Balmori, A. 2017. Murciélago rabudo – *Tadarida teniotis*. En: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Salvador, A., Barja, I. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. http://www.vertebradosibericos.org/

Barataud, M. 1996. *The inaudible world & The world of bats: acoustic identification of French bats.* 2 CDs + booklet 47 p. Sittelle publisher, Mens (France).

Barataud, M. 2020. *Acoustic ecology of European bats. Species identification, Study of their habitats and foraging behaviour*. Second Edition. Biotope Editions, Mèze; Muséum national d'histoire naturelle, Paris (collection Inventaires et biodiversité), 352 p.

Bartoń, K. 2022. MuMIn: Multi-Model Inference. R package version 1.46.0. https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn

Baselga, A. 2013. Separating the two components of abundance-based dissimilarity: balanced changes in abundance vs. abundance gradients. Methods Ecol Evol, 4: 552-557. https://doi.org/10.1111/2041-210X.12029

Baselga, A. & Orme, C.D.L. 2012. betapart: an R package for the study of beta diversity. Methods in Ecology and Evolution, 3: 808-812. https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2012.00224.x

Baselga, A., Orme, D., Villeger, S., De Bortoli, J., Leprieur, F. & Logez, M. (2022). betapart: Partitioning Beta Diversity into Turnover and Nestedness Components. R package version 1.5.6. https://CRAN.R-project.org/package=betapart

Bates, D. 2018. lme4: Mixed-effects modeling with R. https://stat.ethz.ch/~maechler/MEMo-pages/lMMwR.pdf

Bates, D., Mächler, M., Bolker, B., & Walker, S. 2015. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. Journal of Statistical Software, 67(1), 1–48. https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01

Bates, D., Mächler, M., Bolker, B., & Walker, S. 2021. Lme4: Linear Mixed-Effects Models Using Eigen and S4. https://github.com/lme4/lme4/

Bates, D., Mächler, M. & Jagan, M. 2022. Matrix: Sparse and Dense Matrix Classes and Methods. R package version 1.4-1. https://CRAN.R-project.org/package=Matrix

Bivand, R., Keitt, T. & Rowlingson, B. 2022. rgdal: Bindings for the 'Geospatial' Data Abstraction Library. R package version 1.5-32. https://CRAN.R-project.org/package=rgdal

Bivand, R., Pebesma, E. & Gomez-Rubio, V. 2013. *Applied spatial data analysis with R*, Second edition. Springer, NY. https://asdar-book.org/

Bivand, R. & Rundel, C. 2021. rgeos: Interface to Geometry Engine – Open Source 'GEOS'. R package version 0.5-9. https://CRAN.R-project.org/package=rgeos

Blasco-Moreno, A, Pérez-Casany, M, Puig, P, Morante, M, Castells, E. 2019. What does a zero mean? Understanding false, random and structural zeros in ecology. Methods Ecol Evol 10: 949– 959. https://doi.org/10.1111/2041-210X.13185

Blažek, J., Konečný, A. & Bartonička, T. 2021. Bat aggregational response to pest caterpillar emergence. Sci Rep 11, 13634. https://doi.org/10.1038/s41598-021-93104-z

Blischak, J. D., Carbonetto, P., & Stephens, M. 2019. Creating and sharing reproducible research code the workflowr way. F1000Research, 8, 1749. https://doi.org/10.12688/f1000research.20843.1

Bolker, B. 2008. *Ecological models and data in R*. Princeton University Press.

Bolker, B. 2022. http://bbolker.github.io/mixedmodels-misc/glmmFAQ.html. Junio 2022.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Bolker, B., Brooks, M., Clark, C., Geange, S., Poulsen, J., Stevens, H. & White, J-S. 2009. Generalized Linear Mixed Models: A Practical Guide for Ecology and Evolution. Trends in Ecology & Evolution 24. 127-135. https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.10.008

Borcard, D., Gillet, F. & Legendre, P. 2018. *Numerical Ecology with R*. Second Edition. Springer.

Boughey, K.L., Lake, I.R., Haysom, K.A. & Dolman, P.M., 2011. Effects of landscape-scale broadleaved woodland configuration and extent on roost location for six bat species across the UK. Biological Conservation, 144: 2300-2310. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.06.008

Brigham, R. M., Kalko, E. K. V., Jones, G., Parsons, S., & Limpens, H. J. G. A. 2002. *Bat Echolocation Research: Tools, Techniques and Analysis.* Austin, Texas: Conservation International. 174 pp.

Britzke, E.R. 2002. Designing monitoring programms using frequency-division bat detectors: active versus passive sampling. Pp. 79-83. In: R.M. Brigman, E.K.V. Kalko, G. Jones, S. Parsons & H.J.G.A. Limpens eds. Bat *Echolocation Research: tools, techniques and analysis*. Bat Conservation International, Austin, Texas.

Brooks, M.E., Kristensen, K., van Benthem, K.J., Magnusson, A., Berg, C.W., Nielsen, A., Skaug, H.J., Maechler, M. & Bolker, B.M. 2017. glmmTMB Balances Speed and Flexibility Among Packages for Zero-inflated Generalized Linear Mixed Modeling. The R Journal, 9(2), 378-400. https://journal.r-project.org/archive/2017/RJ-2017-066/index.html

Burnham, K.P. & Anderson, D.R. 2001. Kullback–Leibler information as a basis for strong inference in ecological studies. Wildlife Research, 28: 111-119. https://doi.org/10.1071/WR99107

Burnham, K.P. & Anderson, D.R. 2002. *Model selection and multimodel inference. A practical Information-Theoretic Approach*. Second Edition. Springer, New York.

Campbell, H., & Gustafson, P. 2018. Conditional equivalence testing: An alternative remedy for publication bias. PLoS ONE 13(4): e0195145. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0195145

Chang, W. 2012. *R Graphics Cookbook*. O'Reilly Media, Inc. https://r-graphics.org/

Collins, J. & Jones, G., 2009. Differences in Bat Activity in Relation to Bat Detector Height: Implications for Bat Surveys at Proposed Windfarm Sites. Acta Chiropterologica 11, 343–350. https://doi.org/10.3161/150811009X485576

Crawley, M. J. 2012. *The R book*. John Wiley & Sons.

Cryan, P.M. & Barclay, R.M.R. 2009. Causes of bat fatalities at wind turbines: hypotheses and predictions. Journal of Mammalogy, 90(6): 1330-1340. https://doi.org/10.1644/09-MAMM-S-076R1.1

Cui, B. 2020. DataExplorer: Automate Data Exploration and Treatment. R package version 0.8.2. https://CRAN.R-project.org/package=DataExplorer

Dalthorp, D. 2019. _eoa: Wildlife mortality estimator for scenarios with low fatality rates and imperfect detection_. R package version 2.0.7.

Dalthorp, D. H., Huso, M. M. P., & Dail, D. 2017. Evidence of Absence Software v2.0. USGS, USGS Data Series 1055. https://doi.org/10.3133/ds881; https://pubs.er.usgs.gov/publication/ds1055

Dalthorp, D., Madsen, L., Huso, M., Rabie, P., Wolpert, R., Studyvin, J., Simonis, J. & Mintz, J. 2018. GenEst statistical models - A generalized estimator of mortality: U.S. Geological Survey Techniques and Methods, book 7, chap. A2, 13 p., https://doi.org/10.3133/tm7A2

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Dalthorp, D., Simonis, J., Madsen, L., Huso, M., Rabie, P., Mintz, J., Wolpert, R., Studyvin, J. & Korner-Nievergelt, F. 2021. GenEst: Generalized Mortality Estimator. R package version 1.4.6. https://CRAN.R-project.org/package=GenEst

Dean, C.B. & Lundy, E.R. 2016. Overdispersion. In Wiley StatsRef: Statistics Reference Online (eds N. Balakrishnan, T. Colton, B. Everitt, W. Piegorsch, F. Ruggeri and J.L. Teugels). https://doi.org/10.1002/9781118445112.stat06788.pub2

Dezinger, A. & Schnitzler, H.U. 2013. Bat guilds, a concept to classify the highly diverse foraging and echolocation behaviors of microchiropteran bats. Front. Physiol., https://doi.org/10.3389/fphys.2013.00164

Dietz, C. & Kiefer, A. 2014. *Bats of Britain and Europe*. Bloomsbury Publishing.

Dixon, M.D. 2012. Relationship between land cover and insectivorous bat activity in an urban landscape. Urban Ecosystem, 15(3): 683–695. https://doi.org/10.1007/s11252-011-0219-y

Downs, N.C. & Racey, P. 2006. The use by bats of habitat features in mixed farmland in Scotland. Acta Chiropterologica, 8(1): 169–185.

Duffy, A.M., Lumsden, L.F., Caddle, C.R., Chick, R.R., & Newell, G.R. 2000. The efficacy of AnaBat ultrasonic detectors and harp traps for surveying microchiropterans in south-eastern Australia. Acta Chiropterologica, 2: 127-144.

Eberhardt, L.L. 2003. What should we do about hypothesis testing? The Journal of Wildlife Management, 67(2), 241–247. https://doi.org/10.2307/3802765

Eckert, H.G. 1982. Ecological aspects of bat activity rhythms. In: Kunz TH (Ed). Ecology of bats. New York, NY: Plenum Press.

Entwistle, A.C., Racey, P.A. & Speakman, J.R. 1996. Habitat exploitation by a gleaning bat, *Plecotus auritus*. Phil. Trans. R. Soc. Lond. B351921–931 http://doi.org/10.1098/rstb.1996.0085

Erickson, J.L. & West, S.D. 2002. The influence of regional climate and nightly weather conditions on activity patterns of insectivorous bats. Acta Chiropterologica, 4(1): 17-24. https://doi.org/10.3161/001.004.0103

Faraway, J. J. 2006. *Extending Linear Models with R: Generalized Linear, Mixed Effects and Nonparametric Regression Models*. Chapman & Hall/CRC.

Fenton, M.B., Bouchard, S., Vonhof, M.J. & Zigouris, J., 2001. Time-expansion and zero-crossing period meter systems present significantly different views of echolocation calls of bats. Journal of Mammalogy, 82: 721-727. https://doi.org/10.1644/1545-1542(2001)082%3C0721:TEAZCP%3E2.0.CO;2

Firke, S. 2021. janitor: Simple Tools for Examining and Cleaning Dirty Data. R package version 2.1.0. https://CRAN.R-project.org/package=janitor

Fisher, J., Stott, J., Law, B.S., Adams, M.D. & Forrester, R. 2009. Designing effective habitat studies: quantifying multiple sources of variability in bat activity. Acta Chiropterologica, 11(1): 127-137.

Fleming, T.H. & Eby, P. 2003. Ecology of bat migration. Pp. 156-208. In: T.H. Kunz & M.B. Fenton Eds. *Bat ecology*. The University of Chicago Press. Chicago and London.

Fox, J. 2003. Effect Displays in R for Generalised Linear Models. Journal of Statistical Software, 8(15), 1-27. https://doi.org/10.18637/jss.v008.i15

Fox, J. & Hong, J. 2009. Effect Displays in R for Multinomial and Proportional-Odds Logit Models: Extensions to the effects Package. Journal of Statistical Software, 32(1), 1-24. https://doi.org/10.18637/jss.v032.i01

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Fox, J. & Weisberg, S. 2018. Visualizing Fit and Lack of Fit in Complex Regression Models with Predictor Effect Plots and Partial Residuals. Journal of Statistical Software, 87(9), 1-27. https://doi.org/10.18637/jss.v087.i09

Fox, J. & Weisberg, S. 2019. *An R Companion to Applied Regression*, 3rd edition. Sage, Thousand Oaks CA. https://socialsciences.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion/index.html

Fraser, E.E., Silvis, A., Brigham, R.M. & Czenze, Z.J. 2020. *Bat Echolocation Research: A handbook for planning and conducting acoustic studie*s. Second Edition. Bat Conservation International. Austin, Texas, USA. https://www.batcon.org/wp-content/uploads/2020/09/Bat_Echolocation_Research_2nd_Ed_20200918.pdf

Gelman, A., & Hill, J. 2006. *Data Analysis Using Regression and Multilevel/Hierarchical Models*. Cambridge: Cambridge University Press. doi:10.1017/CBO9780511790942

Gelman, A., Hill, J., & Vehtari, A. 2020. *Regression and Other Stories*. Cambridge: Cambridge University Press. doi:10.1017/9781139161879

Goerlitz, H.R., ter Hofstede, H.M., Zeale, M.R., Jones, G. & Holderied, M.W. 2010. An aerial-hawking bat uses stealth echolocation to counter moth hearing. Current Biology : CB, 20(17), 1568–1572. https://doi.org/10.1016/j.cub.2010.07.046

Goiti, U., Aihartza, J., Guiu, M., Salsamendi, E., Almenar, D., Napal, M. & Garin, I. 2011. Geoffroy's bat, *Myotis emarginatus*, preys preferentially on spiders in multistratified dense habitats: a study of foraging bats in the Mediterranean. Folia Zoologica, 60(1), 17-24. https://doi.org/10.25225/fozo.v60.i1.a3.2011

Görföl, T., Huang, J.C., Csorba, G., Győrössy, D., Estók, P., Kingston, T., Szabadi, K.L., McArthur, E., Senawi, J., Furey, N.M., Tu, V.T., Thong, V.D., Khan, F.A.A., Jinggong, E.R., Donnelly, M., Kumaran, J.V., Liu, J., Chen, S., Tuanmu, M., Ho, Y., Chang, H., Elias, N., Abdullah, N., Lim, L., Squire, C.D. & Zsebők, S. 2022. ChiroVox: a public library of bat calls. PeerJ 10:e12445 https://doi.org/10.7717/peerj.12445

Gorresen, P.M., Willig, M.R. & Strauss, R.E. 2005. Multivariate analysis of scale-dependent associations between bats and landscape structure. Ecological Applications, 15(6): 2126-2136. https://doi.org/10.1111/2041-210X.13101

Gräler, B., Pebesma, E. & Heuvelink, G. 2016. Spatio-Temporal Interpolation using gstat. The R Journal, 8, 204-218. https://journal.r-project.org/archive/2016/RJ-2016-014/index.html

Grindal, S.D. & Brigham, R.M. 1999. Impacts of forest harvesting on habitat use by foraging insectivorous bats at different spatial scales. Ecoscience. 6: 25–34. https://doi.org/10.1080/11956860.1999.11952206

Grolemund, G. & Wickham, H. 2011. Dates and Times Made Easy with lubridate. Journal of Statistical Software, 40(3), 1-25. URL https://www.jstatsoft.org/v40/i03/

Grolemund, G. & Wickham, H. 2016. *R for Data Science*. O'Reilly Media, Inc. https://r4ds.had.co.nz/

Guixé, D. & Camprodon, J. 2018. *Manual de conservación y seguimiento de los quirópteros forestales*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Ministerio para la Transición Ecológica. Madrid. https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/inventarios-nacionales/quiropteros_baja_tcm30-495949.pdf

Gurevitch, J., Fox, G.A., Fowler, N.L. & Graham, C.H. 2016. Landscape demography: population change and its drivers across spatial scales. The Quarterly Review of Biology, 91(4): 459-485. https://doi.org/10.1086/689560

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Hale, J.D., Fairbrass, A.J., Matthews, T.J. & Sadler, J.P. 2012. Habitat Composition and Connectivity Predicts Bat Presence and Activity at Foraging Sites in a Large UK Conurbation. PLoS ONE 7(3): e33300. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0033300

Harrison, X.A., Donaldson, L., Correa-Cano, M.E., Evans, J., Fisher, D.N., Goodwin, C.E.D., Robinson, B.S., Hodgson, D.J. & Inger, R. 2018. A brief introduction to mixed effects modelling and multi-model inference in ecology. PeerJ 6:e4794 https://doi.org/10.7717/peerj.4794

Hartig, F. 2022. DHARMa: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level / Mixed) Regression Models. http://florianhartig.github.io/DHARMa/

Hayes, J.P. 1997. Temporal variation in activity of bats and the design of echolocation-monitoring studies. Journal of Mammalogy, 78(2): 514-524. https://doi.org/10.2307/1382902

Henry, L. & Wickham, H. 2022. rlang: Functions for Base Types and Core R and 'Tidyverse' Features. R package version 1.0.2. https://CRAN.R-project.org/package=rlang

Hermida, R.J., Lamas, F.J., Graña, D.A., Rial, S., Cerqueira, F., Arzúa, M., & Seage, R. 2012. Contribución al conocimiento de la distribución de los Murciélagos (O. *Chiroptera*) en Galicia. Galemys, 24(1), 13-23. http://www.morcegosdegalicia.org/media/documentos/Hermidaetal_Galemys_24_2012.pdf

Hill, A.P., Prince, P., Covarrubias, E.P., Doncaster, C.P., Snaddon, J.L. & Rogers, A. 2018. AudioMoth: Evaluation of a smart open acoustic device for monitoring biodiversity and the environment. Methods Ecol Evol. 9: 1199–1211. https://doi.org/10.1111/2041-210X.12955

Hillen, J. & Veith, M. 2013. Resource partitioning in three syntopic forest-dwelling European bat species (*Chiroptera: Vespertilionidae*). Mammalia, 77(1), 71-80. https://doi.org/10.1515/mammalia-2011-0124

Hourigan, C.L., Carla, P.C., Darryl, J. & Martin, R. 2008. A comparison of the effectiveness of bat detectors and harp traps for surveying bats in an urban landscape. Wildlife Research 35, 768-774. https://doi.org/10.1071/WR07154

Hurlbert, S.H. 1984. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. Ecological Monographs, 54: 187-211. https://doi.org/10.2307/1942661

Hurst, J., Balzer, S., Biedermann, M., Dietz, C., Dietz, M., Höhne, E., Karst, I., Petermann, R., Schorcht, W., Steck, C. & Brinkmann, R. 2015. Bat survey standards for wind turbine projects in forests. An assessment of current recommendations by the German „Länder". Natur und Landschaft, 90(4): 157-169.

Hurst, J., Biedermann, M., Dietz, C., Dietz, M., Reers, H., Karst, I., Petermann, R., Schorcht, W., Brinkmann, R. 2020. Wind energy production in forests and bat conservation – an overview of the current state of knowledge and suitable methods for monitoring and measures, in: Voigt, C.C. (Ed.), *Evidenzbasierter Fledermausschutz in Windkraftvorhaben*. Springer, Berlin, p. 26.

Huso, M., Dalthorp, D., Dail, D. & Madsen, L., 2015. Estimating wind-turbine-caused bird and bat fatality when zero carcasses are observed. Ecological Applications, 25(5): 1213–1225. https://doi.org/10.1890/14-0764.1

Huso, M., Som, N. & Ladd, L. 2012. Fatality estimator user's guide. U.S. Geological Survey Data Series 729, 22 p., https://dx.doi.org/10.3133/ds729

Hutterer, R., Ivanova, T., Meyer-Cords, C. & Rodrigues, L. 2005. *Bat migrations in Europe: a review of banding data and literature*. German Agency for Nature Conservation, Bonn, Germany.

USC DE COMPOSTELA

Ibáñez, C., Guillén, A., Agirre-Mendi, P.T., Juste, J., Schreur, G., Cordero, A.I. & Popa-Lisseanu, A.G. 2009. Sex segregation in Iberian noctules. Journal of Mammalogy, 90(1): 235-243. https://www.jstor.org/stable/30224460

Izco, J. 1987. Galicia. En: M. Peinado Lorca & S. RivasMartínez (Eds.): La vegetación de España: 383-418. Colección Aula Abierta nº 3. Servicio de Publicaciones. Universidad de Alcalá. Madrid.

Jan, P-L., Zarzoso-Lacoste, D., Fourcy, D., Baudouin, A., Farcy, O., Boireau, J., Le Gouar, P. Puechmaille, S.J. & Petit, E.J. 2022. Population-level sensitivity to landscape variables reflects individual-based habitat selection in a woodland bat species. bioRxiv preprint doi: https://doi.org/10.1101/752733

Jones, G., Vaughan, N., Russo, D., Wickramasinghe, L.P. & Harris, S. 2002. Designing bat activity surveys using time expansion and direct sampling of ultrasound. Pp. 83-89. In: R.M. Brigman, E.K.V. Kalko, G. Jones, S. Parsons & H.J.G.A. Limpens eds. Bat Echolocation Research: tools, techniques and analysis. Bat Conservation International, Austin, Texas.

Johnson, J.B. & Omland, K.S. 2004. Model selection in ecology and evolution. Trends in Ecology and Evolution, 19: 101–108. https://doi.org/10.1016/j.tree.2003.10.013

Jørgensen, S.E. & Fath, B.D. 2011. Concepts of modelling. Developments in Environmental Modelling, 23, 19-93. https://doi.org/10.1016/B978-0-444-53567-2.00002-8

Kahle, D. & Wickham, H. 2013. ggmap: Spatial Visualization with ggplot2. The R Journal, 51, 144-161. https://journal.r-project.org/archive/2013-1/kahle-wickham.pdf

Kelm, D.H., Lenski, J., Volker, K., Toelch, U. & Dziock, F., 2014. Seasonal bat activity in relation to distance to hedgerows in an agricultural landscape in central Europe and implications for wind energy development. Acta Chiropterologica, 16(1): 65-73.

Kerbiriou, C., Bas, Y., Le Viol, I., Lorrillière, R., Mougnot, J. & Julien, J-F. 2019. Bat Pass Duration Measurement: An Indirect Measure of Distance of Detection. Diversity 11(3):47. https://doi.org/10.3390/d11030047

Kéry, M., & Royle, J. A. 2015. *Applied Hierarchical Modeling in Ecology: Analysis of Distribution, Abundance and Species Richness in R and BUGS. Volume 1: Prelude and static models*. Academic Press.

Kéry, M., & Royle, J. A. 2020. *Applied hierarchical modeling in ecology: Analysis of distribution, abundance and species richness in R and BUGS: Volume 2: Dynamic and advanced models*. Academic Press.

Kéry, M. & Schaub, M. 2012. *Bayesian population analysis using WinBUGS – A hierarchical perspective*. Academic Press.

Krull, D., Schumm, A., Metzner, W. & Neuweiler, G., 1991. Foraging areas and foraging behavior in the notch-eared bat, *Myotis emarginatus* (Vespertilionidae). Behavioral Ecology and Sociobiology, 28: 247-253. https://doi.org/10.1007/BF00175097

Kunz, T.H., Arnett, E.B., Erickson, W.P., Hoar, A.R., Johnson, G.D., Larkin, R.P., Strickland, M.D., Thresher, M.W. & Tuttle, M.D. 2007. Ecological impacts of wind energy development on bats: questions, research needs, and hypotheses. Frontiers in Ecology and the Environment, 5(6), 315-324. https://doi.org/10.1890/1540-9295(2007)5[315:EIOWED]2.0.CO;2

Kuznetsova, A., Brockhoff, P.B. & Christensen, R.H.B. 2017. lmerTest Package: Tests in Linear Mixed Effects Models. Journal of Statistical Software, 82(13), 1-26. https://doi.org/10.18637/jss.v082.i13

Lander, J.P. 2022. coefplot: Plots Coefficients from Fitted Models. R package version 1.2.8. https://CRAN.R-project.org/package=coefplot

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Laurinavichyute, A., Yadav, H. & Vasishth, S. 2022. Share the code, not just the data: A case study of the reproducibility of articles published in the Journal of Memory and Language under the open data policy. Journal of Memory and Language, 125, 104332. https://doi.org/10.1016/j.jml.2022.104332

Lee, J. & Zhao, F. 2021. Global Wind Report 2021. Global Wind Energy Council. https://gwec.net/wp-content/uploads/2021/03/GWEC-Global-Wind-Report-2021.pdf

Legendre, P. & Legendre, L. 2012. *Numerical ecology*. 3rd edition. Elsevier. Amsterdam.

Legendre, P., Oksanen, J. & ter Braak, C.J.F. 2011. Testing the significance of canonical axes in redundancy analysis. Methods in Ecology and Evolution, 2: 269-277. https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2010.00078.x

Lehnert, L.S., Kramer-Schadt, S., Schönborn, S., Lindecke, O., Niermann, I. & Voigt, C.C. 2014. Wind farm facilities in Germany kill noctule bats from near and far. PLoS ONE, 9(8): e103106. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0103106

Levin, S.A. 1992. The problem of pattern and scale in ecology. The Robert H. MacArthur Award Lecture. Ecology, 73(6): 1943-1967. https://doi.org/10.2307/1941447

Lindgren, F. & Rue, H. 2015. Bayesian Spatial Modelling with R-INLA. Journal of Statistical Software, 6319, 1-25. http://www.jstatsoft.org/v63/i19/

Lindgren, F., Rue, H. & Lindström, J. 2011. An Explicit Link between Gaussian Fields and Gaussian Markov Random Fields: The Stochastic Partial Differential Equation Approach with discussion. Journal of the Royal Statistical Society B, 734, 423-498.

Lintott, P.R., Fuentes-Montemayor, E., Goulson, D. & Park K.J. 2014. Testing the effectiveness of surveying techniques in determining bat community composition within woodland. Wildlife Research 40, 675-684. https://doi.org/10.1071/WR13153

Lisón, F. 2017. Murciélago de cueva – *Miniopterus schreibersi*. En: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Salvador, A., Barja, I. (Eds). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. http://www.vertebradosibericos.org/

Lüdecke, D. 2018. ggeffects: Tidy Data Frames of Marginal Effects from Regression Models. Journal of Open Source Software, 3(26), 772. https://doi.org/10.21105/joss.00772

Lüdecke, D. 2021a. sjstats: Statistical Functions for Regression Models (Version 0.18.1). https://doi.org/10.5281/zenodo.1284472, https://CRAN.R-roject.org/package=sjstats

Lüdecke, D. 2021b. sjPlot: Data Visualization for Statistics in Social Science. R package version 2.8.10. https://CRAN.R-project.org/package=sjPlot

Lüdecke, D., Ben-Shachar, M., Patil, I. & Makowski, D. 2020. Extracting, Computing and Exploring the Parameters of Statistical Models using R. Journal of Open Source Software, 5(53), 2445. https://doi.org/10.21105/joss.02445

Lüdecke, D., Ben-Shachar, M., Patil, I., Waggoner, P. & Makowski, D. 2021a. performance: An R Package for Assessment, Comparison and Testing of Statistical Models. Journal of Open Source Software, 6(60), 3139. https://doi.org/10.21105/joss.03139

Lüdecke, D., Patil, I., Ben-Shachar, M., Wiernik, B., Waggoner, P. & Makowski, D. 2021b. see: An R Package for Visualizing Statistical Models.. Journal of Open Source Software, 6(64), 3393. https://doi.org/10.21105/joss.03393

Lüdecke, D., Waggoner, P. & Makowski, D. 2019. insight: A Unified Interface to Access Information from Model Objects in R. Journal of Open Source Software, 4(38), 1412. https://doi.org/10.21105/joss.01412

Magnusson, A., Skaug, H., Nielsen, A., Berg, C., Kristensen, K., Maechler, M., van Bentham, K., Bolker, B. & Brooks, M.. 2021. glmmTMB: Generalized Linear Mixed Models Using Template Model Builder. https://github.com/glmmTMB/glmmTMB

UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Mackie, I.J. & Racey, P.A. 2007. Habitat use varies with reproductive state in noctule bats (*Nyctalus noctula*): implications for conservation. Biological Conservation, 140(1-2), 70-77. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.07.031

Marques, J.T., Rainho, A., Carapuco, M., Oliveira, P. & Palmeirim, J.M.. 2004. Foraging behaviour and habitat use by the European free-tailed bat *Tadarida teniotis*. Acta Chiropterologica, 6: 99-110. https://doi.org/10.3161/001.006.0108

Martin, T.G., Wintle, B.A., Rhodes, J.R., Kuhnert, P.M., Field, S.A., Low-Choy, S.J., Tyre, A.J. and Possingham, H.P. 2005. Zero tolerance ecology: improving ecological inference by modelling the source of zero observations. Ecology Letters, 8: 1235-1246. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00826.x

Martínez-Cortizas, A., Castillo-Rodríguez, F. & Blanco-Chao, R. 1999. Evapotranspiración potencial. Pp. 113-115. En: A. Martínez-Cortizas & A. Pérez-Alberti coord. *Atlas climático de Galicia*. Xunta de Galicia.

Martínez-Cortizas, A. & Pérez-Alberti, A. 1999. Dominios Ombrotérmicos. Pp. 107-112. En: A. Martínez-Cortizas & A. Pérez-Alberti coord. *Atlas climático de Galicia*. Xunta de Galicia.

Martins, T.G., Simpson, D., Lindgren, F. & Rue, H. 2013. Bayesian computing with INLA: New features. Computational Statistics and Data Analysis, 67, 68-83.

Mathews, F., Richardson, S., Lintott, P. & Hosken, D. 2016. Understanding the risk to european protected species (bats) at onshore wind turbine sites to inform risk management. Department for Environment Food and Rural Affairs Science and Research Projects, WCO0753 final report (Phase 2). University of Exeter. 129 Pp.

Matthiopoulos, J., Field, C., MacLeod, R., 2019. Predicting population change from models based on habitat availability and utilization. Proceedings of the Royal Society B, 286, 20182911. https://doi.org/10.1098/rspb.2018.2911

McArdle, B.H. & Anderson, M.J. 2001. Fitting multivariate models to community data: a comment on distance-based redundancy analysis. Ecology. 82, 290–297. https://doi.org/10.1890/0012-9658(2001)082[0290:FMMTCD]2.0.CO;2

Messina, T. 2002. Frequency division: a technical overview. Pp. 89-91. In: R.M. Brigman, E.K.V. Kalko, G. Jones, S. Parsons & H.J.G.A. Limpens eds. *Bat Echolocation Research: tools, techniques and analysis*. Bat Conservation International, Austin, Texas.

Millar, R.B. & Anderson, M.J. 2004. Remedies for pseudoreplication, Fisheries Research, 70 (1-3): 397-407. https://doi.org/10.1016/j.fishres.2004.08.016

Millon L., Colin C., Brescia F. & Kerbiriou, C. 2018. Wind turbines impact bat activity, leading to high losses of habitat use in a biodiversity hotspot. Ecological Engineering, 112: 51-54, https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.12.024

Millon, L., Julien, J-F., Julliard, R. & Kerbiriou, C. 2015. Bat activity in intensively farmed landscapes with wind turbines and offset measures. Ecological Engineering 75: 250-257. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.11.050

MITERD. 2020. Resolución de 3 de diciembre de 2020, de la Secretaría de Estado de Medio Ambiente, por la que se revisa y amplía la lista patrón de las especies silvestres presentes en España. BOE núm. 329, 18 de diciembre de 2020, páginas 116743 a 116744. https://www.boe.es/eli/es/res/2020/12/03/(3) https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/BDN_listas_patron.aspx

Morcegos de Galicia 2022. http://www.morcegosdegalicia.org. Consultado el 17/05/2022.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Morris, A.D., Miller, D.A. & Kalcounis-Rueppell, M.C. 2010. Use of forest edges by bats in a managed pine forest landscape. The Journal of Wildlife Management, 74(1): 26-34. https://doi.org/10.2193/2008-471

Müller,J., Mehr, M., Bässler, C., Fenton, M.B., Hothorn, T., Pretzsch, H., Klemmt, H-J & Brandl, R. 2012. Aggregative response in bats: prey abundance versus habitat. Oecologia, 169: 673-684. https://doi.org/10.1007/s00442-011-2247-y

Murray, K.L., Britzke, E.R. & Robbins, L.W. 2001. Variation in search-phase calls of bats. Journal of Mammalogy, 82(3): 728–737. https://doi.org/10.1644/1545-1542(2001)082%3C0728:VISPCO%3E2.0.CO;2

Nakagawa, S., Johnson, P.C. & Schielzeth, H. 2017. The coefficient of determination R^2 and intra-class correlation coefficient from generalized linear mixed-effects models revisited and expanded. J.R.Soc. Interface, 14: 20170213. https://doi.org/10.1098/rsif.2017.0213

Napal, M., Garin, I., Goiti, U., Salsamendi, E., & Aihartza, J. 2010. Habitat selection by *Myotis bechsteinii* in the southwestern Iberian Peninsula. Annales Zoologici Fennici, 47(4):239-250. https://doi.org/10.5735/086.047.0402

Napal, M., Garin, I., Goiti, U., Salsamendi, E., & Aihartza, J. 2013. Past deforestation of Mediterranean Europe explains the present distribution of the strict forest dweller *Myotis bechsteinii*. Forest Ecology and Management, 293, 161-170. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.12.038

Nieuwenhuis, R., Te Grotenhuis, M. & Pelzer, B. 2012. influence.ME: Tools for Detecting Influential Data in Mixed Effects Models. R Journal, 42, 38-47.

Nychka, D., Furrer, R., Paige, J. & Sain, S. 2021. fields: Tools for spatial data. R package version 14.0. https://github.com/dnychka/fieldsRPackage

O'Shea, T.J., Cryan, P.M., Hayman, D.T.S., Plowright, R.K. & Streicker, G. 2016. Multiple mortality events in bats: a global review. Mammal Review, 46(3): 175-190. https://doi.org/10.1111/mam.12064

Ober, H. & Hayes, J.P. 2008. Influence of vegetation on bat use of riparian areas at multiple spatial scales. Journal of Wildlife Management, 72(2): 396-404. https://doi.org/10.2193/2007-193

Obrist, M.K., Boesch, R. & Flückiger, P.F. 2004. Variability in echolocation call design of 26 Swiss bat species: consequences, limits and options for automated field identification with a synergetic pattern recognition approach. Mammalia, 68: 307-322. https://doi.org/10.1515/mamm.2004.030

Oksanen, J., Guillaume-Blanchet, F., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Szoecs, E. & Wagner, H. 2022. vegan: Community Ecology Package. R package version 2.6-2. https://CRAN.R-project.org/package=vegan

Palomo, L.J., Gisbert, J. & Blanco, J.C. 2007. Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España. Dirección General para la Biodiversidad-SECEM-SECEMU, Madrid, 588 pp. https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/inventarios-nacionales/inventario-especies-terrestres/inventario-nacional-de-biodiversidad/ieet_mamif_atlas.aspx

Parsons, S. & Jones, G. 2000. Acoustic identification of twelve species of echolocating bat by discriminant function analysis and artificial neural networks. The Journal of Experimental Biology, 203: 2641-2656. https://doi.org/10.1242/jeb.203.17.2641

Pebesma, E.J. 2004. Multivariable geostatistics in S: the gstat package. Computers & Geosciences, 30, 683-691.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Pebesma, E.J. & Bivand, R.S. 2005. Classes and methods for spatial data in R. R News, 52, 9-13. https://CRAN.R-project.org/doc/Rnews/

Peron, G., Hines, J.E., Nichols, J.D., Kendall, W.L., Peters, K.A. & Mizrahi, D.S. 2013. Estimation of bird and bat mortality at wind-power farms with superpopulation models. Journal of Applied Ecology, 50 (4): 902–911. https://doi:10.1111/1365-2664.12100

Pinheiro, J. C., & Bates D. 2000. *Mixed-Effects Models in S and S-PLUS*. New York: Springer.

Plank, M., Fiedler, K. & Reiter, G. 2012. Bats in temperate forest canopy. J Zool, 286: 154-162. https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2011.00859.x

Racey, P.A. & Swift, S.M. 1985. Feeding ecology of *Pipistrellus pipistrellus* (Chiroptera: Vespertilionidae) during pregnancy and lactation. I. Foraging behaviour. The Journal of Animal Ecology, 205-215. https://doi.org/10.2307/4631

Rainho, A. 2007. Summer foraging habitats of bats in a Mediterranean region of the Iberian Peninsula. Acta Chiropterologica, 9: 171-181. https://doi.org/10.3161/1733-5329(2007)9[171:SFHOBI]2.0.CO;2

R Core Team. 2022. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL https://www.R-project.org/

Reusch, C., Lozar, M., Kramer-Schadt, S., & Voigt, C. C. 2022. Coastal onshore wind turbines lead to habitat loss for bats in Northern Germany. Journal of Environmental Management, 310, 114715. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114715

Revelle, W. 2022. psych: Procedures for Psychological, Psychometric, and Personality Research. Northwestern University, Evanston, Illinois. R package version 2.2.5. https://CRAN.R-project.org/package=psych

Roeleke, M., Blohm, T., Kramer-Schadt, S., Yovel, Y., and Voigt, C. C. 2016. Habitat use of bats in relation to wind turbines revealed by GPS tracking. Sci. Rep. 6:28961. https://doi.org/10.1038/srep28961

Roemer, C., Bas, Y., Disca, T. & Coulon, A. 2019. Influence of landscape and time of year on bat-wind turbines collision risks. Landscape Ecology 34: 2869–2881. https://doi.org/10.1007/s10980-019-00927-3

Roemer, C., Disca, T., Coulon, A. & Bas, Y, 2017. Bat flight height monitored from wind masts predicts mortality risk at wind farms. Biological Conservation, 215: 116-122. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.09.002

Roscioni, F., Russo, D., Di Febbraro, M., Frate, L., Carranza, M.L. & Loy, A. 2013. Regional-scale modelling of the cumulative impact of wind farms on bats. Biodiversity and Conservation, 22(8): 1821-1835. https://doi.org/10.1007/s10531-013-0515-3

Rue, H., Martino, S. & Chopin, N. 2009. Approximate Bayesian Inference for Latent Gaussian Models Using Integrated Nested Laplace Approximations with discussion. Journal of the Royal Statistical Society B, 71, 319-392.

Rue, H., Riebler, A.I., Sørbye, S.H., Illian, J.B., Simpson, D.P. & Lindgren, F.K. 2017. Bayesian computing with INLA: A review. Annual Reviews of Statistics and Its Applications, 4 March, 395-421. http://arxiv.org/abs/1604.00860

Runkel, V., Gerding, G. & Marckmann, U. 2021. *The handbook of acoustic bat detection*. Pelagic Publishing, UK.

Russ, J. 2021. *Bat Calls of Britain and Europe. A Guide to Species Identification*. Pelagic Publishing.

Russo, D., Cistrone, L., Garonna, A.P. & Jones, G. 2010. Reconsidering the importance of harvested forests for the conservation of tree-dwelling bats. Biodiversity and Conservation, 19: 2501-2515. https://doi.org/10.1007/s10531-010-9856-3

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Russo, D., Cistrone, L. & Jones, G. 2007. Emergence time in forest bats: the influence of canopy closure. Acta Oecologica, 31(1): 119-126. https://doi.org/10.1016/j.actao.2006.11.001

Russo, D. & Jones, G. 2002. Identification of twenty-two bat species (*Mammalia: Chiroptera*) from Italy by analysis of time-expanded recordings of echolocation calls. J. Zool., Lond., 258: 91-103. https://doi.org/10.1017/S0952836902001231

Russo, D. & Jones, G. 2003. Use of foraging habitats by bats in a Mediterranean area determined by acoustic surveys: conservation implications. Ecography, 26: 197-209. https://doi.org/10.1034/j.1600-0587.2003.03422.x

Rydell, J., Bach, L., Dubourg-Savage, M.-J., Green, M., Rodrigues, L. & Hedenström, A. 2010. Bat mortality at wind turbines in northwestern Europe. Acta Chiropterologica 12, 261-274. https://doi.org/10.3161/150811010X537846

Sarkar, D. 2008. Lattice: Multivariate Data Visualization with R. Springer, New York. ISBN 978-0-387-75968-5, http://lmdvr.r-forge.r-project.org

Schaub, M., & Kéry, M. 2021. *Integrated population models: theory and ecological applications with R and JAGS*. Academic Press.

Seibold, S., Buchner, J. Bässler, C. & Müller, J. 2013. Ponds in acidic mountains are more important for bats in providing drinking water than insect prey. Journal of Zoology, 290(4): 302-308. https://doi.org/10.1111/jzo.12041

Shoenfeld, P. 2004. Suggestions regarding avian mortality estimation: Report prepared for the West Virginia Highlands Conservancy, West Virginia, by Mountaineer Wind Energy Center Technical Review Committee, 6 p.

Shute, K.E., Loeb, S.C. & Jachowski, D.S. 2021. Seasonal shifts in nocturnal habitat use by coastal bat species. Journal of Wildlife Management, 85(5): 964-978. https://doi.org/10.1002/jwmg.22060

Simonis, J., Dalthorp, D., Huso, M. M., Mintz, J., Madsen, L., Rabie, P. A., & Studyvin, J. 2018. GenEst user guide—Software for a generalized estimator of mortality (No. 7-C19). US Geological Survey. https://doi.org/10.3133/tm7C19

Shute, K.E., Loeb, S.C. & Jachowski, D.S. 2021. Seasonal shifts in nocturnal habitat use by coastal bat species. Journal of Wildlife Management, 85(5): 964-978. https://doi.org/10.1002/jwmg.22060

Simonis, J., Dalthorp, D., Huso, M. M., Mintz, J., Madsen, L., Rabie, P. A., & Studyvin, J. 2018. GenEst user guide—Software for a generalized estimator of mortality (No. 7-C19). US Geological Survey. https://doi.org/10.3133/tm7C19

Spiess, A.N. 2018. qpcR: Modelling and Analysis of Real-Time PCR Data. R package version 1.4-1. https://CRAN.R-project.org/package=qpcR

Stodden, V., Seiler, J. & Ma, Z. 2018. An empirical analysis of journal policy effectiveness for computational reproducibility. Proceedings of the National Academy of Sciences 115 (11): 2584-2589. https://doi.org/10.1073/pnas.1708290115

Straka, T. M., Fritze, M., Voigt, C.C. 2020. The human dimensions of a green–green-dilemma: Lessons learned from the wind energy — wildlife conflict in Germany. Energy Reports (6): 1768–1777. https://doi.org/10.1016/j.egyr.2020.06.028

Swift, S.M., Racey, P.A. & Avery, M.I. 1985. Feeding ecology of *Pipistrellus pipistrellus* (*Chiroptera: Vespertilionidae*) during pregnancy and lactation. II. Diet. The Journal of Animal Ecology, 217-225. https://doi.org/10.2307/4632

Thompson, M., Beston, J.A., Etterson, M., Diffendorfer, J.E., & Loss, S.R. 2017. Factors associated with bat mortality at wind energy facilities in the United States. Biological Conservation, 215, 241–245. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.09.014

USC DE COMPOSTELA

UNEP/EUROBATS IWG on wind turbines and bat populations, 2021. Doc.EUROBATS.AC25.16. Revised report of the IWG for the 25th Meeting of the Advisory Committee, Videoconference, 30 April 2021. https://www.eurobats.org/sites/default/files/documents/pdf/Advisory_Committee/EUROBATS.AC25.Record.pdf (acceso 25/03/2022).

Vasko, V., Blomberg, A.S., Vesterinen, E.J., Suominen, K.M., Ruokolainen, L., Brommer, J.E., Norrdahl, K., Niemelä, P., Laine, V.N., Selonen, V., Santangeli, A. & Lilley, T.M. 2020. Within-season changes in habitat use of forest-dwelling boreal bats. Ecology and Evolution, 10(9): 4164-4174. https://doi.org/10.1002/ece3.6253

Vaughan , N., Jones, G. & Harris, S. 1997. Habitat use by bats (Chiroptera) assessed by means of a broad-band acoustic method. Journal of Applied Ecology, 34(3): 716-730. https://doi.org/10.2307/2404918

Verboom, B., and Huitema, H. 1997. The importance of linear landscape elements for the pipistrelle *Pipistrellus pipistrellus* and the serotine bat *Eptesicus serotinus*. Landscape Ecology, 12: 117–125. https://doi.org/10.1007/BF02698211

Voigt, C.C. 2016. –Fledermäuse und windenergieanlagen: Ein ungelöstes „green-green' dilemma" Biodiversität Und Klima – Vernetzung Der Akteure in Deutschland XII – Dokumentation Der 12. Tagung, edited by H. Korn , K. Bockmühl , and R. Schliep (2016), S. 43 in BfN-Skripten 432.

Voigt, C.C., Lehnert, L.S., Petersons, G., Adorf, F., & Bach, L. 2015. Wildlife and renewable energy: German politics cross migratory bats. European Journal of Wildlife Research, 61(2), 213-219. https://doi.org/10.1007/s10344-015-0903-y

Voigt, C.C., Straka, T.M., & Fritze, M. 2019. Producing wind energy at the cost of biodiversity: A stakeholder view on a green-green dilemma. Journal of Renewable and Sustainable Energy, 11(6), 063303. https://doi.org/10.1063/1.5118784

Walsh, A.L. & Harris, S. 1996a. Foraging habitat preferences of vespertilionid bats in Britain. Journal of Applied Ecology, 33(3): 508-518. https://doi.org/10.2307/2404980

Walsh, A.L. & Harris, S. 1996b. Factors determining the abundance of vespertilionid bats in Britain: geographical, land class and local habitat relationships. Journal of Applied Ecology, 33(3): 519-529. https://doi.org/10.2307/2404981

Walsh, A.L., Catto, C.M.C., Hutson, A.M., Racey, P.A., Richardson, P.W., Langton, S.D., 2001. The UK's National Bat Monitoring Programme, Final Report 2001. DETR Contract Ref. CR018. The Bat Conservation Trust, London. https://cdn.bats.org.uk/uploads/pdf/Our%20Work/NBMP/NBMPReport2001_1_main_report.pdf?v=1601552298

Walters, C.L., Freeman, R., Collen, A., Dietz, C., Brock Fenton, M., Jones, G., Obrist, M.K., Puechmaille, S.J., Sattler, T., Siemers, B.M., Parsons, S. & Jones, K.E. 2012. A continental-scale tool for acoustic identification of European bats. J Appl Ecol, 49: 1064-1074. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02182.x

Walters, W. P. 2020. Code Sharing in the Open Science Era. Journal of Chemical Information and Modeling 60, 10, 4417–4420. https://doi.org/10.1021/acs.jcim.0c01000

Waters, D., Jones, G. & Furlong, M. 1999. Foraging ecology of Leisler's bat (*Nyctalus leisleri*) at two sites in southern Britain. Journal of Zoology, London, 249: 173–180. https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1999.tb00755.x

Wenger, S.J. & Freeman, M.C. 2008. Estimating species occurrence, abundance, and detection probability using zero-inflates distributions. Ecology, 89: 2953-2959. https://doi.org/10.1890/07-1127.1

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Weller, T.J., & Baldwin, J.A. 2012. Using echolocation monitoring to model bat occupancy and inform mitigations at wind energy facilities. The Journal of Wildlife Management, 76(3), 619-631. https://doi.org/10.1002/jwmg.260

Wellig, S.D., Nusslé, S., Miltner, D., Kohle, O., Glaizot, O., Braunisch, V., Obrist, M.K. & Arlettaz, R. 2018. Mitigating the negative impacts of tall wind turbines on bats: vertical activity profiles and relationships to wind speed. PLoS ONE 13(3): e0192493. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0192493

Wickham, H. 2016. *ggplot2. Elegant Graphics for Data Analysis*. Second edition. Springer-Verlag New York. https://ggplot2-book.org/ https://ggplot2.tidyverse.org

Wickham, H, François, R, Henry, L, Müller, K 2022. dplyr: A Grammar of Data Manipulation. https://dplyr.tidyverse.org https://github.com/tidyverse/dplyr R package version 1.0.9. https://CRAN.R-project.org/package=dply

Wickham, H. & Girlich, M. 2022. tidyr: Tidy Messy Data. R package version 1.2.0. https://CRAN.R-project.org/package=tidyr

Wickramasinghe, L.P., Harris, S., Jones, G. & Vaughan, N. 2003. Bat activity and species richness on organic and conventional farms: impact of agricultural intensification. Journal of Applied Ecology, 40: 984-993. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2003.00856.x

Wiens, J.A. 1989. Spatial scaling in ecology. Functional Ecology, 3(4): 385-397. https://doi.org/10.2307/2389612

Wieser, D., Mixanig, H., Krainer, K., Bruckner, A. & Reiter, G. 2020. The importance of inland cliffs and quarries for bats. Acta Chiropterologica, 22(2): 391-402. https://doi.org/10.3161/15081109ACC2020.22.2.013

Wolpert, R. 2015. ACME—A partially periodic estimator of avian and chiropteran mortality at wind turbines: Cornell University Library, https://arxiv.org/abs/1507.00749

Wood, S.N. 2003. Thin-plate regression splines. Journal of the Royal Statistical Society B, 651, 95-114.

Wood, S.N. 2004. Stable and efficient multiple smoothing parameter estimation for generalized additive models. Journal of the American Statistical Association, 99467, 673-686.

Wood, S.N. 2011. Fast stable restricted maximum likelihood and marginal likelihood estimation of semiparametric generalized linear models. Journal of the Royal Statistical Society B, 731, 3-36.

Wood, S.N. 2017. *Generalized Additive Models: An Introduction with R*, 2 edition. Chapman and Hall/CRC.

Wood, S.N. & Safken, B.P. 2016. Smoothing parameter and model selection for general smooth models with discussion. Journal of the American Statistical Association, 111, 1548-1575.

Xie, Y. 2014. knitr: A Comprehensive Tool for Reproducible Research in R. In Stodden V, Leisch F, Peng RD (eds.), Implementing Reproducible Computational Research. Chapman and Hall/CRC. http://www.crcpress.com/product/isbn/9781466561595

Xie, Y. 2015. *Dynamic Documents with R and knitr*, 2nd edition. Chapman and Hall/CRC, Boca Raton, Florida. https://yihui.org/knitr/

Xie, Y. 2022. knitr: A General-Purpose Package for Dynamic Report Generation in R. R package version 1.39. https://yihui.org/knitr/

Zuur, A.F. & Ieno, E.N. 2016a. *Beginner's guide to zero-inflated models with R*. United Kingdom: Highland Statistics Limited.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Zuur, A.F. & Ieno, E.N. 2016b. A protocol for conducting and presenting results of regression-type analyses. Methods in Ecology and Evolution 7(6):636-645. https://doi.org/10.1111/2041-210X.12577

Zuur, A.F. & Ieno, E.N. 2018. *Spatial, temporal and spatial-temporal ecological data analysis with R-INLA. Vol. 2: GAM and Zero-inflated mo*dels. Highland Statistics Ltd.

Zuur, A.F., Ieno, E.N. & Elphick, C.S. 2010. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. Methods in Ecology and Evolution 1(1):3-14. https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2009.00001.x

Zuur, A.F., Ieno, E.N. & Meesters, E.H. 2009. A Beginner's Guide to R. New York: Springer.

Zuur, A.F., Ieno, E.N. & Saveliev, A.A. 2017. *Spatial, temporal and spatial-temporal ecological data analysis with R-INLA. Vol. 1: Using GLM and GLMM*. Highland Statistics Ltd.

Zuur, A.F., Ieno, E.N., & Smith, G.M. 2007. *Analysing ecological data*. New York: Springer.

Zuur, A.F., Ieno, E.N., Walker, N.J., Saveliev, A.A., & Smith, G.M. 2009. *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. New York: Springer.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

2 COMUNIDAD DE QUIRÓPTEROS EN PARQUES EÓLICOS DEL SUR DE GALICIA (NO PENÍNSULA IBÉRICA)

La distribución de las especies animales en el territorio no es homogénea. El clima, la disponibilidad de hábitat y las interacciones interespecíficas son los factores fundamentales que controlan la abundancia, la diversidad y la distribución espacial de las comunidades de quirópteros (Estrada-Villegas *et al*., 2012). El control se produce a distintas escalas espaciales (Wiens, 1989; McGill, 2010), vinculadas a las escalas a las que cada organismo percibe el medio y se desenvuelve, dependientes a su vez de los rasgos de las especies y de su variación (Parreira *et al*., 2018).

Los murciélagos en general y el conjunto de especies insectívoras en particular, son adecuados para investigar cómo diferentes propiedades de una comunidad se ven influenciadas por el clima, el hábitat y las interacciones entre especies a diferentes escalas (Fahr & Kalko, 2011). El clima puede afectar a la distribución espacial y a la abundancia de las especies porque los murciélagos son sensibles a la temperatura y a la humedad debido a su pequeño tamaño y al alto valor del cociente superficie/volumen corporal (Hosken & Withers,1999; Ruggiero & Kitzberger, 2004; McCain, 2007). La complejidad estructural del hábitat, a escala de parche de bosque, impone limitantes ecomorfológicos a la movilidad de los murciélagos en términos de forma alar, y requiere adaptaciones sensoriales específicas para encontrar alimento (Fahr & Kalko, 2011). Estas restricciones limitan el tipo y el número de especies que son capaces de desplazarse y alimentarse con éxito en diferentes tipos de hábitats (Norberg & Rayner, 1987; Schnitzler & Kalko, 2001). Además, al igual que el resto de las especies con las que conviven, es probable que los murciélagos estén limitados por los recursos alimenticios, en su caso la disponibilidad de insectos (Morris *et al*., 2010), aunque Fenton (1990) sugiere que existen pocas evidencias de limitación de alimento para los murciélagos insectívoros aéreos.

En una comunidad de quirópteros insectívoros neotropical (Panamá), la mayor variación en la riqueza específica, abundancia total y actividad alimenticia se produce a escala pequeña (superficies de 100 m^2), y es explicada por la estructura del hábitat; mientras que el clima a escalas grandes (25 km) explica la mayor parte de la variación en la abundancia individual de las especies (Estrada-Villegas *et al*., 2012).

Desde una perspectiva evolutiva, la agrupación en nichos en combinación con diferentes estrategias de vuelo, alimentación y ecolocación, y un uso diferencial del espacio aéreo, permitió la coexistencia entre las especies de murciélagos, así como un incremento de la diversidad sostenida por el medio (Parreira *et al*., 2018). Las características morfológicas, si bien son útiles para separar especies de quirópteros en gremios de alimentación groseros, pueden no predecir una segregación ecológica a escala fina; sin embargo, la diversificación de la estructura de la llamada permite una considerable similitud morfológica entre especies,

pero también una diferenciación de nicho a través de la especialización de la ecolocación en determinadas presas y estructuras de hábitat (Nicholls & Racey, 2006).

Comprender la interacción entre las especies y su entorno es fundamental para identificar los factores ambientales o climáticos que controlan su distribución (Guisan *et al*., 2013). En relación a los quirópteros, Scherrer *et al.* (2019) destacan la importancia de la escala a la que se cuantifica el efecto de las variables descriptoras ambientales que pueden explicar su distribución, y señalan la necesidad de adaptarlas al tamaño de los dominios vitales de cada especie y a su capacidad de desplazamiento.

Las características y la calidad del hábitat influyen también en la distribución, diversidad y biomasa de los insectos (p.ej. Fry & Londsdale, 1991) que proporcionan alimento a los quirópteros. Es por lo tanto relevante identificar los tipos de hábitats y las características preferidas por las especies de quirópteros para definir pautas de conservación apropiadas y aplicar medidas de protección efectivas (Russo & Jones, 2003).

Las áreas en las que se instalan los parques eólicos presentan características muy variables, en lo que se refiere tanto a la altitud (desde el nivel del mar a zonas que pueden alcanzar en Galicia los 1.500 m.s.n.m.), como a la orografía (desde zonas completamente llanas a zonas totalmente escarpadas), o a las características de la cobertura vegetal (áreas más o menos forestadas, y con predominancia de diferentes especies de árboles). Dado que estas características pueden condicionar las especies que finalmente se localicen en un parque eólico, resulta de interés analizar la comunidad de quirópteros presente en diferentes localidades, como requisito previo a determinar y valorar las potenciales interacciones del parque con las diferentes especies, tanto en la inmediata proximidad de los aerogeneradores como a nivel de paisaje.

La disimilitud en la composición de especies entre dos comunidades es un parámetro básico para la valoración de los patrones de biodiversidad (Legendre & Legendre, 2012). Sin embargo, la definición de la disimilitud de manera que represente los procesos ecológicos y biogeográficos subyacentes a los patrones de biodiversidad (especiación vs. extinción, por ejemplo) no es una tarea sencilla.

Recientemente se han propuesto y evaluado diferentes métodos que intentan profundizar en este campo de trabajo (Legendre & De Cáceres, 2013; Legendre, 2014; Baselga & Leprieur, 2015). Baselga (2010, 2012) propone que la disimilitud total entre dos comunidades basada en presencias/ausencias de especies se puede dividir en dos componentes aditivos, que explicarían (i) la disimilitud asociada al reemplazo de algunas especies por otras entre comunidades, y (ii) la disimilitud asociada con la pérdida de especies donde una comunidad es un subconjunto estricto de otra.

Los índices de disimilitud entre dos comunidades basados en presencias/ausencias de especies normalmente se formulan utilizando los componentes conjuntos *a*, *b*, y *c*, siendo *a* las especies presentes en los dos sitios, *b* las especies presentes en el primer sitio pero no en el segundo, y *c* las especies presentes en el segundo sitio pero no en el primero, respectivamente. La fórmula del índice de disimilitud de Bray-Cutris utilizando los valores de abundancia de los componentes de una comunidad hace que en todas las situaciones en que la relación entre (B+C) y A permanezca constante, el valor de d_{BC} será el mismo, independientemente de la contribución relativa de B y C a su suma (Baselga, 2013). De esta manera, la disimilitud d_{BC} se verá afectada de la misma forma por (i) cambios equilibrados entre las abundancias de especies (B=C, i.e., la abundancia de algunas especies desciende del sitio 1 al sitio 2 en la misma magnitud que la abundancia de otras especies aumenta del sitio 1 al sitio 2 en la misma magnitud), y (ii) gradientes de abundancia (B>C=0, i.e., la abundancia de todas las especies desciende (o aumenta) por igual entre los sitios 1 y 2.

USC DE COMPOSTELA

Utilizando un razonamiento análogo al empleado para separar los components de intercambio y anidamiento en la disimilitud basada en presencias/ausencias de especies (Baselga 2010, 2012), los componentes de la disimilitud de Bray-Curtis correspondientes a la variación equilibrada y a los gradientes de abundancia se pueden separar de la siguiente manera:

$$d_{BC} = d_{BC-bal} + d_{BC-gra} \equiv \frac{B+C}{2A+B+C} = \frac{\min(B,C)}{A+\min(B,C)} + \frac{|B-C|}{2A+B+C} * \frac{A}{A+\min(B,C)}$$

donde $d_{BC\text{-}bal}$ y $d_{BC\text{-}gra}$ son los componentes de la variación equilibrada y del gradiente de abundancias de la disimilitud de Bray-Curtis, respectivamente, y A, B, y C son los componentes basados en la abundancia de las especies tal y como se formularon en los párrafos anteriores.

Con esta partición aditiva es possible cuantificar la disimilitud total entre dos comunidades en términos de variación en la abundancia de las especies (d_{BC}), y separar igualmente las fracciones de esta disimilitud total que están ligadas a las variaciones equilibradas en abundancias ($d_{BC\text{-}bal}$) o asociadas a los gradientes de abundancia ($d_{BC\text{-}gra}$).

Jupke & Schäfer (2020), después de realizar evaluaciones de funcionamiento utilizando simulaciones sistemáticas, concluyen que los análisis de redundancia basados en distancias (distance based-Redundancy Analysis, db-RDA) son confiables para analizar las relaciones especie-ambiente.

El objetivo del presente capítulo es describir, para el área de estudio considerada: 1) la comunidad de quirópteros detectada, 2) los niveles de actividad registrados, y 3) las posibles diferencias existentes en ambos, tanto espaciales como temporales, exploradas a través de distintas técnicas de ordenación teniendo en consideración la partición de la disimilitud total entre comunidades, en aquella contribución de las variaciones equilibradas en abundancias, y la asociada a los gradientes de abundancia.

2.1 METODOLOGÍA

2.1.1 Área de estudio

El área de estudio la constituye el entorno de siete parques eólicos, agrupados en dos bloques distantes más de 50 km entre si: Outeiro do Coto, Masgalán y Testeiro, en la provincia de Pontevedra, agrupados en un sector occidental (Oeste); y Sil, Meda-ampliación de Meda (Meda-AM), Serra do Burgo-Pena da Cruz (SBPC) y Ampliación Serra do Burgo-Ampliación Pena da Cruz (ASB-APC) en la provincia de Ourense, agrupados en un sector oriental (Este).

Se puede consultar una descripción pormenorizada de los mismos, así como su localización geográfica contextualizada para el conjunto de parques eólicos en Galicia, en el capítulo introductorio de la presente tesis doctoral.

2.1.2 Muestreos de campo y análisis de las grabaciones obtenidas

Utilizando un detector de división de frecuencia (modelo D230x, Pettersson Elektronik AB), con el que se bandearon automáticamente las frecuencias comprendidas entre los 10 y los 120 kHz durante un período de cuatro minutos consecutivos, se ha cuantificado la actividad de los quirópteros en 115 puntos de muestreo diferentes (entre 10 y 24 puntos por parque, Tabla 2.1). Estos han sido muestreados repetidamente entre los meses de abril y octubre durante los años 2006 a 2010, ambos inclusive, acumulando un total de 244 noches de muestreo (44 en 2006, 55 en 2007 y 2008, 56 en 2009 y 34 en 2010).

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Tabla 2.1. Número de puntos de muestreo (n), de aerogeneradores, y número de noches de muestreo por año en cada parque eólico

Parque eólico	n	Nº turbinas	Noches de muestreo				
			2006	2007	2008	2009	2010
Outeiro do Coto	10	76	7	10	10	10	9
Masgalán-Campo do Coco	10	77	10	9	10	10	5
Testeiro	16	97	10	9	10	10	5
Sil	20	34	7	9	9	9	5
Meda-ampliación de Meda	18	26	8	9	9	9	5
Serra do Burgo-Pena da Cruz	17	36	9	10	9	10	5
Ampliación Serra do Burgo-Pena da Cruz	24	34	7	10	10	10	6

Todos los muestreos se iniciaron media hora después de la puesta del sol, y se desarrollaron dentro de las cuatro horas posteriores, correspondientes con el periodo de máxima actividad de los murciélagos (p.e. Vaughan *et al*., 1997; Hayes, 1997; Duffy *et al*., 2000; Erickson & West, 2002; Russo & Jones, 2003; Wickramasinghe *et al*., 2003; Rainho, 2007; Amorim *et al*., 2012). El único limitante impuesto a la hora de realizar los muestreos fue la ausencia de precipitaciones.

Las grabaciones obtenidas se revisaron utilizando el programa de análisis de sonido Bat Sound v. 3.3 (Pettersson Elektronik AB). Cada grabación se revisó manualmente de forma visual y sonora en modo espectrograma, visualizando en pantalla en todos los casos al menos 10 segundos de grabación (*FFT hanning window 1024*). Se identificaron de esta forma los trenes de pulsos de murciélagos y se determinó el tiempo que abarcaban.

La actividad relativa de los murciélagos se midió contabilizando el número de pasos (un mismo murciélago podía ser registrado un número indeterminado de veces) durante el tiempo invertido en completar cada estación (cuatro minutos), y se considera aporta información sobre los niveles de actividad de alimentación de las especies implicadas (p.ej. Müller *et al*., 2012). Se consideró como un paso de murciélago un tiempo de cinco segundos de grabación o menos (Walsh *et al*., 2001, p. 26).

Para un conjunto de pulsos representativos de cada serie (utilizando un zoom de 2.500 ms), se obtuvo un Power Spectrum (*FFT hanning window 1024*), del que se extrajo manualmente la frecuencia (kHz) con la máxima intensidad (dB). Con todas las mediciones de cada tren de pulsos se calculó una media, y se obtuvo una frecuencia que lo caracterizó y permitió relacionarlo con una determinada especie o grupo de especies. La actividad se clasificó, en base a Vaughan *et al*., (1997), Parsons & Jones (2000), Russo & Jones (2002), Obrist *et al*., (2004), Collins & Jones (2009) y Russ (2021), en los siguientes grupos fónicos:

- **51-56 kHz**: englobaría a *Pipistrellus pygmaeus* y *Miniopterus schreibersii*;
- **42-51 kHz**: incluiría principalmente a *Pipistrellus pipistrellus* y en menor medida a *Plecotus* spp., algún *Myotis* spp. pequeño y *Miniopterus schreibersii*, aunque en base a las identificaciones acústicas realizadas, la presencia de los dos últimos grupos citados sería residual;
- **36-40 kHz**: englobaría a *Pipistrellus nathusii*, *Pipistrellus kuhlii* y a *Myotis* grandes;
- **30-35 kHz**: incluiría a *Hypsugo savii*, *Barbastella barbastellus* y *Plecotus* spp.;
- **24-29 kHz**: incluiría principalmente a *Eptesicus serotinus* (con una frecuencia de llamada principal de 25,5 kHz, según Müller *et al*., 2012) y a *Nyctalus leisleri* (frecuencia de llamada principal de 25 kHz, Müller *et al*., 2012), aunque en base a las identificaciones acústicas realizadas, la gran mayoría de pasos deben pertenecer a *Eptesicus*;

USC UNIVERSIDADE DE COMPOSTELA

- **16-23 kHz**: incluiría principalmente a *Nyctalus noctula/lasiopterus*; y
- **9-16 kHz**, que incluiría fundamentalmente a *Tadarida teniotis*.

También se consideraron los pasos totales, que miden la actividad conjunta de los murciélagos sin diferenciar grupos fónicos.

2.1.3. Variables consideradas

La descripción de la comunidad de quirópteros y de los niveles de actividad se aborda tanto desde una perspectiva espacial como temporal. A nivel espacial se ha considerado por un lado individualmente cada parque, y por otro se han agrupado en dos grandes áreas geográficas, este y oeste, dada la proximidad entre algunos de ellos. Cada parque eólico tiene sus particularidades en lo que respecta tanto a la composición y estructura de la vegetación, como a la orografía, la altitud o las características del paisaje de su entorno (consultar capítulo introductorio). Estas son características que pueden afectar a la composición específica y a la abundancia de los quirópteros, por lo que está justificado abordar la descripción a escala de parque. Igualmente a través de la agrupación de los parques en dos áreas geográficas claramente diferenciadas, se dirige la atención hacia la identificación de un posible efecto de las características climáticas en la abundancia de los quirópteros (Erickson & West, 2002; Estrada-Villegas *et al*., 2012).

La componente temporal se ha abordado a través de la consideración de tres momentos diferentes dentro del ciclo biológico de un murciélago, los períodos pre-reproductor (abril-mayo), reproductor (junio-julio) y post-reproductor (agosto-septiembre) (en base a Dietz *et al*., 2009). El comportamiento, la distribución y la abundancia de los quirópteros varía en función de la etapa vital en la que se encuentren; en el período reproductor las hembras lactantes pueden reducir sus dominios vitales con respecto a los existentes en la etapa de gestación (p.ej. Racey & Swift, 1985; Shiel *et al*., 1999; Mackie & Racey, 2007), o aumentarlos como consecuencia de un incremento de la densidad de ejemplares en la colonia (Goiti *et al*., 2006); y los machos pueden ocupar zonas altitudinalmente más elevadas para no competir con las hembras por el alimento (McGuire & Boyle, 2013). En el período post-reproductor ya se han incorporado los ejemplares juveniles a la población (Maier, 1992), y se puede notar también la entrada de ejemplares de especies migratorias (Hutterer *et al.*, 2005; Dietz *et al.*, 2009).

Además se ha explorado el efecto de la presencia o ausencia de un aerogenerador en la inmediata proximidad de cada punto de muestreo, agrupados por parque y para cada grupo fónico. Justifica esta comparación exploratoria la detección de comportamientos de atracción (Richardson *et al*., 2021) como de repulsión (Barré *et al*., 2018; Reusch *et al*., 2022) hacia las turbinas/parques eólicos.

Se ha explorado también el efecto de una serie de variables ambientales, en concreto las superficies ocupadas por árboles en general, pinares (*Pinus* spp.), matorrales, zonas agrícolas, zonas urbanizadas, láminas de agua y cortafuegos, en áreas delimitadas por radios de 150 m de longitud alrededor de cada punto de muestreo. Igualmente se ha considerado el efecto de la cobertura de nubes, la iluminación lunar, la velocidad del viento, la temperatura, la altitud y el año del muestreo. La selección de estas variables se justifica en los siguientes capítulos de esta tesis doctoral, donde se analizan con mayor profundidad.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

2.1.4 Exploración y análisis de los datos obtenidos

Los datos se han representado gráficamente utilizando diversas funciones de los paquetes ―ggplot2" (Wickham, 2016), ―rgdal" (Bivand *et al*., 2022) y ―sp" (Pebesma & Bivand, 2005; Bivand *et al.*, 2013), en el entorno del software libre R (R Core Team, 2022).

Con la función summary_stats del paquete ―ggplot2" se han calculado las estadísticas descriptivas (medias e intervalos de confianza al 95% calculados mediante 1.000 repeticiones de *bootstraping*) del número de pasos de cada grupo fónico contabilizados en cada punto de muestreo en función del parque eólico, área geográfica y etapa vital. Con distintas funciones del paquete ―gglplot2" se han realizado las representaciones gráficas de los resultados de estos análisis descriptivos. No se consideró necesario realizar test estadísticos de comparación entre conjuntos de categorías o entre pares de categorías de cada conjunto; en estas representaciones, o en las tablas en las que se recogen los intervalos de confianza, se podrían considerar estadísticamente significativas aquellas diferencias entre categorías para las que no exista solapamiento entre los intervalos de confianza.

Posteriormente se ha procedido a describir la comunidad de quirópteros mediante técnicas de ordenación sin restricciones, en concreto a través de un análisis de coordenadas principales (PcoA) sobre un total de 893 filas de datos (combinaciones estación de muestreo/día) que tuvieran algún valor positivo de actividad de cualquiera de los grupos fónicos establecidos.

Se calculó la disimilitud entre las combinaciones estación de muestreo/día y estación de muestreo, teniendo en cuenta los valores de la intensidad de uso (nº de pasos acumulados en 4 minutos) para cada grupo fónico. Siguiendo a Baselga (2013), y utilizando la función beta.pair.abund del paquete ―betapart" (Baselga & Orme, 2012, Baselga *et al.*, 2022), se calcularon tres matrices de disimilitud partiendo de los valores de actividad detectados para cada grupo fónico en todas las combinaciones estación de muestreo/día (n=893):

- una matriz de disimilitud derivada de la variación equilibrada en abundancias,
- una matriz de disimilitud derivada de los gradientes unidireccionales de abundancia,
- una matriz de disimilitud total, la suma de ambos componentes anteriores, correspondiente al índice de Bray-Curtis.

Una vez obtenidas las tres matrices de disimilitud, se utilizó la función cmdscale (classical multidimensional scaling) del paquete ―vegan" para realizar el análisis de coordenadas principales. Con la función ordiplot se representaron las posiciones de los elementos de la matriz de disimilitudes (todas las combinaciones estación de muestreo/día) en los dos primeros ejes de la ordenación, y con la función wascores se representaron en el gráfico los valores medios para cada grupo fónico. En estas representaciones gráficas de cada ordenación se generó una leyenda de símbolos y colores para los puntos de muestreo que buscó simplificar la interpretación visual de los resultados obtenidos, diferenciando bien parques eólicos o bien bloques de parques eólicos (Este-Oeste), y empleando diferentes colores para cada etapa vital considerada.

Mediante la función dbrda del paquete ―vegan" se realizaron distintos análisis de redundancia basados en distancias, directamente sobre las matrices de disimilitud construídas anteriormente con la función beta.pair.abund del paquete ―betapart". Con la función ordiR2step del paquete ―vegan" se buscaron aquellas combinaciones de variables ambientales explicativas estandarizadas que ofrecieron mayores valores de R^2 ajustado.

2.2 Resultados

Se han acumulado un total de 4.534 puntos/noche (18.136 minutos de muestreo). Se contabilizaron un total de 6.069 pasos de murciélagos (0,3346 pasos/minuto, 1,338 pasos por

USC DE COMPOSTELA

muestreo), repartidos en 114 puntos de muestreo diferentes y en 929 puntos/noche (Tabla 2.2) (en 3.605 puntos/noche no se detecta ningún paso, en los 929 puntos/noche restantes, 6,5328 pasos/punto/noche). Se detectaron pulsos de ecolocación pertenecientes a seis grupos fónicos, siendo los mejor representados 42-51 kHz y 9-16 kHz, con 3.853 y 1.090 pasos acumulados respectivamente (Tabla 2.2).

Tabla 2.2. Pasos acumulados de murciélagos total y por grupo fónico, puntos de muestreo acumulados con murciélagos, y puntos con murciélagos.

Grupo fónico	Nº de pasos	Nº puntos/noche +	Puntos +
Todos	6.057	923	114
51-56 kHz	82	31	21
42-51 kHz	3.850	602	111
36-40 kHz	2	2	1
30-35 kHz	153	83	45
24-29 kHz	398	137	70
16-23 kHz	400	151	70
9-16 kHz	1.087	198	73

El grupo fónico 36-40 kHz se detectó exclusivamente en dos ocasiones (05/08/2009 y 13/09/2009) en un mismo punto de muestreo (estación 11) del parque eólico Meda-Ampliación de Meda, y con un único paso registrado en cada ocasión. Por estos motivos, la detección de este grupo fónico se considera un suceso excepcional, y no se ha incorporado en los análisis descriptivos que se presentan a continuación.

2.2.1 Diferencias entre parques eólicos

Ordenados por valores medios decrecientes de actividad para el conjunto de murciélagos, Sil es el parque eólico que con más claridad se diferencia de todos los restantes; le siguen SBPC y ASB-APC, con niveles de actividad entre ambos muy similares; Outeiro do Coto y Masgalán; y Meda-AM y Testeiro (Tabla 2.3, Figuras 2.1 y 2.2). Este mismo patrón se mantiene para el grupo fónico 42-51 kHz, siendo los parques Sil y Meda-AM los más diferentes con respecto al conjunto de parques analizados.

En el grupo fónico 24-29kHz destaca la elevada actividad registrada en Sil, siendo la observada en los restantes parques muy similar entre sí. En el grupo 16-23 kHz se ha observado igualmente que Sil es el parque en el que se registra claramente mayor actividad; en un segundo nivel parece encontrase SBPC (tan solo no se diferencia de Masgalán); siendo Testeiro el más diferente entre aquellos donde se registran los niveles más bajos.

El grupo fónico 9-16 kHz se ha detectado en el grupo de parques localizados más al Este, donde Sil es el que registra la mayor actividad, y ASB-APC la menor. Y residualmente en Testeiro y Outeiro do Coto.

El grupo fónico 51-56 kHz tan solo se ha detectado de forma perceptible en Sil, al igual que sucede con el grupo 30-35 kHz, aunque en este último caso los parques Masgalán y SBPC son los que más actividad registran dentro del conjunto de parques con poca actividad de este grupo.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Tabla 2.3. Pasos acumulados de murciélagos de cada grupo fónico registrado (en períodos de 4 minutos) por parque eólico. Media en negrita, intervalos de confianza al 95% entre paréntesis. OC= Outeiro do Coto, MASG = Masgalán, TES= Testeiro, SL= Sil, M_AM= Meda-Ampliación de Meda, SB_PC= Serra do Burgo-Pena da Cruz, ASB_APC= Ampliación Serra do Burgo_Ampliación Pena da Cruz.

Grupo fónico	Bloque Oeste			Bloque Este			
	OC	MASG	TES	SL	M_AM	ASB_APC	SB_PC
Todos	(0,709) **0,970** (1,261)	(0,689) **0,975** (1,311)	(0,252) **0,455** (0,741)	(2,959) **3,671** (4,446)	(0,349) **0,491** (0,645)	(0,995) **1,287** (1,598)	(1,19) **1,496** (1,839)
51-56 kHz	(0,005) **0,019** (0,038)	(0,000) **0,011** (0,027)	- **0,000** -	(0,028) **0,093** (0,197)	(0,000) **0,003** (0,007)	(0,001) **0,008** (0,018)	(0,000) **0,002** (0,007)
42-51 kHz	(0,485) **0,688** (0,913)	(0,507) **0,756** (1,05)	(0,185) **0,394** (0,666)	(1,466) **2,063** (2,68)	(0,101) **0,171** (0,244)	(0,809) **1,070** (1,375)	(0,586) **0,841** (1,138)
30-35 kHz	(0,010) **0,025** (0,044)	(0,018) **0,037** (0,059)	(0,000) **0,002** (0,007)	(0,040) **0,081** (0,135)	(0,001) **0,010** (0,022)	(0,004) **0,017** (0,032)	(0,034) **0,061** (0,091)
24-29 kHz	(0,033) **0,088** (0,166)	(0,034) **0,094** (0,174)	(0,007) **0,037** (0,076)	(0,17) **0,274** (0,420)	(0,008) **0,037** (0,090)	(0,023) **0,048** (0,079)	(0,039) **0,067** (0,095)
16-23 kHz	(0,012) **0,038** (0,073)	(0,027) **0,057** (0,094)	(0,000) **0,007** (0,016)	(0,19) **0,341** (0,541)	(0,008) **0,023** (0,041)	(0,023) **0,058** (0,116)	(0,069) **0,103** (0,14)
9-16 kHz	(0,000) **0,003** (0,008)	- **0,000** -	(0,000) **0,002** (0,007)	(0,620) **0,870** (1,167)	(0,158) **0,231** (0,325)	(0,053) **0,088** (0,133)	(0,250) **0,411** (0,621)

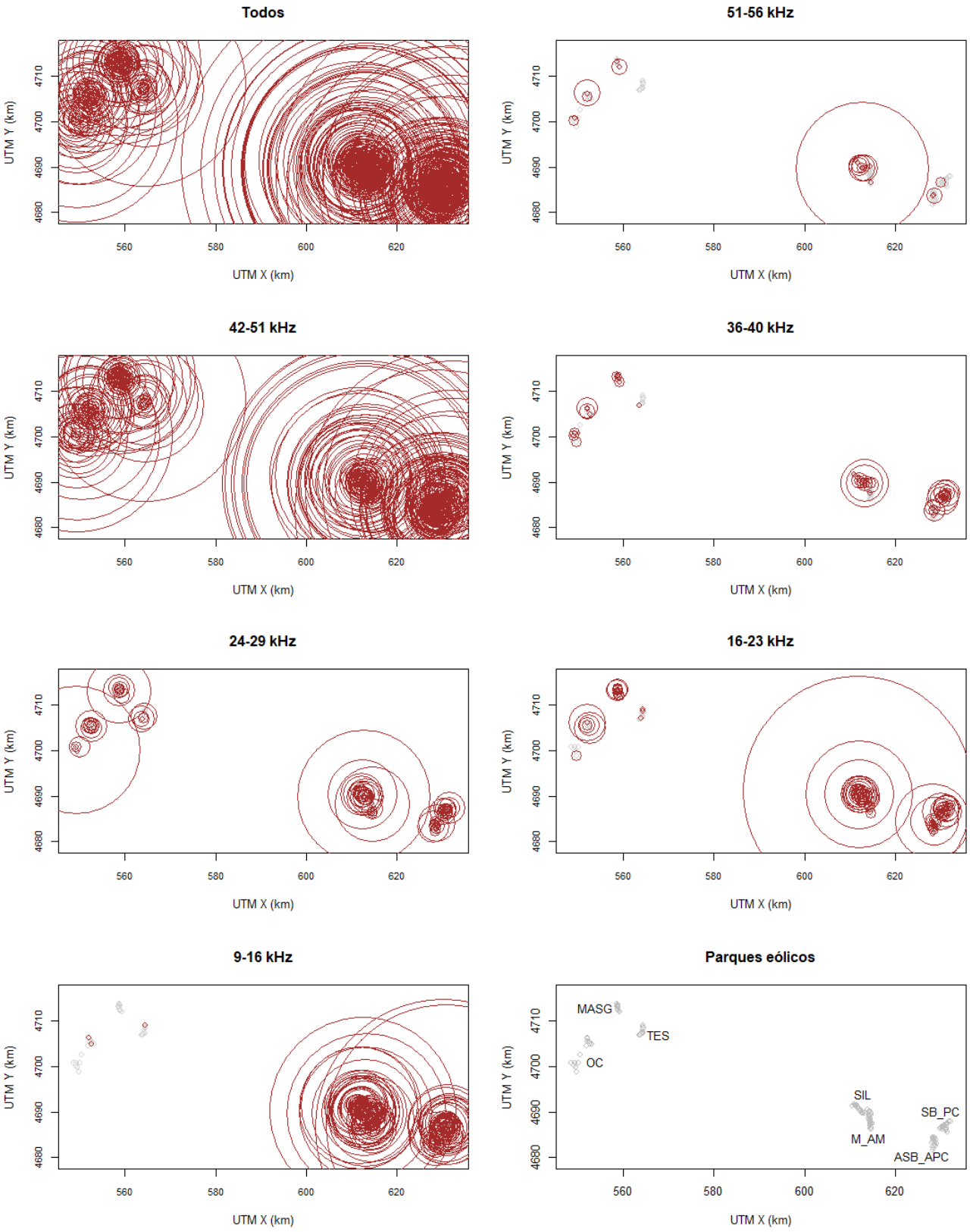


Figura 2.1. Representación gráfica espacial de los valores de actividad positivos (nº de pasos de murciélago en 4 minutos) de cada grupo fónico registrado. OC= Outeiro do Coto, MASG = Masgalán, TES= Testeiro, SL= Sil, M_AM= Meda-Ampliación de Meda, SB_PC= Serra do Burgo-Pena da Cruz, ASB_APC= Ampliación Serra do Burgo_Ampliación Pena da Cruz.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

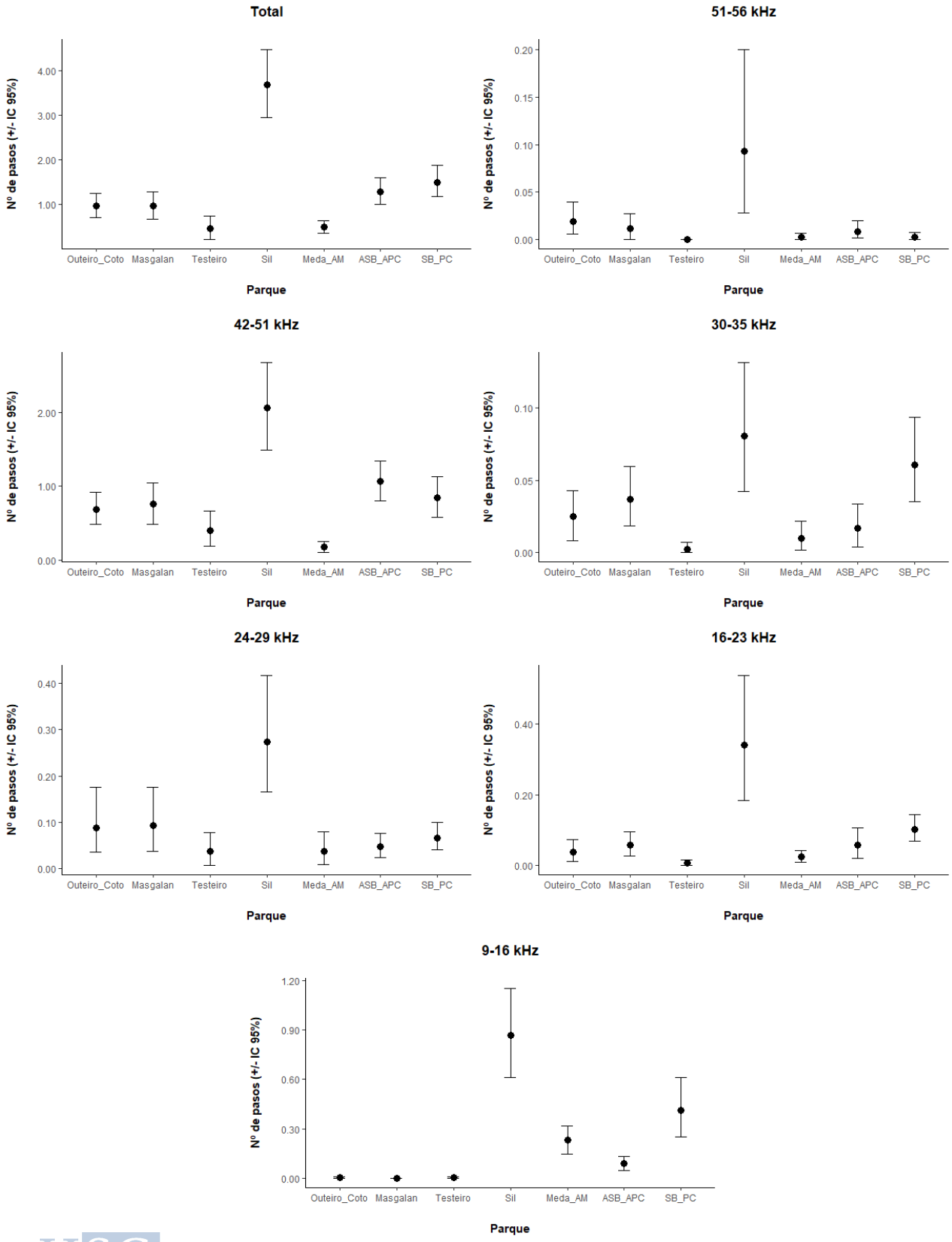


Figura 2.2. Número medio de pasos de quirópteros en cuatro minutos en los parques eólicos analizados, por grupo fónico.

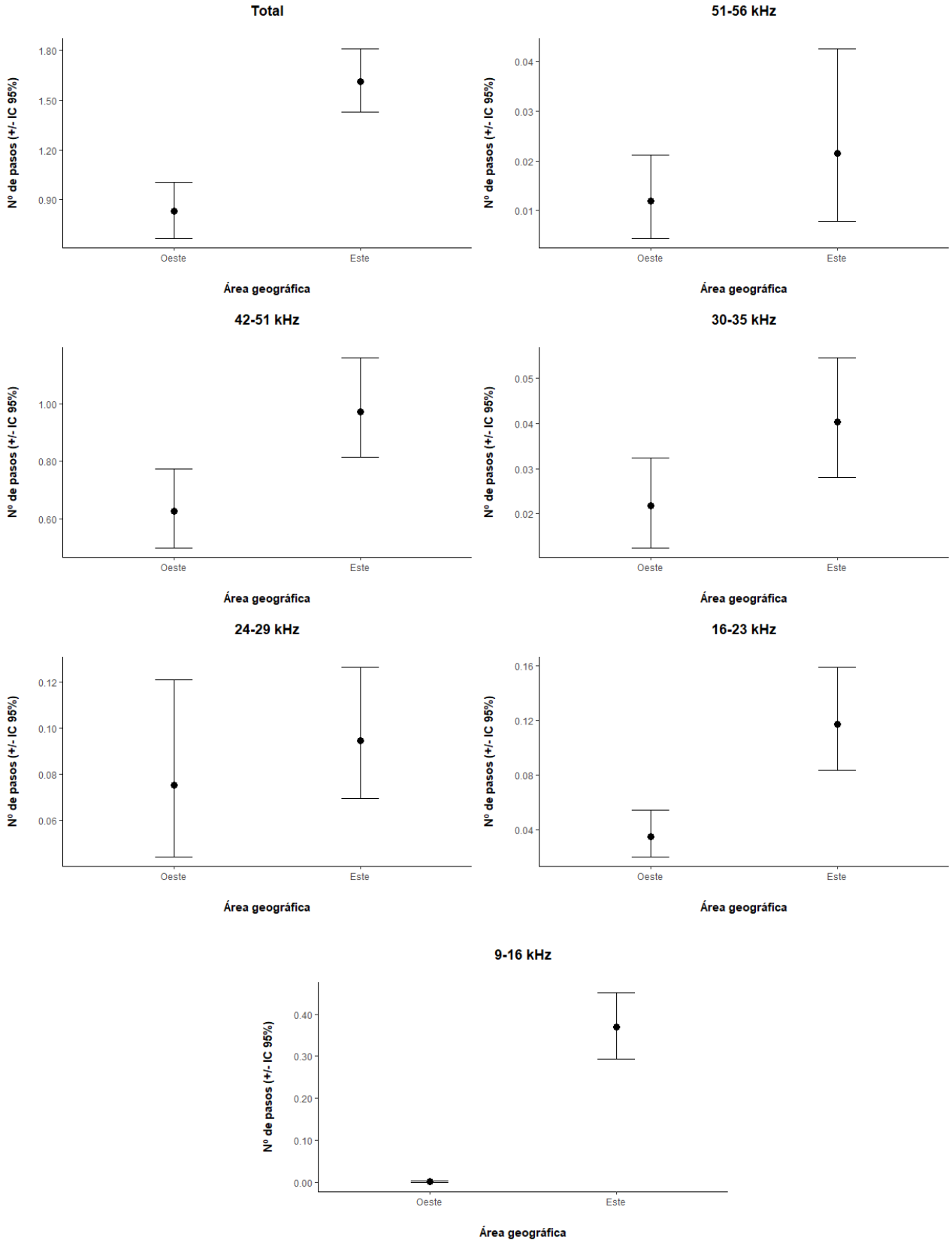


Figura 2.3. Número medio de pasos de quirópteros en cuatro minutos agrupados por áreas geográficas, por grupo fónico. El sector Oeste incluye los parques Outeiro do Coto, Masgalán y Testeiro, y el sector Este los parques Sil, Meda-AM, ASB-APC y SBPC.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

2.2.2 Diferencias entre áreas geográficas

A nivel de área geográfica, en el conjunto de parques del Este se han registrado mayores niveles de actividad que en los del Oeste, para todos los murciélagos y para los grupos fónicos 42-51, 16-23 y 9-16 kHz y, aunque de forma menos consistente, parece observarse el mismo patrón en los grupos restantes (Tabla 2.4, Figura 2.3).

Tabla 2.4. Pasos acumulados de murciélagos de cada grupo fónico registrado (en períodos de 4 minutos) por sector. Media en negrita, intervalos de confianza al 95% entre paréntesis. Oeste= Outeiro do Coto, Masgalán, Testeiro. Este = Sil, Meda-Ampliación de Meda, Serra do Burgo-Pena da Cruz, Ampliación Serra do Burgo_Ampliación Pena da Cruz.

Grupo fónico	Oeste	Este
Todos	(0,669) **0,831** (1,004)	(1,418) **1,612** (1,822)
51-56 kHz	(0,004) **0,012** (0,021)	(0,008) **0,021** (0,042)
42-51 kHz	(0,492) **0,626** (0,775)	(0,817) **0,971** (1,137)
30-35 kHz	(0,013) **0,022** (0,031)	(0,028) **0,040** (0,054)
24-29 kHz	(0,045) **0,075** (0,122)	(0,070) **0,095** (0,125)
16-23 kHz	(0,019) **0,035** (0,052)	(0,084) **0,117** (0,161)
9-16 kHz	(0,000) **0,002** (0,004)	(0,298) **0,370** (0,456)

2.2.3 Diferencias entre etapas vitales

El nivel de actividad registrado para el conjunto de murciélagos difiere entre los tres periodos considerados, observándose el valor más bajo en el periodo pre-reproductor, y el más alto en el reproductor, aunque la diferencia entre este último y el post-reproductor no parece robusta (Tabla 2.5, Figura 2.4).

Tabla 2.5. Pasos acumulados de murciélagos de cada grupo fónico registrado (en períodos de 4 minutos) por etapa vital. 1: pre-reproducción (abril-mayo), 2: reproducción (junio-julio), 3: post-reproducción (agosto-octubre).

Grupo fónico	1	2	3
Todos	(0,493) **0,766** (1,057)	(1,233) **1,467** (1,721)	(1,219) **1,423** (1,636)
51-56 kHz	(0,000) **0,001** (0,004)	(0,005) **0,011** (0,02)	(0,011) **0,031** (0,063)
42-51 kHz	(0,271) **0,496** (0,733)	(0,829) **1,036** (1,262)	(0,654) **0,804** (0,972)
30-35 kHz	(0,008) **0,041** (0,083)	(0,016) **0,027** (0,041)	(0,026) **0,037** (0,051)
24-29 kHz	(0,032) **0,066** (0,109)	(0,038) **0,065** (0,098)	(0,080) **0,117** (0,162)
16-23 kHz	(0,030) **0,055** (0,081)	(0,043) **0,081** (0,136)	(0,074) **0,107** (0,149)
9-16 kHz	(0,018) **0,050** (0,098)	(0,157) **0,242** (0,340)	(0,227) **0,308** (0,395)

El grupo fónico 42-51 kHz presenta un patrón muy similar al observado para el conjunto de murciélagos, aunque en este caso la diferencia entre los periodos reproductor y post-reproductor parece más consistente.

En el grupo fónico 24-29 kHz, la etapa vital más diferente es la post-reproductora, cuando se alcanzan los niveles de actividad más elevados. Este mismo patrón se observa igualmente en el grupo 16-23 kHz, aunque más difuminado.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

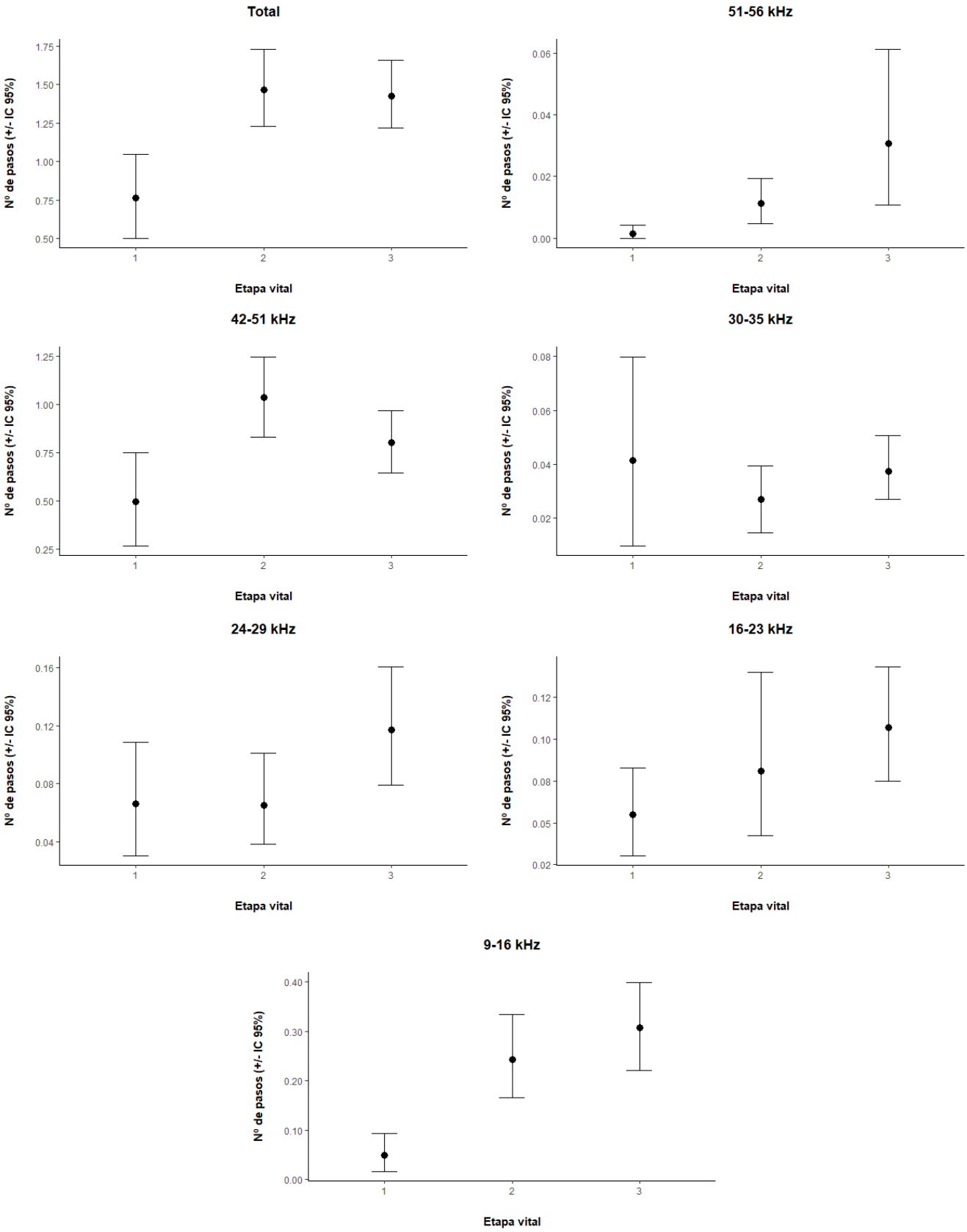


Figura 2.4. Evolución del nivel de actividad de quirópteros (nº de pasos en cuatro minutos), por grupo fónico, en función de la etapa vital; 1: pre-reproducción (abril-mayo), 2: reproducción (junio-julio), 3: post-reproducción (agosto-octubre).

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

El nivel de actividad del grupo fónico 9-16 kHz en la etapa pre-reproductora es claramente inferior al registrado en las etapas restantes, y aunque el mayor nivel medio se alcanza en el periodo post-reproductor, esta diferencia no parece ser robusta con respecto al periodo reproductor.

Para los grupos menos detectados, 51-56 kHz y 30-35 kHz, la etapa post-reproductora es en ambos casos la más diferenciada y en la que se registran los mayores niveles de actividad.

2.2.4 Relación con la presencia de aerogeneradores

Para el conjunto de parques eólicos, se han registrado mayores niveles de actividad en los puntos de muestreo sin aerogenerador, siendo el grupo fónico 42-51 kHz el que sostiene esta diferencia (Tabla 2.6, Figura 2.5). A nivel de parque eólico, se observan mayores niveles de actividad de murciélagos en los puntos de muestreo sin aerogenerador de los parques Masgalán, Outeiro do Coto y Sil, aunque en SB-PC la mayor actividad se registra en los puntos de muestreo con máquinas (Figura 2.5., Tablas 2.7 y 2.8). En relación a cada grupo fónico por separado, dejando de lado 51-56 kHz y 30-35 kHz, registrados en escasas ocasiones, se detecta mayor actividad del grupo 42-51 kHz en puntos de muestreo sin aerogenerador en Masgalán, Outeiro do Coto y Sil, mientras que en SB-PC se detecta más actividad en los puntos con turbina. Para los restantes grupos fónicos no se observan diferencias (Figura 2.5., Tablas 2.7 y 2.8).

Tabla 2.6. Pasos acumulados de murciélagos de cada grupo fónico registrado (en períodos de 4 minutos) según la presencia o ausencia de aerogenerador. Media en negrita, intervalos de confianza al 95% entre paréntesis.

Grupo fónico	Ausente	Presente
Todos	(1,388) **1,602** (1,86)	(0,937) **1,106** (1,291)
51-56 kHz	(0,015) **0,035** (0,064)	(0,001) **0,004** (0,007)
42-51 kHz	(0,891) **1,074** (1,288)	(0,519) **0,654** (0,785)
30-35 kHz	(0,031) **0,048** (0,064)	(0,013) **0,022** (0,032)
24-29 kHz	(0,062) **0,089** (0,121)	(0,058) **0,086** (0,125)
16-23 kHz	(0,067) **0,093** (0,125)	(0,050) **0,084** (0,128)
9-16 kHz	(0,162) **0,223** (0,291)	(0,175) **0,254** (0,334)

Tabla 2.7. Pasos acumulados de murciélagos de cada grupo fónico registrado (en períodos de 4 minutos) por parque eólico (bloque oeste) según la presencia o ausencia de aerogenerador. Media en negrita, intervalos de confianza al 95% entre paréntesis. OC= Outeiro do Coto, MASG = Masgalán, TES= Testeiro.

Grupo fónico	OC		MASG		TES	
	Ausente	Presente	Ausente	Presente	Ausente	Presente
Todos	(1,230) **1,760** (2,407)	(0,187) **0,360** (0,577)	(1,000) **1,468** (2,096)	(0,220) **0,477** (0,844)	(0,193) **0,518** (0,963)	(0,11) **0,393** (0,726)
51-56 kHz	(0,013) **0,044** (0,088)	- **0,000** -	(0,000) **0,023** (0,055)	- **0,000** -	- **0,000** -	- **0,000** -
42-51 kHz	(0,871) **1,265** (1,697)	(0,109) **0,243** (0,426)	(0,727) **1,195** (1,764)	(0,133) **0,312** (0,564)	(0,119) **0,413** (0,862)	(0,123) **0,374** (0,735)

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Grupo fónico	OC		MASG		TES	
	Ausente	Presente	Ausente	Presente	Ausente	Presente
30-35 kHz	(0,019) **0,054** (0,095)	(0,000) **0,002** (0,007)	(0,032) **0,068** (0,114)	(0,000) **0,005** (0,014)	(0,000) **0,005** (0,014)	- **0,000** -
24-29 kHz	(0,016) **0,110** (0,281)	(0,032) **0,071** (0,124)	(0,023) **0,064** (0,114)	(0,018) **0,124** (0,271)	(0,014) **0,073** (0,151)	- **0,000** -
16-23 kHz	(0,013) **0,057** (0,117)	(0,000) **0,024** (0,063)	(0,027) **0,086** (0,155)	(0,004) **0,028** (0,06)	(0,000) **0,005** (0,014)	(0,000) **0,009** (0,023)
9-16 kHz	(0,000) **0,003** (0,009)	(0,000) **0,002** (0,007)	- **0,000** -	- **0,000** -	- **0,000** -	(0,000) **0,005** (0,014)

Tabla 2.8. Pasos acumulados de murciélagos de cada grupo fónico registrado (en períodos de 4 minutos) por parque eólico (bloque este) según la presencia o ausencia de aerogenerador. Media en negrita, intervalos de confianza al 95% entre paréntesis. SL= Sil, M_AM= Meda-Ampliación de Meda, SB_PC= Serra do Burgo-Pena da Cruz, ASB_APC= Ampliación Serra do Burgo_Ampliación Pena da Cruz.

Grupo fónico	SL		M_AM		ASB_APC		SB_PC	
	Ausente	Presente	Ausente	Presente	Ausente	Presente	Ausente	Presente
Todos	(4,589) **6,038** (7,560)	(1,382) **2,018** (2,740)	(0,276) **0,399** (0,548)	(0,360) **0,571** (0,837)	(0,881) **1,250** (1,663)	(0,939) **1,317** (1,760)	(0,690) **0,921** (1,182)	(1,515) **2,075** (2,710)
51-56 kHz	(0,051) **0,214** (0,444)	(0,000) **0,009** (0,021)	(0,000) **0,003** (0,009)	(0,000) **0,003** (0,008)	(0,000) **0,009** (0,020)	(0,000) **0,007** (0,021)	- **0,000** -	(0,000) **0,005** (0,014)
42-51 kHz	(2,730) **3,953** (5,338)	(0,424) **0,743** (1,164)	(0,082) **0,141** (0,202)	(0,084) **0,196** (0,334)	(0,718) **1,052** (1,477)	(0,709) **1,084** (1,515)	(0,252) **0,396** (0,573)	(0,819) **1,288** (1,876)
30-35 kHz	(0,085) **0,175** (0,303)	(0,003) **0,015** (0,030)	(0,000) **0,012** (0,032)	(0,000) **0,008** (0,020)	(0,000) **0,012** (0,029)	(0,002) **0,021** (0,047)	(0,014) **0,042** (0,082)	(0,035) **0,080** (0,131)
24-29 kHz	(0,226) **0,368** (0,521)	(0,060) **0,209** (0,400)	(0,000) **0,015** (0,032)	(0,005) **0,056** (0,143)	(0,006) **0,032** (0,076)	(0,026) **0,061** (0,103)	(0,023) **0,049** (0,079)	(0,040) **0,084** (0,134)
16-23 kHz	(0,196) **0,393** (0,654)	(0,119) **0,304** (0,591)	(0,012) **0,041** (0,076)	(0,000) **0,008** (0,018)	(0,017) **0,041** (0,073)	(0,012) **0,072** (0,161)	(0,047) **0,089** (0,142)	(0,066) **0,117** (0,180)
9-16 kHz	(0,564) **0,983** (1,483)	(0,469) **0,791** (1,173)	(0,094) **0,182** (0,302)	(0,143) **0,273** (0,411)	(0,044) **0,110** (0,201)	(0,028) **0,070** (0,119)	(0,189) **0,324** (0,473)	(0,230) **0,499** (0,857)

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

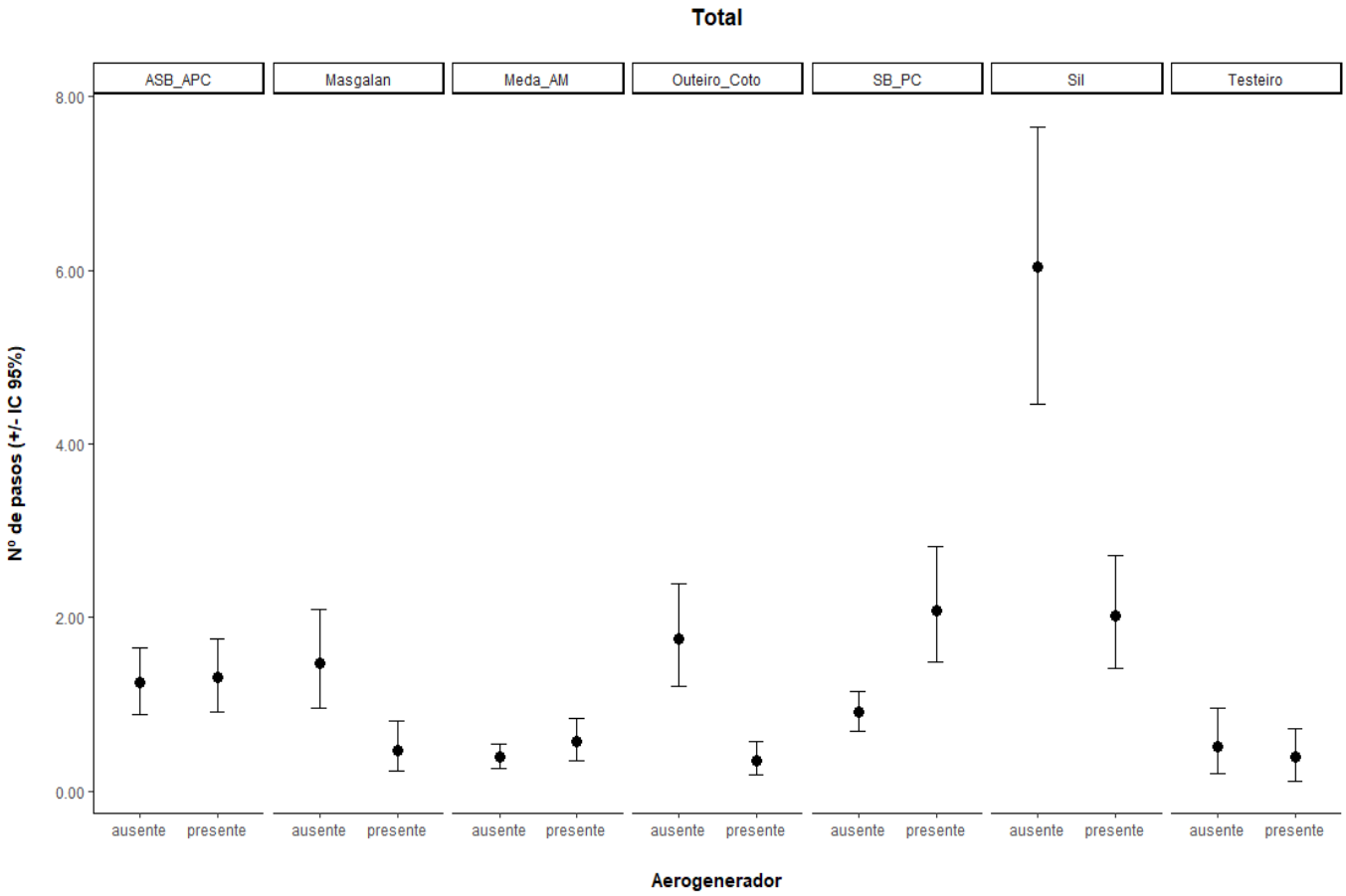
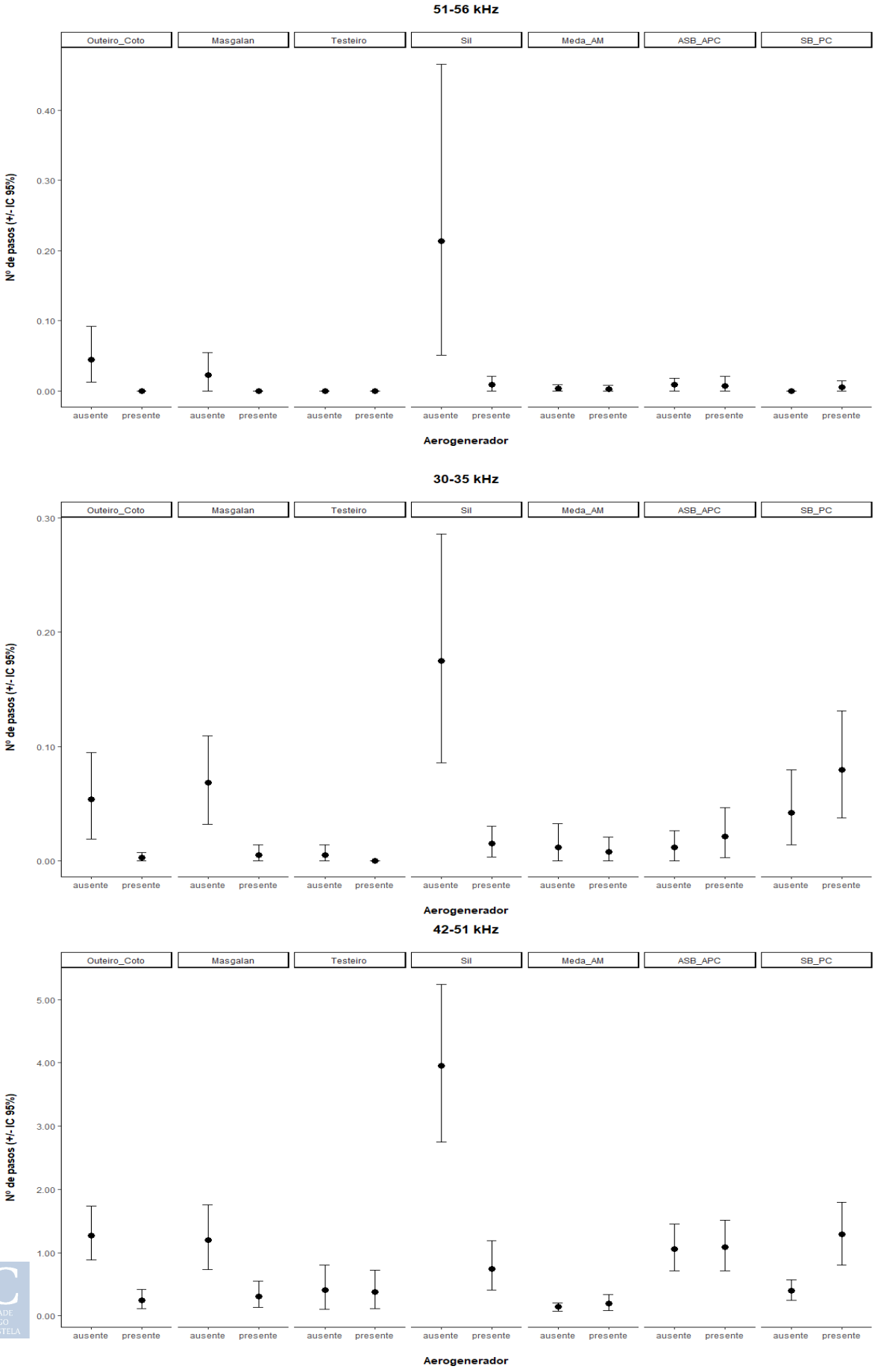
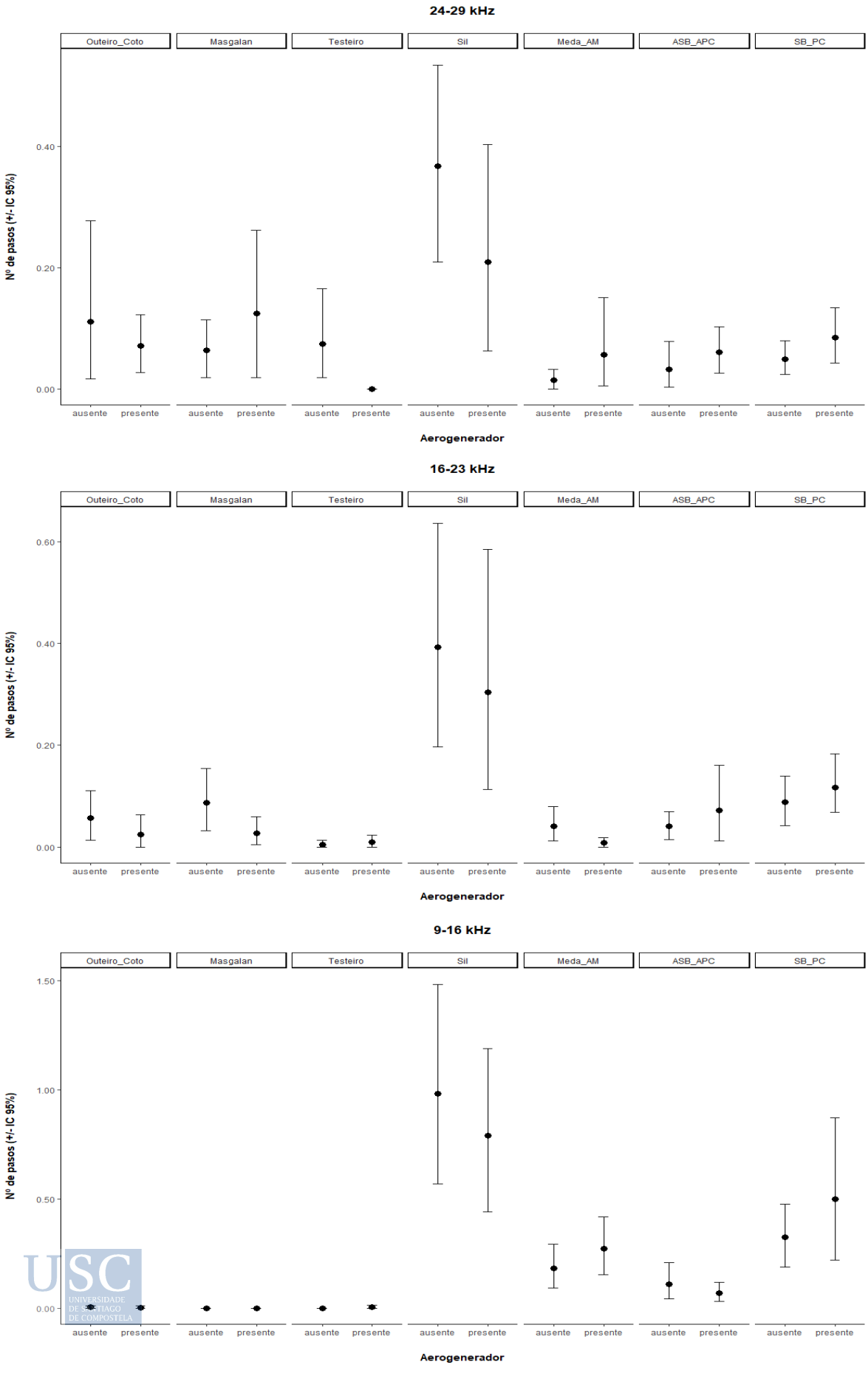


Figura 2.5. Nivel de actividad total de quirópteros (nº de pasos en cuatro minutos), por parque eólico, en función de la ausencia o presencia de aerogenerador en el punto de muestreo; 1: en las siguientes páginas se representa la actividad correspondiente a cada grupo fónico detectado.



USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA



USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

2.2.5 Diferencias a nivel de comunidad

Utilizando los datos estación de muestreo/día, el análisis de coordenadas principales no permite identificar con claridad diferencias en la comunidad de quirópteros descritas a través de la abundancia de diferentes grupos fónicos entre puntos de muestreo de distintos parques eólicos, bien individualizados o bien agrupados en sectores geográficos (bloques Este y Oeste), ni agrupándolos por etapa vital (pre-reproductora, reproductora y post-reproductora), observándose una distribución sin patrones definidos de la ordenación de los valores de disimilitud a lo largo de los ejes de las dos dimensiones representadas.

Empleando la disimilitud correspondiente a la variación equilibrada en abundancias (Figura 2.6), las mayores disimilitudes se dan entre el grupo 42-51 kHz y los restantes grupos a lo largo del eje de la primera dimensión, y entre el grupo fónico 9-16 kHz y los restantes grupos a lo largo del eje de la segunda dimensión.

Empleando la disimilitud correspondiente a los gradientes unidireccionales de abundancia (Figura 2.7), las mayores disimilitudes se dan entre el grupo 51-56 kHz y los restantes grupos a lo largo de los ejes de las dos primeras dimensiones, que diferencia en mayor medida al bloque de parques eólicos oeste.

Empleando la disimilitud total (Figura 2.8), se obtienen resultados coherentes con los anteriores, pero más difíciles de interpretar por observarse los dos fenómenos de manera simultánea en la misma ordenación.

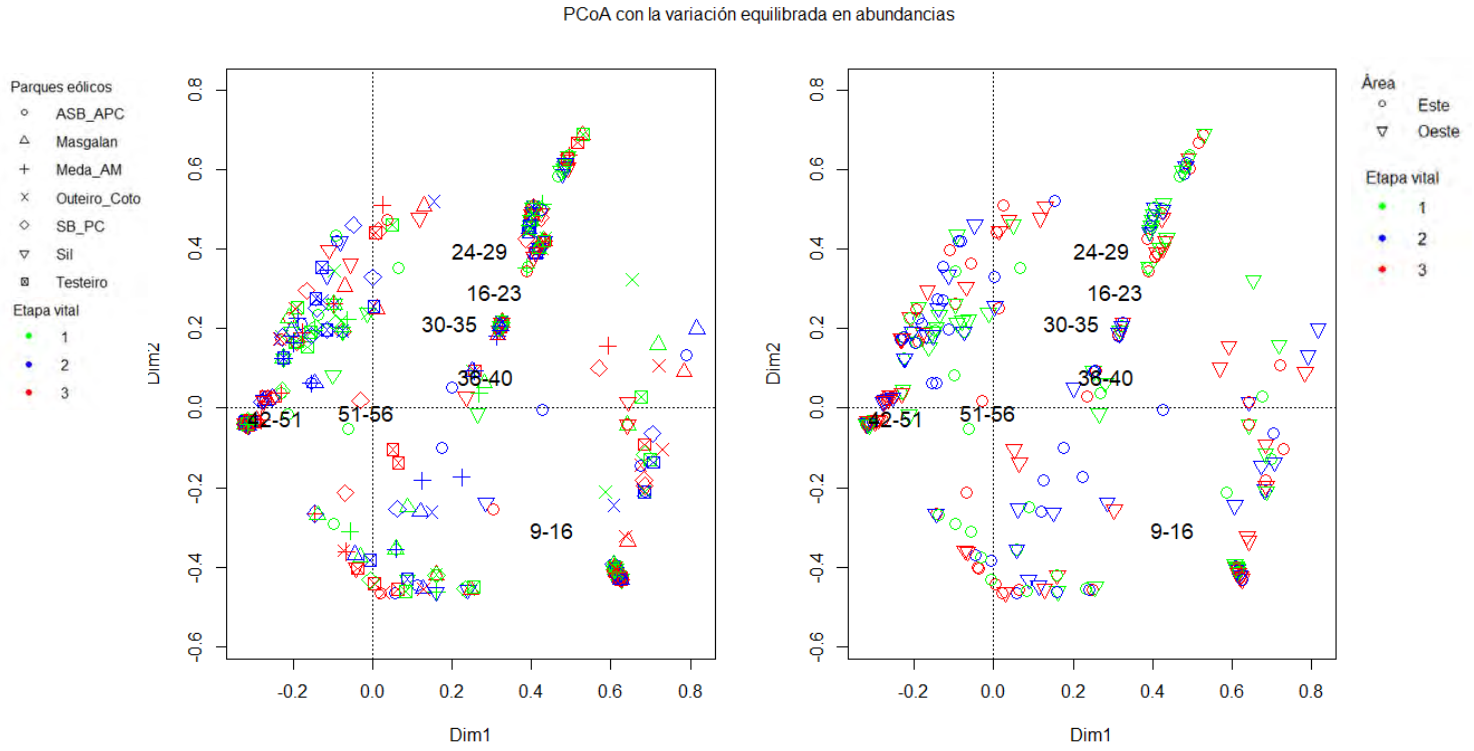


Figura 2.6. Representación de los resultados del análisis de coordenadas principales (PcoA) con los valores de disimilitud correspondiente a la variación equilibrada en abundancias, representados por parque y etapa vital (izquierda) o por bloque de parques y etapa vital (derecha). En cada uno de los gráficos se proyectaron a posteriori los valores medios para cada grupo fónico.

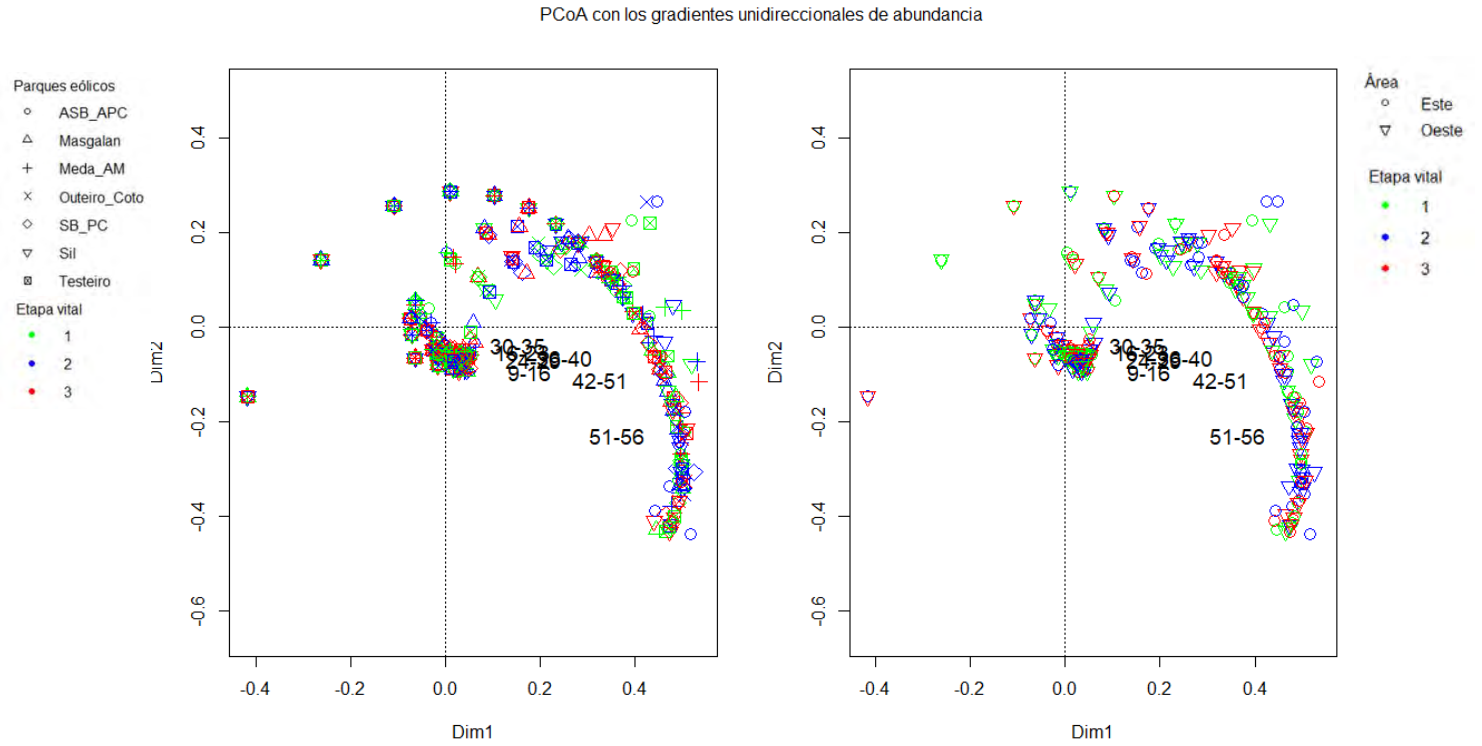


Figura 2.7. Representación de los resultados del análisis de coordenadas principales (PcoA) con los valores de disimilitud en función de los gradientes unidireccionales de abundancia, representados por parque y etapa vital (izquierda) o por bloque de parques y etapa vital (derecha). En cada uno de los gráficos se proyectaron a posteriori los valores medios para cada grupo fónico.

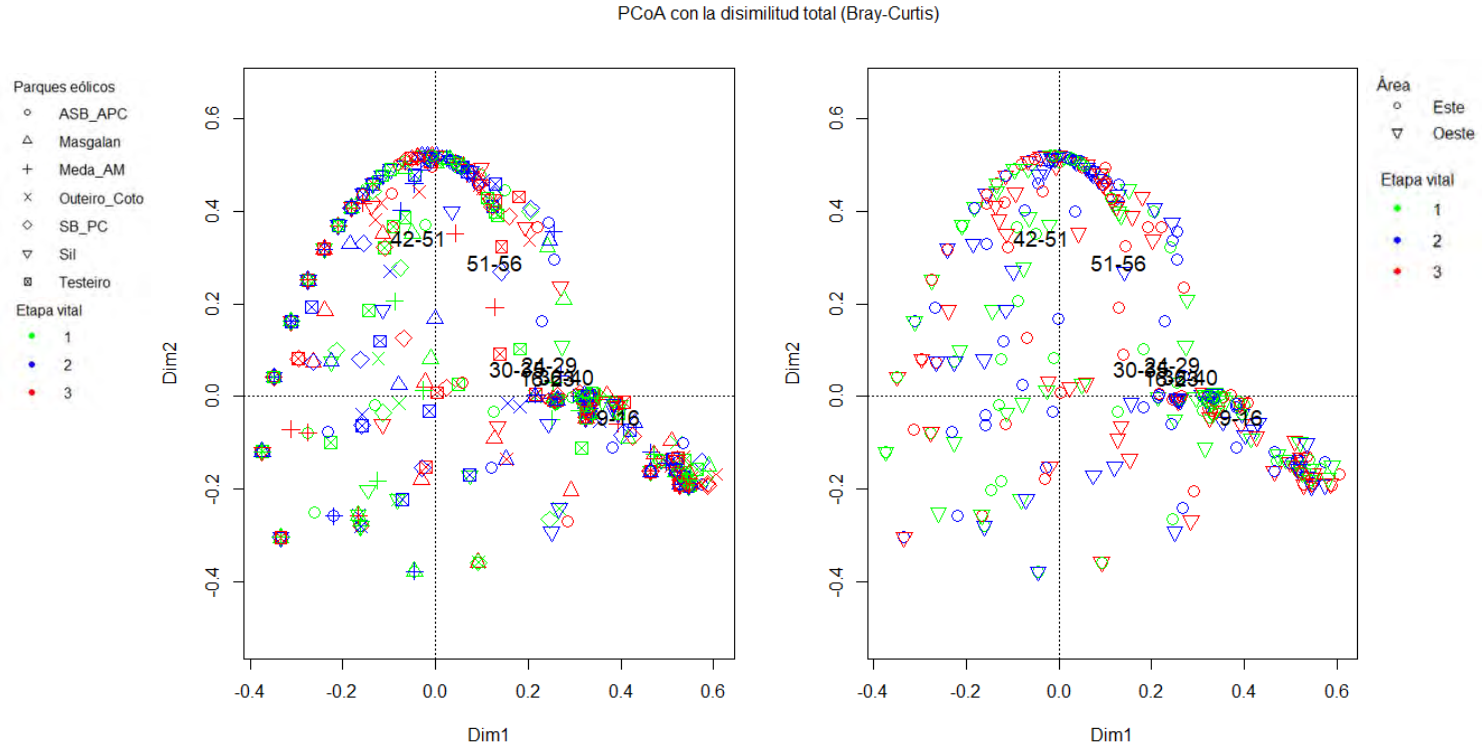


Figura 2.8. Representación de los resultados del análisis de coordenadas principales (PcoA) con los valores de disimilitud total, representados por parque y etapa vital (izquierda) o por bloque de parques y etapa vital (derecha). En cada uno de los gráficos se proyectaron a posteriori los valores medios para cada grupo fónico.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

El análisis de redundancia basado en distancias (distance based-Redundancy Analysis, db-RDA) ofrece resultados dispares en función de la matriz de disimilitudes que se utilice como base para el análisis.

Utilizando la matriz de disimilitud correspondiente a la variación equilibrada en abundancias, la función ordiR2step selecciona el modelo lineal en el que se relaciona la disimilitud con las variables estación de muestreo, viento, mes y porcentaje de luna visible (Tabla 2.9).

Para este modelo el valor de R^2 es de 0,151 (reducido), y tras aplicar la corrección de Holm para contrastes múltiples, las únicas variables ambientales con efecto significativo sobre los patrones de disimilitud son la estación de muestreo y el viento.

Tabla 2.9. Estadísticos descriptivos del modelo seleccionado por la función ordiR2step utilizando la matriz de disimilitud correspondiente a la variación equilibrada en abundancias.

Modelo

dbrda(formula = bat.pair$beta.bray.bal ~ estacion + vento + id_mes + luna_porc, data = as.data.frame(bat.env.data3))

R^2 = 0,151

Inercia

	Inercia	Proporción
Total	219,00	1,000
Constreñida	58,30	0,266
Sin constreñir	160,70	0,734

Variables significativas (test de aleatorización, Pr1 - p sin corregir, Pr2, p con corrección de Holm)

	R2.adj	Df	AIC	F	Pr1(>F)	Pr2(>F)
estación	0,12252	113	4801,8	2,1022	0,001 ***	0,028 *
vento	0,14104	1	4783,	17,7943	0,001 ***	0,028 *
id_mes	0,14673	6	4782,7	1,8638	0,020 *	0,500
luna_porc	0,15107	1	4779,0	4,9484	0,007 **	0,182
<Todas las variables>	0,15157					

Incorporando interacciones en el modelo, se puede llegar alcanzar un valor de R^2 de 0,157, observándose una interacción significativa entre las variables parque eólico y año, además de las previamente observadas de estación de muestreo y viento (Tabla 2.10).

Tabla 2.10. Estadísticos descriptivos del modelo con mayor valor de R^2 utilizando la matriz de disimilitud correspondiente a la variación equilibrada en abundancias e incorporando interacciones entre variables.

Modelo

dbrda(bat.pair$beta.bray.bal ~ estacion + parque*ano + etapa_vital + aero + nubes_cobertura + luna_porc + vento + temp + altitude + parque_EW, data = as.data.frame(bat.env.data)

R^2 = 0,157

Test de aleatorización del modelo completo

	Df	SumOfSqs	F	Pr(>F)
Modelo	144	64,331	2,1605	0,001 ***
Residual	748	154,671		

Test de aleatorización de las variables

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Modelo				
	Df	SumOfSqs	F	Pr(>F)
estacion	113	51,178	2,1902	0,001 ***
ano	4	1,625	1,9652	0,055
etapa_vital	2	0,234	1,1308	0,337
vento	1	3,371	16,3001	0,001 ***
temp	1	0,441	2,1326	0,138
parque:ano	24	7,483	1,5078	0,015 *
Residual	748	154,671		

Utilizando la matriz de disimilitud correspondiente a los gradientes unidireccionales de abundancia, no se encuentra ningún modelo que sea significativamente diferente del modelo neutro, y en las combinaciones comprobadas el valor máximo de R^2 es de 0,027, prácticamente despreciable.

Utilizando la matriz de disimilitud total (índice de Bray-Curtis), la función ordiR2step selecciona el modelo lineal en el que se relaciona la disimilitud con las variables estación de muestreo, viento, mes y porcentaje de luna visible, al igual que sucedía con la disimilitud asociada a las variaciones equilibradas en abundancia, e incorporando además la variable año. Para este modelo el valor de R^2 es de 0,114 (reducido), y tras aplicar la corrección de Holm para contrastes múltiples, las únicas variables ambientales con efecto significativo sobre los patrones de disimilitud son la estación de muestreo y el viento (Tabla 2.11).

Tabla 2.11. Estadísticos descriptivos del modelo seleccionado por la función ordiR2step utilizando la matriz de disimilitud total (índice de Bray-Curtis).

Modelo						
dbrda(formula = bat.pair$beta.bray ~ estacion + vento + id_mes + ano + luna_porc, data = as.data.frame(bat.env.data3)) R^2 = 0,114						
Inercia						
	Inercia	Proporción				
Total	298,28	1,000				
Constreñida	70,95	0,238				
Sin constreñir	227,33	0,762				
Variables significativas (test de aleatorización, Pr1 - p sin corregir, Pr2, p con corrección de Holm)						
	R2.adj	Df	AIC	F	Pr1(>F)	Pr2(>F)
estación	0,08719	113	5112,9	1,7540	0,001 ***	0,028 *
vento	0,10051	1	5100,7	12,5374	0,001 ***	0,028 *
id_mes	0,10685	6	5099,4	1,9200	0,004 **	0,104
ano	0,11083	4	5098,8	1,8654	0,014 *	0,336
luna_porc	0,11365	1	5096,8	3,4440	0,007 **	0,175
<Todas las variables>	0,11383					

Incorporando interacciones en el modelo, se puede llegar alcanzar un valor de R^2 de 0,119, observándose una interacción significativa entre las variables parque eólico y año, además de las previamente observadas de estación de muestreo y viento (Tabla 2.12).

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Tabla 2.12. Estadísticos descriptivos del modelo con mayor valor de R^2 utilizando la matriz de disimilitud total e incorporando interacciones entre variables.

Modelo				
dbrda(bat.pair$beta.bray ~ estacion + parque*ano + etapa_vital + aero + nubes_cobertura + luna_porc + vento + temp + altitude + parque_EW, data = as.data.frame(bat.env.data)				
R^2 = 0,119				
Test de aleatorización del modelo completo				
	Df	SumOfSqs	F	Pr(>F)
Modelo	147	80,107	1,8608	0,001 ***
Residual	745	218,177		
Test de aleatorización de las variables				
	Df	SumOfSqs	F	Pr(>F)
estacion	113	60,499	1,8282	0,001 ***
ano	4	2,697	2,3023	0,002 **
etapa_vital	2	1,593	2,7206	0,006 **
nubes_cobert	1	0,495	1,6896	0,139
luna_porc	1	1,511	5,1599	0,002 **
vento	1	2,813	9,6071	0,001 ***
temp	1	0,352	1,2023	0,302
parque:ano	24	10,146	1,4435	0,007 **
Residual	745	218,177		

La agrupación de los datos a nivel de punto de muestreo, tampoco permite identificar con claridad diferencias en la comunidad de quirópteros descritas a través de la abundancia de diferentes grupos fónicos entre puntos de muestreo de distintos parques eólicos, bien individualizados o bien agrupados en sectores geográficos (bloques Este y Oeste), observándose una distribución sin patrones definidos de la ordenación de los valores de disimilitud a lo largo de los ejes de las dos dimensiones representadas.

Empleando la disimilitud correspondiente a la variación equilibrada en abundancias (Figura 2.9), las mayores disimilitudes se dan entre el grupo fónico 36-40 kHz y los restantes grupos a lo largo del eje de la primera dimensión (siendo 36-40 kHz y 42-51 kHz los grupos más distantes), y entre los grupos 24-29 kHz y 36-40 kHz y los restantes a lo largo del eje de la segunda dimensión.

Empleando la disimilitud correspondiente a los gradientes unidireccionales de abundancia (Figura 2.10), las mayores disimilitudes se dan entre el grupo 36-40 kHz y los restantes a lo largo del eje de la segunda dimensión, dándose la mayor distancia con el grupo 51-56 kHz.

Empleando la disimilitud total (Figura 2.11), se obtienen resultados coherentes con los anteriores, una clara separación del grupo fónico 36-40 kHz de los restantes a lo largo del eje de la primera dimensión; y una clara disimilitud a lo largo del eje de la segunda dimensión entre los grupos 42-51 kHz y 36-40 kHz, y separadamente entre cada uno de ellos y el conjunto de los restantes grupos fónicos.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

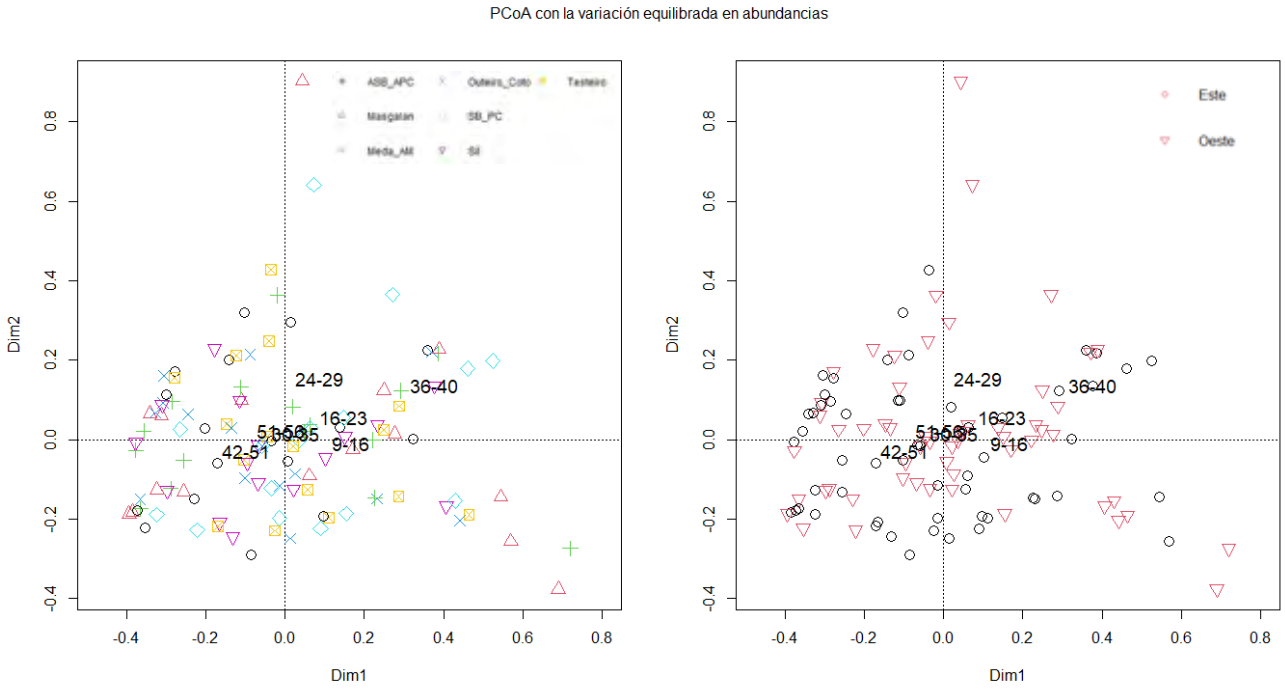


Figura 2.9. Representación de los resultados del análisis de coordenadas principales (PcoA) con los valores de disimilitud correspondiente a la variación equilibrada en abundancias, representados por parque eólico (izquierda) o por bloque de parques (derecha). En cada uno de los gráficos se proyectaron a posteriori los valores medios para cada grupo fónico. Datos agrupados por punto de muestreo.

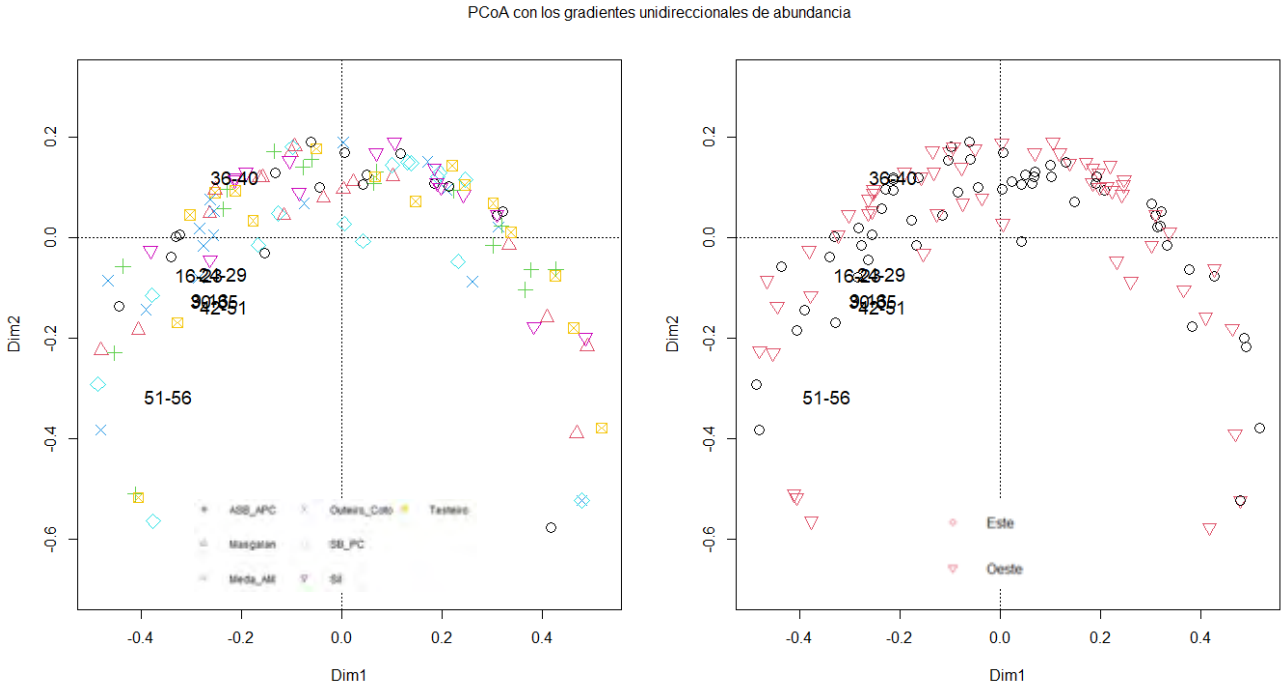


Figura 2.10. Representación de los resultados del análisis de coordenadas principales (PcoA) con los valores de disimilitud en función de los gradientes unidireccionales de abundancia, representados por parque eólico (izquierda) o por bloque de parques (derecha). En cada uno de los gráficos se proyectaron a posteriori los valores medios para cada grupo fónico. Datos agrupados por punto de muestreo.

USC DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

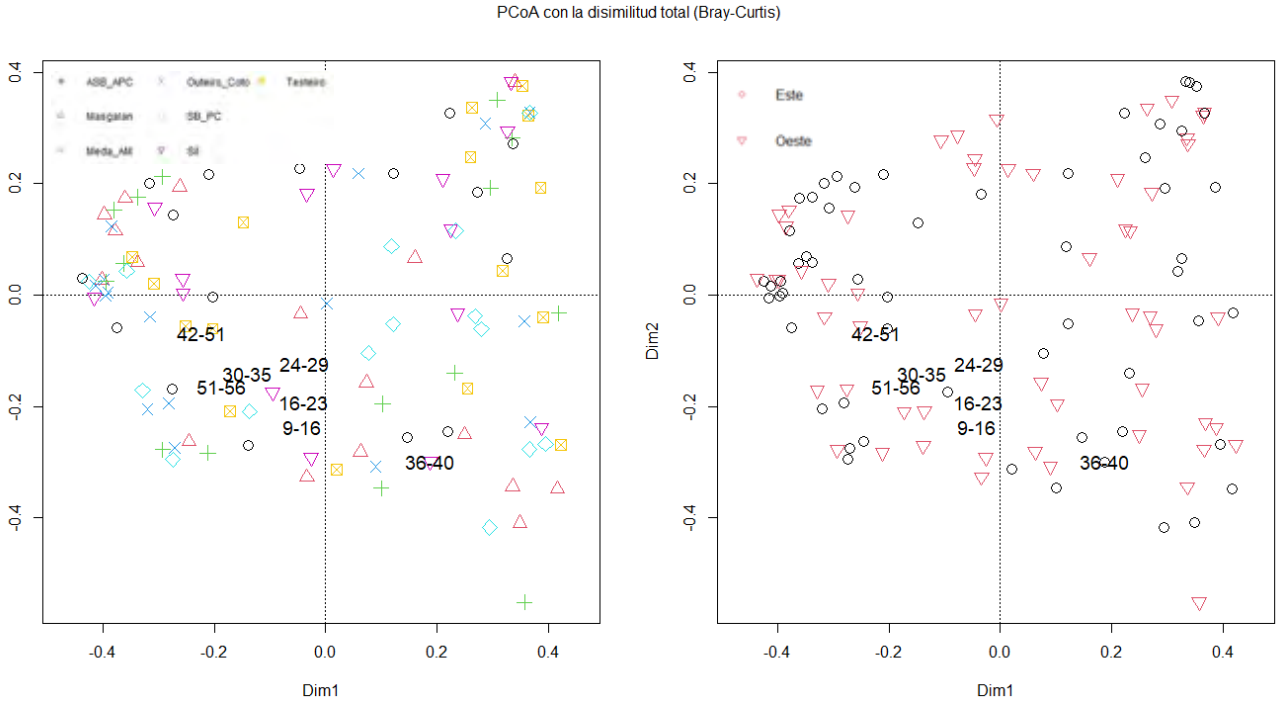


Figura 2.11. Representación de los resultados del análisis de coordenadas principales (PcoA) con los valores de disimilitud total, representados por parque eólico (izquierda) o por bloque de parques (derecha). En cada uno de los gráficos se proyectaron a posteriori los valores medios para cada grupo fónico. Datos agrupados por punto de muestreo.

El análisis de redundancia basado en distancias (distance based-Redundancy Analysis, db-RDA) con los datos agrupados por estación de muestreo ofrece, al igual que en el caso anterior, resultados dispares en función de la matriz de disimilitudes que se utilice como base para el análisis.

Utilizando la matriz de disimilitud correspondiente a la variación equilibrada en abundancias, el modelo lineal con mayor valor de R^2 (0,384) relaciona la disimilitud con las variables estación de parque eólico, área forestal, superficie de cortafuegos y, de manera marginal, con el área de *Pinus* (Tabla 2.13).

Tabla 2.13. Estadísticos descriptivos del modelo con mayor valor de R^2 utilizando la matriz de disimilitud correspondiente a la variación equilibrada en abundancias e incorporando interacciones entre variables, con los datos agrupados por estación de muestreo.

Modelo				
dbrda(formula = bat.pair2$beta.bray.bal ~ parque * ano + altitude_sd + forestal_area_sd + Pinus_area_sd + for_outr_area_sd + mato_area_sd + pistas_area_sd + cortalumes_area_sd + agri_area_sd + urb_area_sd + auga_area_sd, data = as.data.frame(bat.env.data2)				
R^2 = 0,384				
Test de aleatorización del modelo completo				
	Df	SumOfSqs	F	Pr(>F)
Modelo	42	5,310	2,682	0,001 ***
Residual	71	3,342		
Test de aleatorización de las variables				

Modelo				
	Df	SumOfSqs	F	Pr(>F)
parque	6	3,2906	11,6515	0,001 ***
ano	25	1,4252	1,2111	0,284
altitude_sd	1	-0,0925	-1,9645	0,981
forestal_area_sd	1	0,2402	5,1023	0,041 *
Pinus_area_sd	1	0,1542	3,2753	0,099 .
mato_area_sd	1	0,0616	1,3088	0,324
pistas_area_sd	1	-0,0509	-1,0823	0,931
cortalumes_area_sd	1	0,1871	3,9754	0,048 *
agri_area_sd	1	0,0525	1,1163	0,357
urb_area_sd	1	0,0265	0,5631	0,532
auga_area_sd	1	0,1055	2,2418	0,196
parque:ano	2	-0,0989	-1,0505	0,984
Residual	71	3,3419		

Utilizando la matriz de disimilitud correspondiente a los gradientes unidireccionales de abundancia, en las combinaciones comprobadas el valor máximo de R^2 es de 0,246, observándose un efecto significativo de las variables parque eólico, altitud y viento, además de un efecto marginalmente significativo de la interacción parque eólico:año (Tabla 2.14).

Tabla 2.14. Estadísticos descriptivos del modelo con mayor valor de R^2 utilizando la matriz de disimilitud correspondiente a los gradientes unidireccionales de abundancia e incorporando interacciones entre variables, con los datos agrupados por estación de muestreo.

Modelo				
dbrda(formula = bat.pair2$beta.bray.gra ~ parque * ano + nubes_cobertura_sd + luna_porc_sd + vento_sd + temp_sd + altitude_sd, data = as.data.frame(bat.env.data2)				
R^2 = 0,246				
Test de aleatorización del modelo completo				
	Df	SumOfSqs	F	Pr(>F)
Modelo	38	6,19	1,968	0,003 **
Residual	75	6,21		
Test de aleatorización de las variables				
	Df	SumOfSqs	F	Pr(>F)
parque	6	2,8155	5,6659	0,001 ***
ano	25	1,9362	0,9352	0,564
nubes_cobertura_sd	1	0,1613	1,9471	0,189
luna_porc_sd	1	0,1087	1,3129	0,301
vento_sd	1	0,4346	5,2476	0,023 *
temp_sd	1	-0,1243	-1,5003	0,996
altitude_sd	1	0,4603	5,5577	0,008 **
parque:ano	2	0,4022	2,4280	0,085 .
Residual	75	6,2115		

Utilizando la matriz de disimilitud total (índice de Bray-Curtis), la función ordiR2step selecciona el modelo lineal en el que se relaciona la disimilitud con las parque eólico y área de *Pinus*, al igual que sucedía con la disimilitud asociada a las variaciones equilibradas en abundancia. Para este modelo el valor de R^2 es de 0,246, y tras aplicar la corrección de Holm

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

para contrastes múltiples, la única variable ambiental con efecto significativo sobre los patrones de disimilitud es el parque eólico (Tabla 2.15).

Tabla 2.15. Estadísticos descriptivos del modelo seleccionado por la función ordiR2step utilizando la matriz de disimilitud total (índice de Bray-Curtis), con los datos agrupados por estación de muestreo.

Modelo

dbrda(formula = bat.pair2$beta.bray ~ parque + Pinus_area_sd, data = as.data.frame(bat.env.data2))
R^2 = 0,246

Inercia

	Inercia	Proporción
Total	26,11	1,000
Constreñida	7,65	0,293
Sin constreñir	18,46	0,707

Variables significativas (test de aleatorización, Pr1 - p sin corregir, Pr2, p con corrección de Holm)

	R2.adj	Df	AIC	F	Pr1(>F)	Pr2(>F)
parque	0,23179	6	348,6	6,6824	0,001 ***	0,037 *
Pinus_area_sd	0,24623	1	347,4	3,0499	0,017 *	0,062
<Todas las variables>	0,26978					

Incorporando interacciones en el modelo, se puede llegar alcanzar un valor de R^2 de 0,255, observándose un efecto significativo de las variables parque eólico y altitud, además de un efecto marginalmente significativo de la variable correspondiente al área de cortafuegos (Tabla 2.16).

Tabla 2.16. Estadísticos descriptivos del modelo con mayor valor de R^2 utilizando la matriz de disimilitud total e incorporando interacciones entre variables, con los datos agrupados por estación de muestreo.

Modelo

dbrda(formula = bat.pair2$beta.bray ~ parque * ano + nubes_cobertura_sd + luna_porc_sd + vento_sd + temp_sd + altitude_sd + forestal_area_sd + Pinus_area_sd + for_outr_area_sd + mato_area_sd + pistas_area_sd + cortalumes_area_sd + agri_area_sd + urb_area_sd + auga_area_sd, data = as.data.frame(bat.env.data2)
R^2 = 0,255

Test de aleatorización del modelo completo

	Df	SumOfSqs	F	Pr(>F)
Modelo	46	14,58	1,8418	0,001 ***
Residual	67	11,53		

Test de aleatorización de las variables

	Df	SumOfSqs	F	Pr(>F)
parque	6	7,1171	6,8927	0,001 ***
ano	25	4,1177	0,9571	0,623
nubes_cobertura_sd	1	0,0979	0,5691	0,751
luna_porc_sd	1	0,2367	1,3754	0,229
vento_sd	1	0,3427	1,9912	0,107
temp_sd	1	0,2683	1,5591	0,163
altitude_sd	1	0,5452	3,1682	0,014 *
forestal_area_sd	1	0,2416	1,4038	0,218
Pinus_area_sd	1	0,1840	1,0694	0,332
mato_area_sd	1	0,1382	0,8032	0,525

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Modelo				
pistas_area_sd	1	0,1342	0,7800	0,580
cortalumes_area_sd	1	0,3359	1,9521	0,077 .
agri_area_sd	1	0,1760	1,0227	0,413
urb_area_sd	1	0,1987	1,1549	0,334
auga_area_sd	1	0,0643	0,3739	0,869
parque:ano	2	0,3816	1,1088	0,364
Residual	67	11,5302		

2.3 DISCUSIÓN

Sil es el parque eólico que presenta mayores niveles de actividad tanto para el conjunto de murciélagos como separadamente para cada grupo fónico considerado; y Meda-AM y Testeiro son los parques en los que se registra menos actividad acústica total y separadamente para cada grupo fónico, con excepción de 9-16 kHz en Meda y 24-29 kHz en ambos parques. En los parques del bloque Este se registra mayor actividad que en los parques del bloque Oeste para el conjunto de quirópteros y para los grupos fónicos 42-51 kHz, 16-23 kHz y 9-16 kHz.

Los menores niveles de actividad de todos los murciélagos se detectan en el período pre-reproductor, pero no se observan diferencias claras entre los períodos reproductor y post-reproductor. Este mismo patrón se observa en los grupos fónicos 42-51 kHz y 9-16 kHz, que engloban a *Pipistrellus pipistrellus* y *Tadarida teniotis* respectivamente, ambas especies sedentarias en nuestras latitudes (Fleming & Eby, 2003), para las que los bajos niveles de actividad registrados en primavera pueden estar relacionados con la existencia de peores condiciones meteorológicas (Amorim *et al*., 2012). Sin embargo, los grupos fónicos 51-56 kHz y 24-29 kHz muestran un patrón diferente aunque menos definido; la actividad del primero se incrementa progresivamente a lo largo de las tres etapas vitales, mientras que en el segundo los mayores niveles se observan en el período post-reproductor, incremento que podría estar relacionado en parte con la entrada de ejemplares migrantes de *Nyctalus leisleri* europeos (Alcalde, 2019).

Se observa además una mayor actividad acústica de los murciélagos en los puntos de muestreo sin aerogenerador que en los puntos con aerogenerador. Este patrón es cierto en Sil, Masgalán y Outeiro do Coto, pero no en SB-PC, donde la actividad es mayor en los sitios con turbina; y es sostenido exclusivamente por el grupo fónico 42-51 kHz, no detectándose diferencias en los restantes grupos fónicos. Los puntos de muestreo de la presente tesis doctoral con aerogeneradores están a mayor altitud que los puntos sin aerogeneradores, lo que hace que estén más expuestos a la acción del viento, lo que podría explicar que en los sitios sin turbinas la actividad de *Pipistrellus pipistrellus*, la especie que representa al grupo fónico 42-51 kHz, sea más elevada. Sin embargo, Richardson *et al*. (2021) detectan niveles de actividad de esta especie un 37% más elevados en sitios con aerogenerador que en sitios control, por lo que no se puede descartar que en SB-PC suceda lo mismo que lo descrito por estos autores. En todo caso tampoco se puede descartar el efecto de la cobertura vegetal, en concreto la existencia de árboles, por el efecto atractor que ejercen sobre los quirópteros (Morris *et al*., 2010; Russo *et al*., 2010).

Los lugares en los que se asientan los parques eólicos muestreados son principalmente zonas abiertas con vegetación poco desarrollada, y el ensamblaje mayoritario detectado lo integran especies o grupos de especies de vuelo rápido y que se alimentan en zonas despejadas (*Tadarida teniotis*, *Nyctalus* spp. y *Eptesicus serotinus*, en base a Müller *et al*.,

USC UNIVERSIDADE DE COMPOSTELA

2012), aunque también están presentes especies adaptadas a alimentarse en hábitats de borde, como *Pipistrellus pipistrellus* (Müller *et al*., 2012), especie para la que Rydell *et al*. (2010) sugieren, podría estar adaptada también a una alimentación a gran altitud. Hay que reconocer igualmente que estas especies son las más fáciles de localizar, al presentar distancias de detección más lejanas (Rodrigues *et al*., 2015), con lo que se consiguen superficies efectivas de muestreo mayores.

En los parques orientales es donde se han detectado más especies o grupos de especies con respecto a los parques occidentales, con la práctica exclusividad además de los registros atribuidos a *Tadarida teniotis*, siendo Sil el parque en el que aparecen con mayor frecuencia y abundancia. Que los niveles de actividad sean más elevados en los parques eólicos del Este que en los del Oeste puede estar relacionado por un lado con cuestiones climáticas, ya que los parques occidentales se encuentran en la región biogeográfica eurosiberiana, mientras que los orientales se encuentran ya bajo el influjo de la región biogeográfica mediterránea; así, los parques occidentales Outeiro do Coto y Masgalán son los que reciben mayores precipitaciones (> 1.800 mm anuales), mientras que los déficits hídricos estivales son claramente más acentuados en los parques orientales (-150/-50) que en los occidentales (-50/200) (Martínez-Cortizas & Alberti, 1999; Martínez-Cortizas *et al*., 1999) (aunque Testeiro se agruparía con los parques orientales), lo cual favorecería la actividad de los murciélagos, en base a lo hallado por Erickson & West (2002), quienes determinaron que la actividad de estos a escala regional (estados de Washington y Oregón, EEUU) se ve afectada negativamente por la precipitación media acumulada entre mayo y agosto (rango comprendido entre 10 y 90 mm., aproximadamente), y positivamente por el número de grados acumulado de la temperatura media diaria por encima del valor 18°C (rango aproximado 0 y 125°C). Es decir, la actividad de los murciélagos es más alta en las áreas más cálidas y con menores precipitaciones. Con todo, para el área de estudio de la presente tesis doctoral no están disponibles los datos climáticos necesarios para testar con precisión lo determinado por Erickson & West (2002).

Que el parque eólico Testeiro, teniendo niveles de actividad muy bajos, se agrupe a nivel climático con los parques orientales, indica que es necesario tener en consideración el efecto de otras variables no climáticas en la actividad de los murciélagos. Así, el contexto geográfico de los parques del Este es singular, con la presencia del cañón del río Sil en la inmediata proximidad de los parques Sil y Meda-AM, y algo más alejado de SBPC y ASB-APC, que también se encuentran bajo la influencia del valle del río Navea. Diferentes autores vinculan este tipo de elementos geográficos como canalizadores de los desplazamientos de los murciélagos (Barclay, 1984; Limpens *et al*., 1989; Timm, 1989; Ahlén, 1997; Serra-Cobo *et al*., 2000; Racey & Entwistle, 2003; Johnson *et al*., 2004; Baerwald & Barclay, 2009). Además, en las laderas de los cordales donde se sitúan los parques, están presentes amplias superficies forestales autóctonas.

Hay que reconocer sin embargo que el parque que más eleva los niveles de actividad es Sil. La singularidad de este parque con respecto a los restantes parques analizados es la existencia de vegetación arbórea bien desarrollada, compuesta mayoritariamente por pinares de repoblación, y que podría explicar, al menos en parte, los niveles tan elevados de quirópteros observados. El parque Meda-AM se encuentra a menos de 1 km de distancia del parque Sil y bajo la influencia del cañón del río Sil, cuenta con vegetación arbórea autóctona en sus laderas y experimenta condiciones climáticas similares, pero carece de vegetación arbórea y los niveles de actividad de quirópteros registrados han sido muy bajos. La vinculación positiva entre murciélagos y árboles ha sido puesta de manifiesto por numerosos

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

autores (p.e. Walsh & Harris, 1996; Grindal & Brigham, 1999; Waters *et al.,* 1999; Russo *et al*., 2007; Morris *et al*., 2010; Russo *et al*., 2010).

El análisis de coordenadas principales no permite identificar con claridad diferencias en la comunidad de quirópteros descritas a través de la abundancia de diferentes grupos fónicos entre puntos de muestreo (punto/noche) de los parques eólicos analizados, bien individualizados o bien agrupados en sectores geográficos (bloques Este y Oeste), ni diferenciando entre las etapas pre-reproductora, reproductora y post-reproductora (etapa vital), observándose una distribución sin patrones definidos de la ordenación de los valores de disimilitud (variación equilibrada y gradientes unidireccionales) a lo largo de los ejes de las dos dimensiones representadas. En todo caso los grupos fónicos más distanciados han sido 51-56 kHz (*Pipistrellus pygmaeus/Miniopterus schreibersii*) y 9-16 kHz (*Tadarida teniotis*).

La agrupación de los datos a nivel de punto de muestreo, tampoco permite identificar con claridad diferencias en la comunidad de quirópteros entre puntos de muestreo de distintos parques eólicos, bien individualizados o bien agrupados en sectores geográficos (bloques Este y Oeste), observándose igualmente una distribución sin patrones definidos de la ordenación de los valores de disimilitud (variación equilibrada y gradientes unidireccionales) a lo largo de los ejes de las dos dimensiones representadas. En todo caso los grupos fónicos más distanciados han sido 51-56 kHz (*Pipistrellus pygmaeus/Miniopterus schreibersii*) y 36-40 kHz (*Pipistrellus kuhlii/nathusii*).

El análisis de redundancia basado en distancias (distance based-Redundancy Analysis, db-RDA) con los datos punto de muestreo/noche, utilizando la matriz de disimilitud correspondiente a la variación equilibrada, las únicas variables ambientales con efecto significativo sobre los patrones de disimilitud son la estación de muestreo, el viento y la interacción parque eólico y año, con un valor de R^2 de 0,157. Utilizando la matriz de disimilitud correspondiente a los gradientes unidireccionales de abundancia, no se encuentra ningún modelo que sea significativamente diferente del modelo neutro. Utilizando la matriz de disimilitud total (índice de Bray-Curtis), las únicas variables ambientales con efecto significativo sobre los patrones de disimilitud son la estación de muestreo, el viento, y la interacción parque eólico y año, con un R^2 de 0,119.

El análisis de redundancia basado en distancias (db-RDA) con los datos agrupados por estación de muestreo, utilizando la matriz de disimilitud correspondiente a la variación equilibrada en abundancias, el modelo lineal con mayor valor de R^2 (0,384) relaciona la disimilitud con las variables estación de parque eólico, área forestal y superficie de cortafuegos. Utilizando la matriz de disimilitud correspondiente a los gradientes unidireccionales de abundancia, en las combinaciones comprobadas el valor máximo de R^2 es de 0,246, observándose un efecto significativo de las variables parque eólico, altitud y viento. Utilizando la matriz de disimilitud total (índice de Bray-Curtis), las variables con efecto significativo sobre los patrones de disimilitud son el parque eólico y la altitud, alcanzándose un valor de R^2 de 0,255.

La ordenación canónica en relación a la variación equilibrada en abundancias ofrece resultados coherentes con los conocimientos sobre la ecología de las especies de murciélagos detectadas (efecto de la velocidad del viento), aunque explica un bajo porcentaje de la variación en los patrones de cambios en comunidades entre combinaciones punto/noche. Esto podría ser debido a la variación observada en la ~~–e~~omunidad" de murciélagos detectada en sucesivos muestreos de un mismo punto, quizás confundiendo los efectos de las variables paisajísticas y ambientales (por eso se analizarán separadamente en los capítulos 3 y 4 de la presente tesis doctoral).

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Es importante destacar que no se ha utilizado una variable como ~~"d~~istancia al refugio conocido más cercano", que podría tener una importante carga explicativa para ciertas especies. La inclusión de este tipo de variables podría mejorar el R^2.

No se consigue explicar la ordenación canónica en relación a los gradientes unidireccionales de abundancia, posiblemente porque las variables que determinan la presencia/ausencia de *Pipistrellus pygmaeus*/*Miniopterus schreiberii* (grupo fónico 52-56 kHz) y de *Tadarida teniotis* (9-16 kHz) no se incluyeron en los análisis. Probablemente, *Pipistrellus pygmaeus/Miniopterus* pueda tener refugios en la proximidad de los parques eólicos Sil y Meda-Ampliación de Meda, en el propio cañón, incluso aunque no estuvieran en la proximidad, podrían utilizar el cañón como vía de desplazamiento desde refugios más distantes. Los dos parques eólicos del bloque Este en los que no se detecta apenas la presencia de *Pipistrellus pygmaeus*/*Miniopterus* (Serra do Burgo-Pena da Cruz, Ampliación Serra do Burgo_Ampliación Pena da Cruz) se encuentran a unos 10 km de distancia del cañón del Sil, además sin elementos de conexión directa (otros pequeño cañones, por ejemplo). Los parques Sil y Meda-Ampliación Meda se encuentran a unos 2,5 km del cañón del Sil, parcialmente ~~"c~~onectados" con este por el valle del río de Niñodaguia (barranco do Porto dos Corros), con un bosque maduro de *Quercus robur* en él (de acuerdo con el Mapa Forestal de España, bosque con 70% de cabida cubierta de arbolado). Las diferencias notables de la actividad de este grupo entre los parques Sil y Meda-AM puede encontrar explicación en la práctica ausencia de vegetación forestal en este último parque. *Tadarida* no podría aparecer en los parques eólicos del bloque Oeste por cuestiones biogeográficas, ya que aparentemente está asociado a la región biogeográfica mediterránea, y parece que el límite occidental de su área de distribución en Galicia no llega a la dorsal central (consultar capítulo introductorio). Así que, en ambos casos, la presencia/ausencia de estas especies parece no venir demasiado regida por las variables consideradas en el análisis. En el resto de los casos, no se daría un reemplazo de especies entre puntos de muestreo, por lo que es coherente que exista ese resultado en relación con los gradientes unidireccionales. Es decir, ha sido interesante dividir las disimilitudes en los dos niveles propuestos en Baselga (2013), y valorar las causas de las diferencias en los dos niveles considerados.

Trabajar con grupos fónicos definidos exclusivamente por la frecuencia que concentra la máxima energía, en vez de con identificaciones de especies o grupos de especies basadas en la utilización de otros parámetros descriptores, presenta limitaciones, ya que es necesario reconocer la posibilidad de que una misma especie pueda estar representada en más de un grupo fónico, y que en un mismo grupo fónico pueden estar representadas especies con hábitos muy diferentes. En todo caso, se consideran bastante razonables las vinculaciones efectuadas entre grupos fónicos y especies.

Las descripciones de comunidades de quirópteros en base a muestreos acústicos tiene igualmente sus limitaciones, ya que la identificación en base a descriptores de los pulsos de ecolocación de muchas especies no es posible en muchas circunstancias, y en otras es necesario efectuar agrupaciones de especies (p.ej. Collins & Jones, 2009; Russo & Voigt, 2016; Rydell *et al.,* 2017).

Para medir los niveles de actividad se ha contabilizado el número de pasos en cuatro minutos. Esta métrica es poco habitual, y puede no ser la mejor, en relación al tiempo de muestreo, para caracterizar el nivel de uso que los murciélagos hacen de las áreas ocupadas por parques eólicos, lugares en general poco utilizados en comparación con otras áreas, lo que ha supuesto que en los muestreos de la presente tesis doctoral se hayan obtenido numerosos ceros.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Lo habitual en la actualidad (cuando están disponibles modelos de detectores económicos con capacidad para muestrear autónomamente varias noches completas seguidas, y que pueden ser desplegados en campo con facilidad) es contabilizar el número de pasos a lo largo de una noche, y expresar la actividad posteriormente utilizando diferentes métricas, como el número de pasos/hora o el número de pasos/10 minutos (Runkel *et al.*, 2021).

Sin embargo, en el diseño de los muestreos se ha optado por darle una mayor relevancia a conseguir una buena cobertura espacial de los parques, a expensas de un mayor tiempo de muestreo en cada punto, teniendo en consideración además que sólo se disponía de un único detector de ultrasonidos y no era posible muestrear simultáneamente en diferentes puntos.

Se han registrado todos los grupos fónicos que se podrían detectar en Galicia, incluyendo aquellos de distribución más restringida, como 9-16 kHz que representaría a *Tadarida teniotis* (registrado en un mínimo de 35 cuadros UTM de 10x10 km, morcegosdegalicia.org); 16-23 kHz, que representaría a *Nyctalus noctula/lasiopterus* (registrado en un mínimo de 13 cuadros UTM de 10x10 km, morcegosdegalicia.org); o 35-40 kHz, residualmente registrado en el parque eólico de Meda, y que representaría a *Pipistrellus kuhlii/nathusii* (registrado en un mínimo de 1 cuadro UTM de 10x10 km, Arzúa *et al*., 2021).

Resulta complicado comparar los niveles de actividad de los quirópteros entre diferentes áreas geográficas si no son medidos con el mismo modelo de detector, si no se utilizan los mismos parámetros de configuración, y si no se expresan de la misma manera (Adams *et al.*, 2012; Runkel *et al*., 2021). Efectuando una extrapolación del número medio de pasos por minuto a periodos de 60 minutos, se registrarían 20 pasos/hora (para las cuatro primeras horas tras la puesta del sol), valores que han sido suficientes para observar diferencias claras del nivel de actividad entre algunos de los parques analizados, y se estiman apropiados para profundizar en el análisis de la relación de los quirópteros con el medio que los rodea en áreas ocupadas por parques eólicos.

Como ya se indicó en la introducción del presente capítulo, Jupke & Schäfer (2020), después de realizar evaluaciones de funcionamiento utilizando simulaciones sistemáticas, concluyen que los análisis de redundancia basados en distancias (distance based-Redundancy Analysis, db-RDA) son confiables para analizar las relaciones especie-ambiente. Sin embargo Carlos-Junior *et al.* (2020) consideran que los modelos GLM pueden ser superiores a las técnicas de ordenación en determinados casos. De ahí, en parte, la motivación para los siguientes dos capítulos de esta tesis doctoral, en los que se explora la relación de la actividad de las distintas especies de murciélagos con variables ambientales y de paisaje a través de modelos lineales generalizados mixtos.

2.4 Referencias

Adams, A.M., Jantzen, M.K., Hamilton, R.M. & Fenton, M.B. 2012. Do you hear what I hear? Implications of detector selection for acoustic monitoring of bats. Methods in Ecology and Evolution, 3: 992-998. https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2012.00244.x

Ahlén. I. 1997. Migratory behaviour of bats at south Swedish coasts. Zeitschrift für Säugetierkunde 62: 375–380. https://biostor.org/reference/183696

Alcalde, T.A. 2019. Primeros datos sobre migración e hibernación de nóctulos en el Pirineo occidental. Journal of Bat Research & Conservation, 12 (1): 52-59.

Amorim, F., Rebelo, H. & Rodrigues, L. 2012. Factors influencing bat activity and mortality at a wind farm in the Mediterranean region. Acta Chiropterologica, 14(2): 439–457. https://doi.org/10.3161/150811012X661756

Arzúa, M., López, Z., Conde, F., Hermida, R. 2021. Confirmada la presencia de *Pipistrellus nathusii* (Keyserling y Blasius, 1839) en Galicia. Póster VIII Jornadas SECEMU.

USC DE COMPOSTELA

Baerwald, E.F. & Barklay, R.M.R. 2009. Geographic variation in activity and fatality of migratory bats at wind energy facilities. Journal of Mammalogy, 90(6): 1341-1349. https://doi.org/10.1644/09-MAMM-S-104R.1

Barataud, M. 1996. *The world of bats*. Sittelle Publishers. Grenoble, France.

Barclay, R.M.R. 1984. Observations on the migration, ecology, and behaviour of bats at Delta Marsh, Manitoba. Canadian Field Naturalist, 98: 331-336.

Barré K., I. Le Viol, Y. Bas, R. Julliard & C. Kerbiriou. 2018. Estimating habitat loss due to wind turbine avoidance by bats: implications for European siting guidance. Biological Conservation, 226: 205-214. https://doi.org/10.1038/s41598-021-82014-9

Baselga, A. 2010. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. Global Ecology and Biogeography, 19: 134-143. https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00490.x

Baselga, A. 2012. The relationship between species replacement, dissimilarity derived from nestedness, and nestedness. Global Ecology and Biogeography, 21: 1223-1232. https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00756.x

Baselga, A. 2013. Separating the two components of abundance-based dissimilarity: balanced changes in abundance vs. abundance gradients. Methods Ecol Evol, 4: 552-557. https://doi.org/10.1111/2041-210X.12029

Baselga, A. 2017. Partitioning abundance-based multiple-site dissimilarity into components: balanced variation in abundance and abundance gradients. Methods Ecol Evol, 8: 799-808. https://doi.org/10.1111/2041-210X.12693

Baselga, A. & Leprieur, F. 2015. Comparing methods to separate components of beta diversity. Methods Ecol Evol, 6: 1069-1079. https://doi.org/10.1111/2041-210X.12388

Baselga, A. & Orme, C.D.L. 2012. betapart: an R package for the study of beta diversity. Methods Ecol Evol 3: 808-812. https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2012.00224.x

Bivand, R., Keitt, T. & Rowlingson, B. 2022. rgdal: Bindings for the 'Geospatial' Data Abstraction Library. R package version 1.5-32. https://CRAN.R-project.org/package=rgdal

Bivand, R.S., Pebesma, E., Gomez-Rubio, V. 2013. Applied spatial data analysis with R, Second edition. Springer, NY. https://asdar-book.org/

Borcard, D., Gillet, F. & Legendre, P. 2018. *Numerical Ecology with R*. Second Edition. Springer.

Carlos-Júnior, L.A., Creed, J.C., Marrs, R., Lewis, R.J., Moulton, T.P., Feijó-Lima, R. & Spencer, M. 2020. Generalized Linear Models outperform commonly used canonical analysis in estimating spatial structure of presence/absence data. PeerJ 8:e9777 https://doi.org/10.7717/peerj.9777

Collins, J. & Jones, G. 2009. Differences in bat activity in relation to bat detector height: implications for bat surveys at proposed windfarm sites. Acta Chiropterologica, 11(2): 343-350. https://doi.org/10.3161/150811009X485576

Dietz, M., Brombacher, M., Erasmy, M., Fenchuk, V. & Simon, O. 2018. Bat community and roost site selection of tree-dwelling bats in a well-preserved European lowland forest. Acta Chiropterologica, 20(1), 117-127. https://doi.org/10.3161/15081109ACC2018.20.1.008

Dietz, C.D. & Kiefer, A. 2014. *Bats of Britain and Europe*. Bloomsbury. London, UK.

Dietz, C., Nill, D. & Von Helversen, O. 2009. *Bats of Europe and Northwest Africa*. A & C Black Publishers, London, 400 pp.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Duffy, A.M., Lumsden, L.F., Caddle, C.R., Chick, R.R., & Newell, G.R. 2000. The efficacy of AnaBat ultrasonic detectors and harp traps for surveying microchiropterans in south-eastern Australia. Acta Chiropterologica, 2: 127-144.

Erickson, J.L. & West, S.D. 2002. The influence of regional climate and nightly weather conditions on activity patterns of insectivorous bats. Acta Chiropterologica, 4(1): 17-24. https://doi.org/10.3161/001.004.0103

Estrada-Villegas, S., McGill, B. J., & Kalko, E. K. 2012. Climate, habitat, and species interactions at different scales determine the structure of a Neotropical bat community. Ecology, 93(5), 1183-1193. https://doi.org/10.1890/11-0275.1

Fahr, J. & Kalko, E.K.V. 2011. Biome transitions as centres of diversity: habitat heterogeneity and diversity patterns of West African bat assemblages across spatial scales. Ecography, 34: 177-195. https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2010.05510.x

Fenton, M.B. 1990. The foraging behaviour and ecology of animal-eating bats. Canadian Journal of Zoology. 68(3): 411-422. https://doi.org/10.1139/z90-061

Fleming, T.H. & Eby, P. 2003. Ecology of bat migration. Pp. 156-208. In: T.H. Kunz & M.B. Fenton Eds. *Bat ecology*. The University of Chicago Press. Chicago and London.

Fry, R. & Lonsdale, D. (eds). 1991. Habitat conservation for insects – a neglected green issue. Amateur Entomol., 21: 1-262.

Goiti, U.,. Aihartza, J.R, Almenar, D., Salsamendi, E. & Garin, I. 2006. Seasonal foraging by *Rhinolophus euryale* (Rhinolophidae) in an Atlantic rural landscape in northern Iberian Peninsula. Acta Chiropterologica, 8: 141–156. https://doi.org/10.3161/1733-5329(2006)8[141:SFBRER]2.0.CO;2

Grindal, S.D. & Brigham, R.M. 1999. Impacts of forest harvesting on habitat use by foraging insectivorous bats at different spatial scales. Ecoscience. 6: 25–34. https://doi.org/10.1080/11956860.1999.11952206

Guisan, A., Tingley, R., Baumgartner, J.B., Naujokaitis-Lewis, I., Sutcliffe, P.R., Tulloch, A. I.T., … Buckley, Y.M. 2013. Predicting species distributions for conservation decisions. Ecology Letters, 16, 1424–1435. https://doi.org/10.1111/ele.12189

Hayes, J.P. 1997. Temporal variation in activity of bats and the design of echolocation-monitoring studies. Journal of Mammalogy, 78(2): 514-524. 514-524. https://doi.org/10.2307/1382902

Hosken, D.J. & Withers, P.C. 1999. Metabolic Physiology of Euthermic and Torpid Lesser Long-Eared Bats, *Nyctophilus geoffroyi* (*Chiroptera: Vespertilionidae*), Journal of Mammalogy, Volume 80: 42–52, https://doi.org/10.2307/1383206

Hutterer, R., Ivanova, T., Meyer-Cords, C. & Rodrigues, L. 2005. *Bat migrations in Europe: a review of banding data and literature*. Naturschutz und Biologische Vielfalt, 28: 1–176.

Johnson, G.D., Perlik, M.K., Erikson, W.P. & Strickland, M.D. 2004. Bat activity, composition, and collision mortality at a large wind plant in Minnesota. Wildlife Society Bulletin, 32: 1278-1288. https://doi.org/10.2193/0091-7648(2004)032[1278:BACACM]2.0.CO;2

Jupke, J.F. & Schäfer, R.B. 2020. Should ecologists prefer model- over distance-based multivariate methods? Ecol Evol. 10: 2417– 2435. https://doi.org/10.1002/ece3.6059

Legendre, P. 2014. Replacement and richness difference components. Global Ecology and Biogeography, 23: 1324-1334. https://doi.org/10.1111/geb.12207

Legendre, P., & De Cáceres, M. 2013. Beta diversity as the variance of community data: dissimilarity coefficients and partitioning. Ecology Letters, 16(8), 951-963. https://doi.org/10.1111/ele.12141

USC UNIVERSIDADE DE COMPOSTELA

Legendre, P. & Legendre, L. 2012. *Numerical ecology*. 3rd edition. Elsevier. Amsterdam.

Limpens, H.J.G.A., Helmer, W., Van Winden, A. & Mostert, K. 1989. Bats (*Chiroptera*) and linear landscape elements: a review of our present knowledge of the importance of linear landscape elements to bats. Lutra, 32: 1-20.

Mackie, I.J. & Racey, P.A. 2007. Habitat use varies with reproductive state in noctule bats (Nyctalus noctula): implications for conservation. Bilogical Conservation, 140: 70-77. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.07.031

Maier, C. 1992. Activity patterns of pipistrelle bats (*Pipistrellus pipistrellus*) in Oxfordshire. Journal of Zoology (London), 228: 69-80. https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1992.tb04433.x

Martínez-Cortizas, A. & Pérez-Alberti, A. 1999. Dominios Ombrotérmicos. Pp. 107-112. En: A. Martínez-Cortizas & A. Pérez-Alberti coord. *Atlas climático de Galicia*. Xunta de Galicia.

Martínez-Cortizas, A., Castillo-Rodríguez, F. & Blanco-Chao, R. 1999. Evapotranspiración potencial. Pp. 113-115. En: A. Martínez-Cortizas & A. Pérez-Alberti coord. *Atlas climático de Galicia*. Xunta de Galicia.

McArdle, B.H. & Anderson, M.J. 2001. Fitting multivariate models to community data: a comment on distance-based redundancy analysis. Ecology. 82, 290–297. https://doi.org/10.1890/0012-9658(2001)082[0290:FMMTCD]2.0.CO;2

McCain, C.M. 2007. Could temperature and water availability drive elevational species richness patterns? A global case study for bats. Global Ecology & Biogeography: 16: 1-13. https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2006.00263.x

McGill, B. J. 2010. Matters of scale. Science 328:575–576. DOI: 10.1126/science.1188528

Morris, A.D., Miller, D.A. & Kalcounis-Rueppell, M.C. 2010. Use of forest edges by bats in a managed pine forest landscape. The Journal of Wildlife Management, 74(1): 26-34. https://doi.org/10.2193/2008-471

Müller,J., Mehr, M., Bässler, C., Fenton, M.B., Hothorn, T., Pretzsch, H., Klemmt, H-J & Brandl, R. 2012. Aggregative response in bats: prey abundance versus habitat. Oecologia, 169: 673-684. https://doi.org/10.1007/s00442-011-2247-y

Nicholls, B. & Racey, P. 2006. Habitat selection as a mechanism of resource partitioning in two cryptic bat species *Pipistrellus pipistrellus* and *Pipistrellus pygmaeus*. Ecography, 29: 697-708. https://doi.org/10.1111/j.2006.0906-7590.04575.x

Norberg, U.M. & Rayner, J.M.V. 1987. Ecological morphology and flight in bats (Mammalia; Chiroptera): wing adaptations, flight performance, foraging strategy and echolocation. Philosophical Transactions of the Royal Society of London B, 316: 335-427. https://doi.org/10.1098/rstb.1987.0030

Obrist, M.K., Boesch, R. & Flückiger, P.F. 2004. Variability in echolocation call design of 26 Swiss bat species: consequences, limits and options for automated field identification with a synergetic pattern recognition approach. Mammalia, 68: 307-322. https://doi.org/10.1515/mamm.2004.030

Oksanen, J., Guillaume-Blanchet, F., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Szoecs, E. & Wagner, H. 2022. vegan: Community Ecology Package. R package version 2.6-2. https://CRAN.R-project.org/package=vegan

Parreira, F., Pereira, P.H. & Mendes, P., 2018. A synthesis of ecological and evolutionary determinants of bat diversity across spatial scales. BMC Ecol,18(1):18. doi: 10.1186/s12898-018-0174-z.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Parsons, S. & Jones, G. 2000. Acoustic identification of twelve species of echolocating bat by discriminant function analysis and artificial neural networks. The Journal of Experimental Biology, 203: 2641-2656. https://doi.org/10.1242/jeb.203.17.2641

Pebesma, E.J. & Bivand, R.S. 2005. Classes and methods for spatial data in R. R News 5 (2), https://cran.r-project.org/doc/Rnews/

R Core Team 2022. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL https://www.R-project.org/

Racey, P.A. & Entwistle, A.C. 2003. Conservation ecology of bats. Pp. 680–743. In T. H. Kunz and M. B. Fenton (eds.): *Bat ecology*. University of Chicago Press, Chicago, Illinois.

Racey, P.A. & Swift, S.M. 1985. Feeding ecology of *Pipistrellus pipistrellus* (Chiroptera: Vespertilionidae) during pregnancy and lactation. 1. Foraging behaviour. Animal Ecology, 54: 205-215. https://doi.org/10.2307/4631

Rainho, A. 2007. Summer foraging habitats of bats in a Mediterranean region of the Iberian Peninsula. Acta Chiropterologica, 9: 171-181. https://doi.org/10.3161/1733-5329(2007)9[171:SFHOBI]2.0.CO;2

Reusch, C., Lozar, M., Kramer-Schadt, S., Voigt, C. 2022. Coastal onshore wind turbines lead to habitat loss for bats in Northern Germany. Journal of Environmental Management, 310, 8. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114715

Richardson, S.M., Lintott, P.R., Hosken, D.J., Economou, T. & Mathews, F. 2021. Peaks in bat activity at turbines and the implications for mitigating the impact of wind energy developments on bats. Scientific Report, 11: 3636. https://doi.org/10.1038/s41598-021-82014-9

Rodrigues, L., Bach, L., Dubourg-Savage, M.-J., Karapandza, B., Kovac, D., Kervyn, T., Dekker, J., Kepel, A., Bach, P., Collins, J., Harbusch, C., Park, K., Micevski, B. & Minderman, J. 2015. *Guidelines for consideration of bats in wind farm projects. Revision 2014*. EUROBATS Publication Series No. 6 (English version). UNEP/EUROBATS Secretariat, Bonn, Germany, 133 pp. https://www.eurobats.org/sites/default/files/documents/publications/publication_series/pubseries_no6_english.pdf

Ruggiero, A. & Kitzberger, T. 2004. Environmental correlates of mammal species richness in South America: effects of spatial structure, taxonomy and geographic range. Ecography, 27: 401-417. https://www.jstor.org/stable/3683414

Runkel, V., Gerding, G. & Marckmann, U. 2021. *The handbook of acoustic bat detection*. Pelagic Publishing, UK.

Russ, J. 2021. *Bat calls of Britain and Europe. A guide to species identification*. Pelagic Publishing. Exeter, UK.

Russo, D., Cistrone, L., Garonna, A.P. & Jones, G. 2010. Reconsidering the importance of harvested forests for the conservation of tree-dwelling bats. Biodiversity and Conservation, 19: 2501-2515. https://doi.org/10.1007/s10531-010-9856-3

Russo, D., Cistrone, L. & Jones, G. 2007. Emergence time in forest bats: the influence of canopy closure. Acta Oecologica, 31(1): 119-126. https://doi.org/10.1016/j.actao.2006.11.001

Russo, D. & Jones, G. 2002. Identification of twenty-two bat species (*Mammalia: Chiroptera*) from Italy by analysis of time-expanded recordings of echolocation calls. J. Zool., Lond., 258: 91-103. https://doi.org/10.1017/S0952836902001231

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Russo, D. & Jones, G. 2003. Use of foraging habitats by bats in a Mediterranean area determined by acoustic surveys: conservation implications. Ecography, 26: 197-209. https://doi.org/10.1034/j.1600-0587.2003.03422.x

Russo, D. & Voigt, C.C. 2016. The use of automated identification of bat echolocation calls in acoustic monitoring: a cautionary note for a sound analysis. Ecological Indicators, 66: 598-602. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.02.036

Rydell, J., Bach, L., Dubourg-Savage, M-J., Green, M., Rodrigues, L. & Hedenström, A. 2010. Bat mortality at wind turbines in northwestern Europe. Acta Chiropterologica, 12(2): 261–274. https://doi.org/10.3161/150811010X537846

Rydell, J., Nyman, S., Eklöf, J., Jones, G. & Russo, D. 2017. Testing the performances of automated identification of bat echolocation calls: a request for prudence. Ecological Indicators, 78: 416-420. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.03.023

Scherrer, D, Christe, P & Guisan, A. 2019. Modelling bat distributions and diversity in a mountain landscape using focal predictors in ensemble of small models. Divers Distrib; 25: 770– 782. https://doi.org/10.1111/ddi.12893

Schnitzler, H.-U. & Kalko, E.K.V. 2001. Echolocation by insect-eating bats. BioScience, 51:557–569. https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0557:EBIEB]2.0.CO;2

Serra-Cobo, J., López-Roig, M., Marqués-Bonet, T. & Lahuerta, E. 2000. Rivers as possible landmarks in the orientation flight of *Miniopterus schreibersii*. Acta Theriologica, 45 (3): 347-352. https://rcin.org.pl/ibs/dlibra/publication/edition/13025?id=13025&language=en

Shiel, C.B., Shiel, R.E. & Fairley, J.S. 1999. Seasonal changes in the foraging behaviour of Leisler's bats (*Nyctalus leisleri*) in Ireland as revealed by radio-telemetry. Journal of Zoology (London), 249: 347–358. https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1999.tb00770.x

Timm, R.M. 1989. Migration and molt patterns of red bats, *Lasiurus borealis* (*Chiroptera: Vespertilionidae*), in Illinois. Bulletin of the Chicago Academy of Sciences, 14: 1-7. http://hdl.handle.net/1808/6396

Vaughan, N., Jones, G. & Harris, S. 1997. Habitat use by bats (Chiroptera) assessed by means of a broad-band acoustic method. Journal of Applied Ecology, 34(3): 716-730. . https://doi.org/10.2307/2404918

Walsh, A.L., Catto, C.M.C., Hutson, A.M., Racey, P.A., Richardson, P.W. & Langton, S.D. 2001. The UK's National Bat Monitoring Programme, Final Report 2001. The Bat Conservation Trust, London. https://cdn.bats.org.uk/uploads/pdf/Our%20Work/NBMP/NBMPReport2001_1_main_report.pdf?v=1601552298

Walsh, A.L. & Harris, S. 1996. Foraging habitat preferences of vespertilionid bats in Britain. Journal of Applied Ecology, 33(3): 508-518. https://doi.org/10.2307/2404980

Waters, D., Jones, G. & Furlong, M. 1999. Foraging ecology of Leisler's bat *(Nyctalus leisleri*) at two sites in southern Britain. Journal of Zoology, London, 249: 173–180. https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1999.tb00755.x

Wickham, H. 2016. *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York. https://ggplot2-book.org/

Wickramasinghe, L.P., Harris, S., Jones, G. & Vaughan, N. 2003. Bat activity and species richness on organic and conventional farms: impact of agricultural intensification. Journal of Applied Ecology, 40: 984-993. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2003.00856.x

Wiens, J. A. 1989. Spatial scaling in ecology. Functional Ecology 3:385–397. https://doi.org/10.2307/2389612

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

2.5 CÓDIGO EN LENGUAJE R

```
# Carga de las librerías de R
library(betapart) # para la partición de los valores de disimilitud entre comunidades
library(forcats) # para modificar el orden de los niveles de un factor
library(ggplot2) # para elaborar gráficos en general
library(rgdal) # para que la librería sp pueda realizar la conversión
library(sp) # para convertir las coordenadas geográficas a UTM
library(vegan) # librería específica para métodos descriptivos en ecología de comunidades
#
# Carga de los datos completos
bat.data<-read.csv2("bats_ordenacion.csv", header=TRUE, dec=",")
# Se analiza la estructura de los datos
str(bat.data)
# Las librerías que realizan análisis de ecología de comunidades suelen trabajar con
# dos archivos diferentes, uno para las columnas de taxones, y otro que incluya la
# información de los sitios/puntos de muestreo, así que se procede a separar las
# columnas correspondientes a partir de la tabla general de datos.
# Se extraen las columnas con la información de abundancia, pero únicamente para
# aquellas filas en las que haya alguna observación de murciélagos (es decir, se
# eliminan aquellas para las que el total de pasos observados sea igual a cero):
bat.spp.data = bat.data[(bat.data$total>0),25:31]
# Y se comprueba la estructura de datos.
str(bat.spp.data)
summary(bat.spp.data)
# Se ha pasado de 4534 filas a 893, por lo que se deduce que había 3641 filas en las
# que todos los valores de abundancia eran cero, se puede comprobar
# ejecutando sum(bat.data$total == 0)
# Se pueden extraer también esas mismas filas para la información de las
# combinaciones de puntos de muestreo.
bat.env.data = bat.data[(bat.data$total>0),1:24]
# Y se comprueba la estructura de datos.
str(bat.env.data)
summary(bat.env.data)
#
# Se asigna el tipo "factor" a determinadas variables con formato texto
# ("character") en el archivo de datos
bat.env.data$f_etapa_vital <-factor(bat.env.data$etapa_vital)
bat.env.data$f_ano<-factor(bat.env.data$ano)
bat.env.data$f_mes<-factor(bat.env.data$id_mes)
bat.env.data$f_parque <-factor(bat.env.data$parque)
# Se codifica la anterior variable "f_parque", para diferenciar los parques eólicos del
# bloque este y del oeste, porque se hacen comparaciones en este sentido
bat.env.data$f_parque_EW<-bat.env.data$f_parque
levels(bat.env.data$f_parque_EW) <- list(
 Este = c("ASB_APC","Meda_AM","SB_PC","Sil"),
 Oeste = c("Masgalan","Outeiro_Coto","Testeiro"))
```

USC UNIVERSIDADE DE COMPOSTELA

```
# Se convierten las coordenadas geográficas a UTM
LongLatToUTM<-function(x,y,zone){
 xy <- data.frame(ID = 1:length(x), X = x, Y = y)
 coordinates(xy) <- c("X", "Y")
 proj4string(xy) <- CRS("+proj=longlat +datum=WGS84")
 res <- spTransform(xy, CRS(paste("+proj=utm +zone=",zone," ellps=WGS84",sep="")))
 return(as.data.frame(res))
}
xy <- LongLatToUTM(x = bat.env.data$lon, y = bat.env.data$lat, zone = 29)
bat.env.data$Xutm <- xy[,2]
bat.env.data$Yutm <- xy[,3]
bat.env.data$Xkm <- bat.env.data$Xutm / 1000
bat.env.data$Ykm <- bat.env.data$Yutm / 1000
# Con la función scale() se centran y estandarizan
# las variables continuas, ya que tienen dimensiones muy diferentes [EJEMPLO]
bat.env.data$nubes_cobertura_sd <- scale(bat.env.data$nubes_cobertura)
# Y, por última vez, se comprueba el resultado
str(bat.env.data)
#
# Representación de los puntos de muestreo (Figura 2.1). Mapas para los siete
# grupos fónicos. Se agrupan de manera que se produzcan dos gráficos diferentes,
# de 2x2 figuras cada uno, y se puedan pegar posteriormente en la misma página
# de un documento de texto.
par(mfrow = c(2,2))
plot(bat.env.data$Xkm, bat.env.data$Ykm, asp = 1, cex.axis = 0.8, col = "light grey",
   main = "51-56 kHz", xlab = "UTM X (km)", ylab = "UTM Y (km)")
points(bat.env.data$Xkm, bat.env.data$Ykm, col = "brown",
    cex = bat.spp.data$X51_56)
plot(bat.env.data$Xkm, bat.env.data$Ykm, asp = 1, cex.axis = 0.8, col = "light grey",
   main = "42-51 kHz", xlab = "UTM X (km)", ylab = "UTM Y (km)")
points(bat.env.data$Xkm, bat.env.data$Ykm, col = "brown",
    cex = bat.spp.data$X42_51)
plot(bat.env.data$Xkm, bat.env.data$Ykm, asp = 1, cex.axis = 0.8, col = "light grey",
   main = "36-40 kHz", xlab = "UTM X (km)", ylab = "UTM Y (km)")
points(bat.env.data$Xkm, bat.env.data$Ykm, col = "brown",
    cex = bat.spp.data$X36_40)
plot(bat.env.data$Xkm, bat.env.data$Ykm, asp = 1, cex.axis = 0.8, col = "light grey",
   main = "30-35 kHz", xlab = "UTM X (km)", ylab = "UTM Y (km)")
points(bat.env.data$Xkm, bat.env.data$Ykm, col = "brown",
    cex = bat.spp.data$X30_35)
plot(bat.env.data$Xkm, bat.env.data$Ykm, asp = 1, cex.axis = 0.8, col = "light grey",
   main = "24-29 kHz", xlab = "UTM X (km)", ylab = "UTM Y (km)")
points(bat.env.data$Xkm, bat.env.data$Ykm, col = "brown",
    cex = bat.spp.data$X24_29)
plot(bat.env.data$Xkm, bat.env.data$Ykm, asp = 1, cex.axis = 0.8, col = "light grey",
   main = "16-23 kHz",    xlab = "UTM X (km)", ylab = "UTM Y (km)")
points(bat.env.data$Xkm, bat.env.data$Ykm, col = "brown",
    cex = bat.spp.data$X16_23)
```

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

```
plot(bat.env.data$Xkm, bat.env.data$Ykm, asp = 1, cex.axis = 0.8, col = "light grey",
  main = "9-16 kHz", xlab = "UTM X (km)", ylab = "UTM Y (km)")
points(bat.env.data$Xkm, bat.env.data$Ykm, col = "brown",
   cex = bat.spp.data$X9_16)
plot(bat.env.data$Xkm, bat.env.data$Ykm, asp = 1, type = "p",col = "grey",
  main = "Parques eólicos", xlab = "UTM X (km)", ylab = "UTM Y (km)")
text(626, 4680, "ASB_APC", cex = 0.8, col = "black")
text(554, 4713, "MASG", cex = 0.8, col = "black")
text(614, 4684, "M_AM", cex = 0.8, col = "black")
text(554, 4701, "OC", cex = 0.8, col = "black")
text(630, 4690, "SB_PC", cex = 0.8, col = "black")
text(613, 4694, "SIL", cex = 0.8, col = "black")
text(568, 4707, "TES", cex = 0.8, col = "black")
#Se devuelve la plantilla del gráfico a las dimensiones originales.
par(mfrow = c(1,1))
#
##### Carga de los datos completos para las figuras de número de pasos
Analisis<-read.csv2("Bats_clim_con_lua.csv", header=TRUE, dec=",")
# Se analiza la estructura de los datos
str(Analisis)
# Se asigna el tipo "factor" a determinadas variables con formato texto
# ("character") en el archivo de datos [EJEMPLOS]
Analisis$neboaf<-factor(Analisis$neboa, labels = c("ausente", "presente"))
Analisis$f_lua_visible <-factor(Analisis$lua_visible,
            labels = c("No visible", "Visible"))
Analisis$f_lua_intens <-factor(Analisis$lua_intens)
Analisis$f_funaero <-factor(Analisis$funaero,
          labels = c("parado", "funcionando", "ausente"))
# Se codifica la anterior variable "aero" para que etiquete los dos estados
# 0 - aerogenerador ausente en el punto de muestreo
# 1 - aerogenerador presente en el punto de muestreo
# por si fuese de utilidad esta distinción entre puntos de muestreo
Analisis$f_aero <-factor(Analisis$aero,
          labels = c("ausente", "presente"))
# Se codifica la anterior variable "f_parque", para diferenciar
# los parques eólicos del este y del oeste,
Analisis$f_parque_EW<-Analisis$f_parque
levels(Analisis$f_parque_EW) <- list(
 Este = c("ASB_APC","Meda_AM","SB_PC","Sil"),
 Oeste = c("Masgalan","Outeiro_Coto","Testeiro")
 )
#
# ## Ejemplos de figuras, mostrando sólo la opción con pasos totales,
# ## para completar las demás figuras, simplemente habría que modificar
# ## la variable correspondiente a la frecuencia de interés.
#
# ## Figura XX
# Una gráfica con la media y el intervalo de confianza al 95%
```

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

```
# (obtenido mediante bootstraping) del número de pasos totales
# en el grupo fónico correspondiente por parque eólico.
o <-Analisis %>%
 mutate(f_parque = fct_relevel(f_parque,
            "Outeiro_Coto","Masgalan","Testeiro",
            "Sil","Meda_AM","ASB_APC","SB_PC")) %>%
 ggplot(aes(f_parque, pastot)) +
 stat_summary(fun = "mean", geom = "point", cex = 3) +
 stat_summary(fun.data = "mean_cl_boot",
       fun.args= list(conf.int=0.95, B=1000),
       geom = "errorbar", width = 0.2)
o <- o + theme_classic() + xlab("Parque") +
 ylab("Nº de pasos (+/- IC 95%)") +
 ggtitle("Total") +
 scale_y_continuous(labels = label_number(accuracy = 0.01)) +
 theme(plot.title = element_text(face = "bold", hjust = 0.5,
              margin = margin(b = 20)),
    axis.title.x = element_text(face = "bold", margin = margin(t = 20)),
    axis.title.y = element_text(face = "bold", margin = margin(r = 20)))
o
# Y si se quieren conocer los valores que resultan para la media y los valores
# superior e inferior del intervalo de confianza, se puede usar esta función:
ggplot_build(o)$data[[2]]
#
# ## Figura XX
# Una gráfica con la media y el intervalo de confianza al 95%
# (obtenido mediante bootstraping) del número de pasos totales
# en el grupo fónico correspondiente por zona de parque eólico (E vs O).
v <-ggplot(Analisis, aes(f_parque_EW, pastot)) +
 stat_summary(fun = "mean", geom = "point", cex = 3) +
 stat_summary(fun.data = "mean_cl_boot",
       fun.args= list(conf.int=0.95, B=1000),
       geom = "errorbar", width = 0.2)
v <- v + theme_classic() +  xlab("Área geográfica") +
 ylab("Nº de pasos (+/- IC 95%)") +  ggtitle("Total") +
 scale_y_continuous(labels = label_number(accuracy = 0.01)) +
 scale_x_discrete(limits = rev) +
 theme(plot.title = element_text(face = "bold", hjust = 0.5,
              margin = margin(b = 20)),
    axis.title.x = element_text(face = "bold", margin = margin(t = 20)),
    axis.title.y = element_text(face = "bold", margin = margin(r = 20)))
v
# ## Figura XX
# Una gráfica con la media y el intervalo de confianza al 95%
# (obtenido mediante bootstraping) del número de pasos totales
# en el grupo fónico correspondiente por etapa vital.
h <-ggplot(Analisis, aes(etapa_vitalf, pastot)) +
 stat_summary(fun = "mean", geom = "point", cex = 3) +
```

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

```
 stat_summary(fun.data = "mean_cl_boot",
       fun.args= list(conf.int=0.95, B=1000),
       geom = "errorbar", width = 0.2)
h <- h + theme_classic() +  xlab("Etapa vital") +
 ylab("Nº de pasos (+/- IC 95%)") +  ggtitle("Total") +
 scale_y_continuous(labels = label_number(accuracy = 0.01)) +
 theme(plot.title = element_text(face = "bold", hjust = 0.5,
             margin = margin(b = 20)),
   axis.title.x = element_text(face = "bold", margin = margin(t = 20)),
   axis.title.y = element_text(face = "bold", margin = margin(r = 20)))
h
#
# ## Figura XX
# Una gráfica con la media y el intervalo de confianza al 95%
# (obtenido mediante bootstraping) del número de pasos totales
# en el grupo fónico correspondiente por presencia/ausencia de aerogenerador,
# dividido por parque eólico (utilizando la función facet_grid).
ac1<-Analisis %>%
 mutate(f_parque = fct_relevel(f_parque,
           "Outeiro_Coto","Masgalan","Testeiro",
           "Sil","Meda_AM","ASB_APC","SB_PC")) %>%
 mutate(f_aero = fct_relevel(f_aero,"presente","ausente")) %>%
 ggplot(aes(f_aero, pastot))+
 stat_summary(fun = "mean", geom = "point", cex = 3) +
 stat_summary(fun.data = "mean_cl_boot",
       fun.args= list(conf.int=0.95, B=1000),
       geom = "errorbar", width = 0.2)
ac1 <- ac1 + theme_classic() +  xlab("Aerogenerador") +
 ylab("Nº de pasos (+/- IC 95%)") + ggtitle("Total") +
 scale_y_continuous(labels = label_number(accuracy = 0.01)) +
 scale_x_discrete(limits = rev) +
 theme(plot.title = element_text(face = "bold", hjust = 0.5,
             margin = margin(b = 20)),
   axis.title.x = element_text(face = "bold", margin = margin(t = 20)),
   axis.title.y = element_text(face = "bold", margin = margin(r = 20))) +
 facet_grid(. ~ f_parque)
ac1
#
# Análisis de coordenadas principales (PCoA, principal coordinates analysis)
# De acuerdo con Baselga (2013), se utiliza la función beta.pair.abund() del paquete
# betapart para generar tres matrices de disimilitud considerando (i) la variación equilibada en
abundancias, (ii) los gradientes unidireccionales de abundancia, y (iii) la disimilitud total
# (i.e. la suma de ambos componentes, equivalente al índice Bray-Curtis).
# De acuerdo con Borcard et al. (2018), con las matrices de disimilitud entre sitios
# (en este caso, con las tres matrices obtenidas con el paquete betapart),
# y posteriormente se hace la ordenación con la función cmdscale(), o
# "classical Multidimensional Scaling", también conocido como
# principal coordinates analysis:
```

USC DE COMPOSTELA

```
bat.pair<-beta.pair.abund(bat.spp.data, index.family = "bray")
bat.b.pcoa.bal <- cmdscale(bat.pair$beta.bray.bal, k = (nrow(bat.spp.data) - 1),
        eig = TRUE)
bat.b.pcoa.gra <- cmdscale(bat.pair$beta.bray.gra, k = (nrow(bat.spp.data) - 1),
        eig = TRUE)
bat.b.pcoa.bray <- cmdscale(bat.pair$beta.bray, k = (nrow(bat.spp.data) - 1),
        eig = TRUE)
# Se hace una representación gráfica de los sitios.
# Como el texto de las estaciones de muestreo es demasiado confuso, se puede cambiar
# el tipo de representación, de type="t" (texto) a type = "n" (ninguno), para intentar
# mejorar esa visualización, y posteriormente se añaden los puntos que se pueden rellenar
# con el color de la variable que se quiera, en este caso, por etapa vital, y cambiando
# la forma de los puntos para poder representar simultáneamente, por ejemplo,
# cada parque eólico.
# Se elaboran tres representaciones diferentes, para las distintas matrices de
# disimilitud obtenidas con el paquete betapart
par(mfrow = c(1,2))
# Con la variación equilibrada en abundancias
ordiplot(scores(bat.b.pcoa.bal, choices = c(1, 2)), type = "n")
abline(h = 0, lty = 3)
abline(v = 0, lty = 3)
points(bat.b.pcoa.bal$points[,1], bat.b.pcoa.bal$points[,2], "points",
   pch = (values=1:nlevels(bat.env.data$f_parque)),
   col = rainbow(3)[unique(bat.env.data$etapa_vital)], cex = 1.5)
bat.wa <- wascores(bat.b.pcoa.bal$points[, 1:2], bat.spp.data)
text(bat.wa, c('51-56', '42-51', '36-40', '30-35', '24-29',
      '16-23', '9-16'), cex = 1.2, col = "black")
# Se replica la representación anterior, pero tan solo para los
# dos grupos de parques eólicos (Oeste-Este)
ordiplot(scores(bat.b.pcoa.bal, choices = c(1, 2)), type = "n")
abline(h = 0, lty = 3)
abline(v = 0, lty = 3)
points(bat.b.pcoa.bal$points[,1], bat.b.pcoa.bal$points[,2], "points",
   pch = c(1,6), col = rainbow(3)[unique(bat.env.data$etapa_vital)], cex = 1.5)
bat.wa <- wascores(bat.b.pcoa.bal$points[, 1:2], bat.spp.data)
text(bat.wa, c('51-56', '42-51', '36-40', '30-35', '24-29',
      '16-23', '9-16'), cex = 1.2, col = "black")
mtext("PCoA con la variación equilibrada en abundancias", side=3,
  line=-2, outer = TRUE)
# Con los gradientes unidireccionales de abundancia
ordiplot(scores(bat.b.pcoa.gra, choices = c(1, 2)), type = "n")
abline(h = 0, lty = 3)
abline(v = 0, lty = 3)
points(bat.b.pcoa.gra$points[,1], bat.b.pcoa.gra$points[,2], "points",
   pch = (values=1:nlevels(bat.env.data$f_parque)),
   col = rainbow(3)[unique(bat.env.data$etapa_vital)], cex = 1.5)
bat.wa <- wascores(bat.b.pcoa.gra$points[, 1:2], bat.spp.data)
text(bat.wa, c('51-56', '42-51', '36-40', '30-35', '24-29',
```

USC DE COMPOSTELA

```
        '16-23', '9-16'), cex = 1.2, col = "black")
# Para los dos grupos de parques eólicos (Oeste-Este)
ordiplot(scores(bat.b.pcoa.gra, choices = c(1, 2)), type = "n")
abline(h = 0, lty = 3)
abline(v = 0, lty = 3)
points(bat.b.pcoa.gra$points[,1], bat.b.pcoa.gra$points[,2], "points",
   pch = c(1,6), col = rainbow(3)[unique(bat.env.data$etapa_vital)], cex = 1.5)
bat.wa <- wascores(bat.b.pcoa.gra$points[, 1:2], bat.spp.data)
text(bat.wa, c('51-56', '42-51', '36-40', '30-35', '24-29',
        '16-23', '9-16'), cex = 1.2, col = "black")
mtext("PCoA con los gradientes unidireccionales de abundancia", side=3,
  line=-2, outer = TRUE)
# Con la disimilitud total
ordiplot(scores(bat.b.pcoa.bray, choices = c(1, 2)), type = "n")
abline(h = 0, lty = 3)
abline(v = 0, lty = 3)
points(bat.b.pcoa.bray$points[,1], bat.b.pcoa.bray$points[,2], "points",
   pch = (values=1:nlevels(bat.env.data$f_parque)),
   col = rainbow(3)[unique(bat.env.data$etapa_vital)], cex = 1.5)
bat.wa <- wascores(bat.b.pcoa.bray$points[, 1:2], bat.spp.data)
text(bat.wa, c('51-56', '42-51', '36-40', '30-35', '24-29',
        '16-23', '9-16'), cex = 1.2, col = "black")
# Para los dos grupos de parques eólicos (Oeste-Este).
ordiplot(scores(bat.b.pcoa.bray, choices = c(1, 2)), type = "n")
abline(h = 0, lty = 3)
abline(v = 0, lty = 3)
points(bat.b.pcoa.bray$points[,1], bat.b.pcoa.bray$points[,2], "points",
   pch = c(1,6), col = rainbow(3)[unique(bat.env.data$etapa_vital)], cex = 1.5)
bat.wa <- wascores(bat.b.pcoa.bray$points[, 1:2], bat.spp.data)
text(bat.wa, c('51-56', '42-51', '36-40', '30-35', '24-29',
        '16-23', '9-16'), cex = 1.2, col = "black")
mtext("PCoA con la disimilitud total (Bray-Curtis)", side=3,
  line=-2, outer = TRUE)
par(mfrow = c(1,1))

## Distance-Based Redundancy Analysis (db-RDA)
# A partir de Borcard et al (2018), capítulo 6, con la función dbrda(), que
# se basa en el método alternativa de McArdle and Anderson (2001), que directamente
# analiza una matriz de disimilitud sin tener que realizer un PCoA con anterioridad.
#
bat.env.data2 = bat.data[(bat.data$total>0),1:24]
# Se asigna el tipo "factor" a determinadas variables con formato texto [EJEMPLO]
# ("character") en el archivo de datos
bat.env.data2$estacion<-factor(bat.env.data2$estacion)
# Se codifica la anterior variable "f_parque", para diferenciar
# los parques eólicos del este y del oeste,
# porque se hacen comparaciones en este sentido
bat.env.data2$parque_EW<-bat.env.data2$parque
```

USC DE COMPOSTELA

```
levels(bat.env.data2$parque_EW) <- list(
 Este = c("ASB_APC","Meda_AM","SB_PC","Sil"),
 Oeste = c("Masgalan","Outeiro_Coto","Testeiro")
)
# Convertimos las coordenadas geográficas a UTM
#     Ver:     https://stackoverflow.com/questions/18639967/converting-latitude-and-longitude-
points-to-utm
LongLatToUTM<-function(x,y,zone){
 xy <- data.frame(ID = 1:length(x), X = x, Y = y)
 coordinates(xy) <- c("X", "Y")
 proj4string(xy) <- CRS("+proj=longlat +datum=WGS84")
 res <- spTransform(xy, CRS(paste("+proj=utm +zone=",zone," ellps=WGS84",sep="")))
 return(as.data.frame(res))
}
xy <- LongLatToUTM(x = bat.env.data2$lon, y = bat.env.data2$lat, zone = 29)
bat.env.data2$Xutm <- xy[,2]
bat.env.data2$Yutm <- xy[,3]
bat.env.data2$Xkm <- bat.env.data2$Xutm / 1000
bat.env.data2$Ykm <- bat.env.data2$Yutm / 1000
#
# Con la función scale() se centran y estandarizan
# las variables continuas, ya que tienen dimensiones muy diferentes [EJEMPLO]
bat.env.data2$nubes_cobertura <- scale(bat.env.data2$nubes_cobertura)
# Y, por última vez, se comprueba el resultado
str(bat.env.data2)
# Se elimina la variable _fecha‘ de la matriz (realmente, repite la información
# de las variables ´estación‘, _mes‘, _año‘, _parque‘…)
bat.env.data3<-subset(bat.env.data2, select=-fecha)
#
#Con la variación equilibrada en abundancias
bat.env2.dbrda.bal2.0 <- dbrda (bat.pair$beta.bray.bal ~ 1,
              data = as.data.frame(bat.env.data3))
bat.env2.dbrda.bal2.all <- dbrda (bat.pair$beta.bray.bal ~ .,
               data = as.data.frame(bat.env.data3))
sel.osR2.bal2 <- ordiR2step (bat.env2.dbrda.bal2.0,
            scope = formula (bat.env2.dbrda.bal2.all),
            permutations = how(nperm = 999),
            trace = TRUE)
sel.osR2.bal2
sel.osR2.bal2$anova
sel.osR2.bal2_adj <- sel.osR2.bal2
sel.osR2.bal2_adj$anova$`Pr(>F)` <- p.adjust (sel.osR2.bal2$anova$`Pr(>F)`,
                  method = 'holm', n = ncol (bat.env.data3))
sel.osR2.bal2_adj$anova
#
# Con los valores totales de disimilitud
bat.env2.dbrda.bray2.0 <- dbrda (bat.pair$beta.bray ~ 1,
            data = as.data.frame(bat.env.data3))
```

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

```
bat.env2.dbrda.bray2.all <- dbrda (bat.pair$beta.bray ~ .,
              data = as.data.frame(bat.env.data3))
sel.osR2.bray2 <- ordiR2step (bat.env2.dbrda.bray2.0,
            scope = formula (bat.env2.dbrda.bray2.all),
            permutations = how(nperm = 999),
            trace = TRUE)
sel.osR2.bray2
sel.osR2.bray2$anova
sel.osR2.bray2_adj <- sel.osR2.bray2
sel.osR2.bray2_adj$anova$`Pr(>F)` <- p.adjust (sel.osR2.bray2$anova$`Pr(>F)`,
                  method = 'holm', n = ncol (bat.env.data3))
sel.osR2.bray2_adj$anova
#
# Con la variación equilibrada en abundancias
bat.env.dbrda.bal16 <-
 dbrda(bat.pair$beta.bray.bal ~ f_estacion + f_parque*f_ano +
     f_etapa_vital + f_aero + nubes_cobertura_sd + luna_porc_sd +
     vento_sd + temp_sd + altitude_sd + f_parque_EW,
    data = as.data.frame(bat.env.data), add = FALSE)
anova(bat.env.dbrda.bal16, permutations = how(nperm = 999))
anova(bat.env.dbrda.bal16, by="terms", permutations = how(nperm = 999))
# Con la disimilitud total (Bray-Curtis)
bat.env.dbrda.bray16 <-
 dbrda(bat.pair$beta.bray ~ f_estacion + f_parque*f_ano +
     f_etapa_vital + f_aero + nubes_cobertura_sd + luna_porc_sd +
     vento_sd + temp_sd + altitude_sd + f_parque_EW,
    data = as.data.frame(bat.env.data), add = FALSE)
plot(bat.env.dbrda.bray16)
anova(bat.env.dbrda.bray16, permutations = how(nperm = 999))
anova(bat.env.dbrda.bray16, by="terms", permutations = how(nperm = 999))
#
# Agrupación de los datos de origen para el db-RDA a nivel de punto de muestreo
bat.data2 <- bat.data2 %>% group_by(estacion, parque) %>% summarise_all(mean)
bat.data2 <- subset(bat.data2,select=-c(estacion))
bat.spp.data2 = bat.data2[(bat.data2$total>0),21:27]
bat.env.data2 = bat.data2[(bat.data2$total>0),1:18]
# A partir de la obtención de las dos matrices de datos (especies y variables ambientales)
# se procede con el mismo código que a partir de la línea 288, modificando donde
# corresponda bat.spp.data por bat.spp.data2, y bat.env.data por bat.env.data2
```

3 EFECTO DE LAS CARACTERÍSTICAS DEL PAISAJE EN LA ABUNDANCIA RELATIVA DE QUIRÓPTEROS EN PARQUES EÓLICOS DEL SUR DE GALICIA (NO PENÍNSULA IBÉRICA)

Los parques eólicos son responsables de la muerte anual de miles de quirópteros a lo largo de todo el mundo (Voigt *et al*., 2015; Arnett *et al.*, 2016). La primera recomendación de diversos manuales destinados a evitar y/o minimizar los impactos causados por este tipo de infraestructuras (p.ej. Kunz *et al*., 2007; Rodrigues *et al.*, 2015) es llevar a cabo una adecuada fase de planificación, evitando instalar aerogeradores en aquellos lugares de mayor riesgo de mortalidad para los murciélagos.

Para la identificación de los lugares de mayor riesgo, existen aproximaciones que han utilizado técnicas de modelización para generar mapas de distribución potencial de aquellas especies más vulnerables (caso de *Nyctalus leisleri* y *Pipistrellus pipistrellus* en Italia, Roscioni *et al*., 2013; o de *Nyctalus leisleri*, *Nyctalus noctula* y *Pipistrellus nathusii* en Escocia, Newson *et al*., 2017), o para identificar corredores de desplazamiento (caso de *Nyctalus leisleri* en Italia, Roscioni *et al*., 2014), con el objeto de evitar la instalación de turbinas eólicas en estas áreas. Igualmente se han desarrollado muestreos de amplio rango geográfico como en Sudáfrica, en base a los cuales MacEwan *et al*. (2020) recomiendan no instalar parques eólicos en dos ecorregiones caracterizadas por la existencia de una elevada cobertura arbórea y en las que registraron elevados niveles de actividad. Aunque la aproximación más interesante es la que se ha desarrollado en el estado de Virginia Occidental en los EE.UU, donde Ajanaku *et al.* (2021), utilizando un análisis de decisión multicriterio apoyado en un sistema de información geográfica, identifican 70.000 ha. altamente adecuadas para la instalación de turbinas eólicas. La novedad del método radica en que, para identificar estas áreas, incorporaron dos componentes relevantes, por un lado la inclusión de hábitats críticos para aves y quirópteros como criterio de eliminación, y por otro la participación de expertos en energía eólica en el proceso de toma de decisiones.

Sin embargo, y hasta donde llega mi conocimiento, no parece que los análisis de riesgo hayan conseguido que las autoridades competentes llegaran a delimitar, de forma generalizada, áreas de exclusión para la instalación de parques eólicos. Katzner *et al.* (2016) critican el escaso número de estudios de evaluación de riesgos que se desarrollan en los EE.UU., prácticamente restringidos a aves como las águilas. Por otro lado, Roemer *et al.* (2019) señalan la inexistencia de iniciativas a escala nacional en Francia para desarrollar una

USC

estrategia de planificación eólica que considere las áreas de alto riesgo para aves y quirópteros, aunque mencionan la existencia de algunas iniciativas a nivel regional. Aunque en UNEP/EUROBATS (2018) se recoge que en Rumanía, después de la confección de mapas de sensibilidad de los murciélagos a la instalación de turbinas eólicas para la región occidental del Mar Negro basados en modelos deterministas (Măntoiu *et al*., 2015), y a su inclusión en unas directrices nacionales para la instalación de parques eólicos y su impacto en la biodiversidad, algunos promotores eliminaron por completo las turbinas planificadas en áreas potencialmente sensibles, o redujeron el número de unidades a instalar, en algunos casos con más de la mitad de las inicialmente previstas.

En Galicia existe un Plan sectorial eólico (Plan eólico de Galicia) (aprobado por el Consello de la Xunta de Galicia el 10 de julio de 1997[7], modificado por el Consello de la Xunta en su Resolución de 20 de diciembre de 2002[8]), sometido con posterioridad a trabajos de adecuación a diferentes instrumentos de ordenación del territorio. En la cartografía del señalado Plan[9] se recogen las áreas destinadas a la instalación de los parques eólicos, para cuya delimitación no se tuvo en consideración el potencial impacto que se podría causar a los quirópteros.

La principal medida que se aplica en la actualidad para reducir la mortalidad de quirópteros que se produce en los parques eólicos es restringir el funcionamiento de los aerogeneradores, obligando a sus gestores a permitir la rotación de las máquinas sólo a partir de velocidades de viento en las que la actividad de los murciélagos es muy pequeña (Martin *et al*., 2017; Hayes *et al*., 2019; Adams *et al*., 2021). En todo caso, hay trabajos recientes que estiman insuficientes estas medidas, y siguen insistiendo en la necesidad de prestar atención a los emplazamientos de los parques eólicos, para evitar aquellos lugares de mayor querencia para los quirópteros, donde el riesgo de que se produzcan colisiones o la relevancia del efecto de procesos de exclusión puede ser mayor (Roemer *et al*, 2019; Reusch *et al*, 2022; Ellerbrok *et al*., 2022). Si existiese una correlación entre el nivel de actividad de los murciélagos y su mortalidad en parques eólicos (como encuentran Amorim *et al.*, 2012), sería posible delimitar con mayor precisión las áreas de exclusión en función del patrón preoperacional de actividad de quirópteros.

González *et al*. (2013) señalan que cualquier instalación que se sitúe a una distancia inferior a 200 m del borde de bosques naturales, masas de agua, cortados rocosos, collados de montaña o zonas húmedas, deberían ser considerados a priori como de riesgo elevado. En las directrices emitidas por el Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico en relación a la instalación de parques eólicos en España (MITERD, 2021), se señala que la localización de los aerogeneradores se puede considerar como una medida preventiva fundamental para evitar mortalidades importantes de quirópteros, y recomienda, basándose en las recomendaciones de UNEP/EUROBATS (2019), instalarlos a distancias superiores a 200 m de los bordes de hábitats particularmente adecuados para los quirópteros (bordes de bosques, formaciones lineales, bosques de ribera, etc.).

Las variables más exploradas con respecto a la actividad de los quirópteros han sido la velocidad del viento y la temperatura, por su utilidad para definir los programas de parada amigable para reducir la mortalidad. Sin embargo, la atención prestada a la exploración del efecto de variables descriptoras de las características de los lugares en los que se ubican las turbinas ha sido menor (Santos *et al*., 2013; Roemer *et al*, 2019), aunque su conocimiento es igualmente relevante para seleccionar aquellas ubicaciones menos conflictivas. Al respecto,

[7] https://www.xunta.gal/dog/Publicados/1997/19971215/AnuncioEABA_es.html
[8] https://www.xunta.gal/dog/Publicados/2003/20030103/AnuncioACE_es.html
[9] https://www.inega.gal/enerxiasrenovables/eolica/plansectorialeolico.html?idioma=es

Arnett *et al*. (2016) señalan que la correlación de lugares de alto riesgo con tipos particulares de hábitat o patrones topográficos ha resultado ser difícil e inconsistente. Teniendo en cuenta que las predicciones de los modelos que analizan el efecto de las características del hábitat sobre la fauna son dependientes del contexto geográfico en el que se determinen (Roemer *et al*, 2019), es de interés buscar similitudes con los resultados de otros estudios, a efectos de identificar qué resultados generalizan mejor.

El objetivo del presente capítulo es explorar el efecto que las características de los lugares donde se ubican los aerogeneradores ejercen en los niveles de actividad de los quirópteros en parques eólicos del sur de Galicia. En concreto se pretende determinar la importancia que pueden ejercer la presencia de bebederos, lugares de alimentación, refugios potenciales y elementos de conectividad, así como explorar el efecto de la escala a la que sean cuantificados. Se espera que variables descriptoras de los cuatro tipos de recursos contribuyan a explicar la variabilidad observada.

3.1 METODOLOGÍA

3.1.1 Área de estudio

El área de estudio la constituye el entorno de siete parques eólicos: Outeiro do Coto, Masgalán y Testeiro, en la provincia de Pontevedra, agrupados en un sector occidental (Oeste); y Sil, Meda-ampliación de Meda (Meda-AM), Serra do Burgo-Pena da Cruz (SBPC) y Ampliación Serra do Burgo-Ampliación Pena da Cruz (ASB-APC) en la provincia de Ourense, agrupados en un sector oriental (Este).

Se puede consultar una descripción pormenorizada de los mismos, así como su localización geográfica contextualizada para el conjunto de parques eólicos en Galicia, en el capítulo introductorio de la presente tesis doctoral.

3.1.2 Muestreos de campo y análisis de las grabaciones obtenidas

Utilizando un detector de división de frecuencia (modelo D230x, Pettersson Elektronik AB), con el que se bandearon automáticamente las frecuencias comprendidas entre los 10 y los 120 kHz durante un período de cuatro minutos consecutivos, se ha cuantificado la actividad de los quirópteros en 115 puntos de muestreo diferentes (entre 10 y 24 puntos por parque). Estos han sido muestreados repetidamente entre los meses de abril y octubre de los años 2006 a 2010.

3.1.3 Variables explicativas

Se han considerado inicialmente un total de 35 variables explicativas (Tabla 3.1), descriptoras directas o indirectas de la disponibilidad de recursos hídricos, lugares de alimentación y de refugio, o de la facilidad que tendría un murciélago para desplazarse a través del paisaje. Para la obtención de estas variables se han utilizado diferentes herramientas del programa de Información Geográfica ArcGis 10.1. Para muchas de estas variables se ha considerado relevante estudiar el posible efecto de la escala a la que se cuantifiquen sobre los patrones de actividad de los quirópteros, por lo que se referencian en relación a tres superficies alrededor de cada punto de muestreo definidas por radios de 50, 150 y 4.000 m (p.ej. Hale *et al.*, 2012). La Tabla 3.1 describe el proceso de obtención de cada variable explicativa.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Tabla 3.1. Síntesis de las variables descriptivas utilizadas en este capítulo. F. (Fuente) 1= Elaboración propia; 2 = extraída de un MDT; 3= extraído de cartografía SIXPAC (Sistema de Información Xeográfica de Parcelas Agrícolas) de 2004, facilitada por la Dirección Xeral de Patrimonio Natural (DXPN) de la Xunta de Galicia. Ref (Referencias): 1= Raihno & Palmeirim, 2011; 2= Walsh & Harris, 1996a; 3= Adams & Hayes, 2008; 4= Seibold *et al.*, 2013; 5= Roemer *et al.*, 2019; 6= Grindal & Brigham, 1999; 7= Waters *et al.*, 1999; 8= Morris *et al.*, 2010; 9= Russo *et al.*, 2007; 10= Russo *et al.*, 2010; 11= Wieser *et al.*,2020.

Id variable	Descripción	F.	R.
Relacionadas con el agua			
Dist_Auga	Distancia euclidiana (en m) al punto de agua estable más próximo.	1	1,2
Dist_Auga_5	Suma de las distancias euclidianas (en m) a los cinco puntos de agua estable más próximos.	1	3,4, 5
sup_auga_4kmr_m2	Superficie (en m^2) ocupada por láminas estables de auga en un radio de 4 km alrededor de cada punto de muestreo.	1	
Relacionadas con los lugares de alimentación			
altitude	Altitud en m por encima del nivel del mar.	2	
insolation_8_50m_mean	Radiación solar (Watios hora/ m^2) que reciben las superficies delimitadas por radios de 50 m alrededor de cada punto de muestreo en el mes de agosto. Su valor es el resultado de la interacción entre la altitud, la pendiente y la orientación. Se ha calculado una media con los valores de celdas de 10 m de lado.		
sradiation8_150r_mean	Radiación solar (Watios hora/ m^2) que reciben las superficies delimitadas por radios de 150 m alrededor de cada punto de muestreo en el mes de agosto. Se ha calculado una media con los valores de celdas de 10 m de lado.		
sradiation8_4kmr_mean	Radiación solar (Watios hora/ m^2) que reciben las superficies delimitadas por radios de 4 km alrededor de cada punto de muestreo en el mes de agosto. Se ha calculado una media con los valores de celdas de 10 m de lado.		
nwness_50m_mean	Índice que mide el valor medio de exposición en un gradiente NW-SE de la superficie delimitada por radios de 50 m (celdas de 10 m de lado) alrededor de cada punto de muestreo. Oscila entre 1 (totalmente orientado al NW) y -1 (totalmente orientado al SE).	1	
nwness_150mr_mean	Nivel medio de exposición en un gradiente NW-SE de la superficie delimitada por radios de 150 m (celdas de 10 m de lado) alrededor de cada punto de muestreo.	1	
nwness_4kmr_mean	Nivel medio de exposición en un gradiente NW-SE de la superficie delimitada por radios de 4 km (celdas de 10 m de lado) alrededor de cada punto de muestreo.	1	
mato_50m	Superficie (en m^2) ocupada por matorrales, helechos y vegetación herbácea, en superficies delimitadas por radios de 50 m alrededor de cada punto de muestreo.	1	1
matogueiras_area	Superficie (en m^2) ocupada por matorrales, helechos y vegetación herbácea, en superficies delimitadas por radios de 150 m alrededor de cada punto de muestreo.	1	
sup_PAPR_4km_ha	Suma de las superficies (en ha) de pasto con arbolado (PA) y pasto arbustivo (PR) en áreas delimitadas por radios de 4 km alrededor de cada punto de muestreo. Equivalente a superficies ocupadas por matorrales de diversa composición.	3	
agric_50m	Superficie (en m^2) ocupada por zonas agrícolas en superficies delimitadas por radios de 50 m alrededor de cada punto de muestreo. En el área de estudio son zonas rozadas con frecuencia, para mantener una cobertura dominante de herbáceas para alimentar al ganado, que en ocasiones puede estar presente, pero no están cultivadas.	1	1
agricola_area	Superficie (en m^2) ocupada por zonas agrícolas en superficies delimitadas por radios de 150 m alrededor de cada punto de muestreo..	1	
sup_TAPS_4km_ha	Suma de las superficies (en ha) de tierras agrícolas (TA) y pastizales (PS), en áreas delimitadas por radios de 4 km alrededor de cada punto de muestreo.	3	

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Id variable	Descripción	F.	R.
sup_TAPS_4km_ha	Suma de las superficies (en ha) de tierras agrícolas (TA) y pastizales (PS), en áreas delimitadas por radios de 4 km alrededor de cada punto de muestreo.	3	
abertos_50m	Superficie (en m^2) ocupada por medios no forestales en áreas delimitadas por radios de 50 m alrededor de cada punto de muestreo.	1	
forest_50m	Superficie (en m^2) de árboles > 8 m de altura, en áreas delimitadas por radios de 50 m alrededor de cada punto de muestreo.	1	6,7, 8,9, 10
forestal_area	Superficie (en m^2) de árboles > 8 m de altura, en áreas delimitadas por radios de 150 m alrededor de cada punto de muestreo.	1	
arbores_8m_4km_ha	Superficie (en ha) de árboles > 8 m de altura, en áreas delimitadas por radios de 4 km alrededor de cada punto de muestreo.	1	
Dist_Forest	Distancia euclidiana (m) a la formación arbórea de > 8 m de altura más próxima.	1	1
Dist_Forest_5	Suma de las cinco distancias euclidianas más próximas a los centroides de las superficies forestales delimitadas por buffers de 5 m alrededor de pixels LIDAR forestales de > 8 m de altura.	1	
Relacionadas con los refugios			
Dist_Centr_Edi	Distancia euclidiana (m) al centroide de la superficie que delimita el núcleo de población más próximo.	1	
Dist_Centr_Edi_5	Suma de las distancias euclidianas (m) al centroide de la superficie que delimita los cinco núcleos de población más próximos.	1	
e_d_60	Distancia euclidiana (en m) a pendientes ≥ 60°	1	11
Relacionadas con los corredores de desplazamiento			
perimetro_forest_50r	Longitud (m) del perímetro de las manchas de vegetación arbórea de > 8 m de altura localizadas dentro de las superficies delimitadas por radios de 50 m alrededor de cada punto de muestreo.	1	
perimetro_forest_150r	Longitud (m) del perímetro de las manchas de vegetación arbórea de > 8 m de altura localizadas dentro de las superficies delimitadas por radios de 150 m alrededor de cada punto de muestreo.	1	
perimetro_forest_4km_m	Longitud (m) del perímetro de las manchas de vegetación arbórea de > 8 m de altura localizadas dentro de las superficies delimitadas por radios de 4 km alrededor de cada punto de muestreo.	1	
slope_50m_r.n_cadros20	Número de celdas de 10 m de lado con pendiente igual o superior a 20º en superficies delimitadas por radios de 50 m alrededor de cada punto de muestreo.		
slope_150r.n_cadros20	Número de celdas de 10 m de lado con pendiente igual o superior a 20º en superficies delimitadas por radios de 150 m alrededor de cada punto de muestreo.		
slope_4km_r.n_cadros20	Número de celdas de 10 m de lado con pendiente igual o superior a 20º en superficies delimitadas por radios de 4 km alrededor de cada punto de muestreo.		
conectividade_4m	Variable binomial (si/no) que responde a la pregunta de si el punto de muestreo mantiene una ruta continua de comunicación a través de manchas de árboles ≥ 4 m de altura no separadas entre si más de 40 m con las partes más bajas de superficies delimitadas por radios de 4 km.		
min_path_cost	Longitud (en m) de la ruta de menor coste (aquella que supone atravesar un menor número de huecos entre superficies forestales de ≥ 4 m de altura) desde el perímetro de superficies delimitadas por radios de 4 km de longitud hasta cada uno de los puntos de muestreo (en base al análisis de 36 puntos homogéneamente distribuidos a lo largo del señalado perímetro).		
mean_path_cost	Media del valor de 36 rutas de menor coste.		

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Variables relacionadas con el agua

Diversos autores han identificado una relación positiva de los quirópteros con el agua (por ejemplo, Adams & Hayes, 2021; Reuch *et al.*, 2022;), por lo que cabría esperar que en los puntos de muestreo más próximos al agua o en entornos con una mayor presencia de agua, se detecten mayores niveles de actividad de quirópteros. Un posible efecto indirecto de la presencia de puntos de agua se podría producir a través de la presencia de adultos en vuelo de distintas especies de insectos acuáticos, que atraerían a los murciélagos a través de la disponibilidad de alimento (Swift & Racey 1983; Racey & Swift 1985; Swift 1997; Racey 1998).

Se han seleccionado tres variables vinculadas a la disponibilidad de recursos hídricos (Tabla 3.1). Para el cálculo de las distancias a los puntos de agua más próximos se confeccionó manualmente una capa de bebederos potenciales permanentes, para lo que se utilizó como base las fotografías aéreas de los años 2004-2007 y 2008-2009 (PNOA máxima actualidad), que fueron revisadas sistemáticamente para localizarlos, apoyándose en el conocimiento parcial del área de estudio. Las superficies de agua fueron cartografiadas manualmente en base a lo observado en las fotografías aéreas, con el apoyo de una capa de cursos fluviales. La calidad de la información de las variables confeccionadas se considera superior a la que tendrían aquellas creadas en base a capas oficiales de recursos hídricos disponibles (cursos fluviales y masas de agua), aunque no se pueda cuantificar esta mejora.

Variables relacionadas con los lugares de alimentación

En base al conocimiento previo disponible, en general se espera observar un efecto positivo de los medios forestales sobre los niveles de actividad de los quirópteros, o un efecto negativo de superficies de matorral y de medios agrícolas (p.ej. Walsh & Harris, 1996a).

La altitud puede ser relacionada positivamente con un incremento temporal de la disponibilidad de alimento vinculada a insectos migratorios (Rydell *et al*., 2010), de forma que estos insectos serían más accesibles desde los puntos de muestreo de mayor elevación, donde cabría registrar mayores niveles de actividad que en aquellos más bajos. Burford *et al*. (1999) detectaron una mayor abundancia de polillas de la familia *Noctuidae* en formaciones boscosas maduras situadas en lo alto de zonas acantiladas (con frecuencia localizadas en los lugares más altos), que Loeb & Jodice (2018) relacionan con el elevado uso que hacen los murciélagos de estas zonas. Igualmente en las zonas más altas se producen agregaciones de apareamiento de diversas especies de insectos, fenómeno conocido como ―hilltopping" (p.ej. Grof-Tisza *et al.*, 2017).

Se han seleccionado siete variables, que recogen por un lado el posible efecto de la composición de la vegetación de los potenciales lugares de alimentación, cuantificando las superficies de matorrales, medios agrícolas y medios forestales; y por otro el posible efecto de la localización de lo mismos, cuantificando la insolación, la altitud y la orientación en un gradiente NW-SE (Tabla 3.1). Cinco de estas variables han sido calculadas para superficies delimitadas por radios de 50, 150 y 4.000 m alrededor de cada punto de muestreo (en base a Hale *et al*., 2012).

Las superficies de matorrales y medios agrícolas para superficies delimitadas por radios de 50 y 150 m han sido cartografiadas manualmente sobre fotografías aéreas en base al desarrollo de muestreos de campo de reconocimiento. Las superficies correspondientes a radios de 4 km han sido obtenidas de la base de datos del Sistema de Información Geográfica de Parcelas Agrícolas de 2004, facilitada por la antigua Dirección Xeral de Conservación da Natureza de la Xunta de Galicia.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Para el cálculo de las superficies forestales se confeccionó una capa propia de árboles de más de 8 metros de altura utilizando un modelo digital del terreno (MDT) y un modelo digital de elevaciones (MDS). Más adelante se explica en detalle el proceso de elaboración seguido. Se han calculado además las distancias euclidianas a este tipo de formaciones (Rainho & Palmeirim, 2011).

Insolación

Los sitios que reciben una mayor insolación podrían ser térmicamente más favorables que los que reciben menos; por un lado estarían más calientes al anochecer, tardarían más tiempo en enfriarse y ofrecerían mejores condiciones para el vuelo de los insectos (Mellanby, 1939; Mani, 1968; Ancillotto *et al*., 2014), que atraerían a los quirópteros. Análisis exploratorios para el área de estudio relacionan positivamente a la temperatura con la abundancia de insectos. Además, Ahlén (2013) también relaciona la concentración de insectos con la temperatura, en concreto con el calor que emiten los aerogeneradores; este autor documentó con una cámara térmica en Suecia que las palas, el generador y la parte superior de la torre estaban más calientes que su entorno al principio de la noche. La mayor o menor insolación puede relacionarse también con la termicidad de los refugios que se puedan encontrar dentro de las superficies caracterizadas, favoreciendo la presencia en cada caso de ejemplares que busquen tanto refugios más cálidos (ejemplares reproductores) como más fríos (ejemplares no reproductores) (Waldien *et al*., 2000; Lausen & Barclay, 2002; Chruszcz & Barclay, 2002; Neubaum *et al.*, 2006; Ruczynski, 2006).

La insolación se ha calculado a través de la herramienta "Area Solar Radiation", referida al mes de agosto y a una resolución de 10 m. Es la suma de las radiaciones solares directa y difusa, se calcula en base a los algoritmos desarrollados por Rich *et al.* (1994), y mejorados por Fu & Rich (2000 y 2002), y tiene en cuenta la altitud y la orientación. En el manual del programa ArcGis 10.1 se puede consultar las fórmulas empleadas para el cálculo.

Gradiente NW-SE

Se ha cuantificado también el nivel de exposición al sol (zonas menos y más asoleadas) a través de un gradiente NW-SE. Debido a la naturaleza circular de la variable (los valores máximos y mínimos son muy parecidos) se ha "numerizado" para poder ser utilizada en los análisis estadísticos, a través de la fórmula: cos(([orientación] +45)*pi/180)) (con el valor de la orientación en grados). El valor del índice oscila entre 1 (totalmente expuesto al noroeste, zona menos asoleada) y -1 (totalmente expuesto al sureste, zona más asoleada). Se esperaba un nivel de correlación importante con la insolación, aunque se ha comprobado que no es así (0,5 coeficiente de correlación de Pearson).

Variables relacionadas con la disponibilidad de refugios

Teniendo en consideración que muchas especies de quirópteros encuentran refugio en edificaciones y zonas acantiladas (p.ej. Dietz *et al.*, 2009), cabría esperar mayores niveles de actividad en aquellos puntos de muestreo más próximos a estos elementos.

Se han seleccionado tres variables en gran medida relacionables con la disponibilidad de refugios, la distancia a edificaciones y la distancia a zonas de gran pendiente (> 60º).

Al desconocerse qué edificaciones podían albergar los refugios, se estimó acertado delimitar polígonos que englobaran edificaciones próximas, calcular el centroide de estos polígonos, y determinar las distancias en relación a los mismos. Estos polígonos se delimitaron manualmente utilizando como referencia una capa temática oficial de núcleos de población y edificaciones aisladas, a efectos de confeccionar una capa que se ajustara a la realidad observada en las fotografías aéreas. Esta capa fue obtenida del centro de descargas de información geográfica de la Xunta de Galicia (http://mapas.xunta.gal/centro-de-descargas).

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Para calcular las distancias a las zonas de gran pendiente se utilizó un capa ráster de pendientes, de la que se extrajeron aquellas de más de 60º, y posteriormente se calcularon las distancias euclidianas.

Variables relacionadas con la facilidad para desplazarse a través del paisaje.

La conectividad estructural facilita el acceso a los recursos (Frey-Ehrenbold *et al*, 2013). Teniendo en consideración que ciertas especies de quirópteros son reacias a volar en medios abiertos (Stone *et al*., 2009; Hale *et al*., 2015; Pinaud *et al.*, 2017), a pesar de que físicamente puedan estar capacitadas para hacerlo (Saunders *et al.,* 1991), se espera que los puntos de muestreo mejor conectados con las zonas más bajas que rodean a los parques eólicos (más adecuadas en general para los murciélagos) a través de una red de árboles, concentren una mayor actividad de quirópteros que los puntos peor conectados, en especial para aquellas especies más vinculadas a zonas de borde como *Pipistrellus pipistrellus* y *Eptesicus serotinus* (Verboom & Huitema, 1997).

Se han seleccionado cuatro variables que se comentan individualmente a continuación.

Perímetro forestal

Se ha calculado el perímetro de las formaciones forestales de >8m de altura existentes en superficies delimitadas por radios de 50, 150 y 4.000 m alrededor de cada uno de los puntos de muestreo. Los bordes forestales son utilizados por muchas especies como corredores de desplazamiento entre los refugios y las zonas de alimentación (p.ej. Verboom & Huitema, 1997; Verboom & Spoelstra, 1999), por lo que se espera encontrar una relación positiva de esta variable con la actividad de los quirópteros.

Pendientes > 20º

Las zonas con pendientes iguales o superiores a 20º delimitan cordales que pueden ser utilizados por los quirópteros como referencia para desplazarse a través del paisaje (pe. Baerwald & Barclay, 2009). Además, Šuba (2014) señala que ejemplares migrantes de *Pipistrellus nathusii* ajustan el sónar en función de la altura de vuelo para mantener contacto acústico con el suelo. Se espera por lo tanto una relación positiva de la actividad de los quirópteros con las pendientes. La variable cuantifica en concreto el número de celdas de 10 m de lado con pendientes de más de 20º, en superficies delimitadas por radios de 50, 150 y 4.000 m alrededor de cada uno de los puntos de muestreo.

Conectividad 4m

La variable, de tipo binomial, responde a la pregunta de si el punto de muestreo mantiene una ruta continua de comunicación a través de manchas de árboles ≥ 4 m de altura no separadas entre si más de 40 m con las partes más bajas de superficies delimitadas por radios de 4 km. Es por lo tanto un indicador exploratorio de la conectividad funcional entre hábitats, para el que se asumió que hay especies de quirópteros a las que les resulta costoso atravesar huecos de más de 40 m entre manchas de árboles de más de 4 m de altura (Hale *et al.*, 2012).

Para la obtención de esta variable ha sido necesario generar una capa de superficies forestales de > 4 m de altura. Esta ha sido confeccionada utilizando un modelo digital del terreno (MDT) y un modelo digital de elevaciones (MDS, LIDAR 1ª cobertura, 2008-2015, 1 m de resolución); utilizando diversas herramientas en un entorno SIG, al modelo digital de elevaciones se le restó el modelo digital del terreno, generando de esta manera una capa exclusiva de objetos (edificaciones, vegetación,…) existentes sobre la superficie. De esta capa se seleccionaron aquellos objetos con una altura igual o superior a los 4 m, generando una nueva capa; esta fue revisada manualmente para corregir los errores existentes. Tanto el MDT como el MDS fueron obtenidos del centro de descargas del Instituto Geográfico Nacional[10].

[10] https://centrodedescargas.cnig.es/CentroDescargas/index.jsp

Coste de ruta (Path cost)

Sintetiza la facilidad con la que un murciélago podría desplazarse a través del paisaje siguiendo masas forestales, atravesando el menor número posible de claros y llegar a cada uno de los puntos de muestreo. En base a 36 puntos homogeneamente distribuidos a lo largo del perímetro de superficies delimitadas por radios de 4 km alrededor de cada punto de muestreo, se calcularon las correspondientes rutas de menor coste, con las que se calculó un valor medio (mean path cost), y se seleccionó además aquella con el menor valor (min. path cost). Para hacerlo se ha utilizado la herramienta Cost Path del programa ArcGis 10.5. Fue necesario calcular previamente, en base a una capa ráster de árboles de 4 o más metros de altura (1 m de resolución), una capa de distancias euclidianas de cada píxel a pixels forestales; posteriormente esta capa fue utilizada en la herramienta Cost Distance como superficie de costo, para representar la dificultad que tendría un murciélago para desplazarse a través del paisaje. Esta herramienta da como resultado un ráster de distancia de costo que identifica, para cada celda, la distancia de menor costo acumulativo. Fue necesario utilizar además la herramienta Cost Back Link, con la que se generó, utilizando también como base el ráster de distancias euclidianas a vegetación forestal de 4 o más metros de altura, un ráster que identifica la celda siguiente a lo largo de la ruta de menor costo acumulativo desde una celda para llegar a su fuente de menor costo. Cost Distance y Cost Back Link precisan, lógicamente, de una serie de ubicaciones desde o hacia las cuales se realizarán los cálculos correspondientes, en nuestro caso los 36 puntos perimetrales anteriormente referenciados. Finalmente, la herramienta Cost Path calcula la ruta de menor costo desde un origen hasta un destino, y precisa de los rásteres generados por las herramientas Cost Distance y Cost Back Link. Una descripción pormenorizada de estas herramientas y de las metodologías de cálculo que utilizan, se puede consultar en los manuales del programa.

Se debe tener en consideración no obstante que muchas de las variables arriba referenciadas no pueden ser relacionadas exclusivamente con un único recurso, en especial las superficies forestales, ya que pueden servir como lugares de alimentación, facilitar el desplazamiento a través del paisaje y ofrecer refugio a diferentes especies de quirópteros. Los lugares con agua pueden ser utilizados igualmente para alimentarse, ya que suelen atraer la actividad de los insectos o ser el origen de fuentes de alimentación específicas (Fukui *et al*., 2006; Seibold *et al*., 2013). Los lugares con edificaciones pueden ofrecer tanto refugios potenciales (p.ej. Marnell & Presetnik, 2010) como buenos lugares de alimentación vinculados tanto a fuentes de iluminación artificial (Owens & Lewis, 2018; Straka *et al*., 2019) como a explotaciones ganaderas (Reuch *et al.*, 2022). Las zonas acantiladas pueden actuar como corredores de desplazamiento, y ofrecer también refugio y buenos cazaderos (Ancillotto *et al*., 2014; Loeb & Jodice, 2018; Wieser *et al*., 2020).

La Tabla 3.2 recoge algunos estadísticos descriptivos básicos para la variable dependiente (suma de los pasos totales) y para las variables explicativas seleccionadas.

Tabla 3.2. Descripción numérica de la variable dependiente y de las variables explicativas seleccionadas.

Variable	min.	1º cuar.	mediana	media	3º cuar.	máx
sumpastotaxust	0	13,50	30	44,48	52,50	444
Dist_Auga (m)	98,44	586,55	951,11	1033,09	1499,04	2349,62
Dist_Auga_5 (m)	155,3	7245,7	9254,7	8494,0	10.603,8	13.320,2
sup_auga_4kmr_m2 (m2)	16.958	43.948	68.108	162.046	228.990	810.882
Altitude (m)	742,2	941,3	1140,6	1076,7	1189,6	1290,0
insolation_8_50m_mean (W-h/m2)	133.250	157.023	161.778	160.758	165.030	173.330

Variable	min.	1º cuar.	mediana	media	3º cuar.	máx
sradiation8_150r_mean (W-h/m2)	139.024	155.445	160.722	159.742	164.326	172.275
sradiation8_4kmr_mean (W-h/m2)	144.965	148.755	152.009	152.338	155.678	158.262
nwness_50m_mean	-0,9642	-0,3740	-0,0100	0,0477	0,5318	0,9699
nwness_150mr_mean	-0,8485	-0,3144	0,0380	0,0124	0,3775	0,9525
nwness_4kmr_mean	-0,1491	0,0159	0,0575	0,0415	0,0848	0,1533
mato_50m (m2)	814	6818	7098	6640	7267	7833
matogueiras_area (m2)	16.587	65.606	67.789	63.650	68.674	69.695
sup_PAPR_4km_ha (ha)	2942	3157	3315	3368	3498	4176
agric_50m (m2)	0	0	0	121,1	0	5243,0
agricola_area (m2)	0	0	0	1642	0	41.324
sup_TAPS_4km_ha (ha)	130	319	674	776	1171	1591
abertos_50m (m2)	814	6890	7131	6761	7288	7833
forest_50m (m2)	0	0	0	365,7	0	6438,0
forestal_area (m2)	0	0	0	2796	0	52948
arbores_8m_4km_ha (ha)	36,78	139,50	245,19	263,89	349,45	630,73
Dist_Forest (m)	2,0	71,5	134,0	153,4	240,5	401,0
Dist_Forest_5 (m)	150,6	656,1	1005,8	1108,9	1574,4	2511,0
Dist_Centr_Edi (m)	355,5	923,6	1227,5	1260,2	1615,6	2320,7
Dist_Centr_Edi_5 (m)	3227	5509	7072	7412	9532	13.409
e_d_60 (m)	2299	4466	5906	6214	8467	11.461
perimetro_forest_50r (m)	0	0	0	128,7	0	3479
perimetro_forest_150r (m)	0	0	4	1027	379	22.411
perimetro_forest_4km_m (m)	715.231	1.364.680	1.647.073	1.878.132	2.404.010	3.361.644
slope_50m_r.n_cadros_20 (nº)	0	0	0	2,925	0	80
slope_150r.n_cadros_20 (nº)	0	0	3	52,79	62	623
slope_4km_r.n_cadros_20 (nº)	18.296	46.629	93.176	90.852	114.564	232.026
conectividade_4m	-	-	-	-	-	-
min_path_cost (m)	230,8	4494,8	8279,0	13.785,2	18.500,8	68.982,7
mean_path_cost (m)	3435	10.952	18.107	23.846	29.484	88.670

3.1.4 Exploración de datos y análisis estadísticos

Exploración de las variables

Siguiendo a Zuur *et al.* (2017), se efectuó en primer lugar un análisis exploratorio de los datos antes de analizarlos. En concreto se buscaron valores extremos tanto en la variable dependiente como en las variables explicativas, y se determinaron los niveles de colinearidad existentes entre estas últimas a través de las funciones Mypairs y corvif (del conjunto de herramientas HighstatLibV10.R proporcionado por Zuur *et al.*, 2017) en el entorno del lenguaje R (R Core Team, 2022). No se detectaron valores extremos, pero si importantes niveles de correlación entre algunas de las variables (Tabla 3.3). En general, los mayores niveles de correlación se han detectado entre las diferentes escalas de una misma variable, o entre variables que conjuntamente ocupan casi la totalidad de la superficie considerada.

Tabla 3.3. Niveles de correlación (de Pearson) entre una selección de variables.

Variable 1	Variable 2	Correlación
Dist_Auga	Dist_Auga_5	0,62
insolation_8_50m_mean	sradiation8_150r_mean	0,93
sradiation8_150r_mean	sradiation8_4kmr_mean	0,66

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Variable 1	Variable 2	Correlación
insolation_8_50m_mean	sradiation8_4kmr_mean	0,60
nwness_50m_mean	nwness_150mr	0,88
altitude	insolation_8_50m_mean	0,56
altitude	sradiation8_150r_mean	0,61
altitude	sradiation8_4kmr_mean	0,63
Dist_Forest	Dist_Forest_5	0,91
sup_PAPR_4km_ha	sup_TAPS_4km_ha	0,66
sup_TAPS_4km	altitude	0,62
arbores_8m_4km_ha	altitude	0,58
abertos_50	mato_50	0,88
abertos_50	forest_50	-0,90
mato_50	forest_50	-0,86
abertos_50	matogueiras_area	0,68
mato_50	matogueiras_area	0,81
agric_50	agricola_area	0,85
forest_50	forestal area	0,83
abertos_50	forestal area	-0,81
mato_50	forestal area	-0,72
forest_50	matogueiras area	-0,69
perimetro_forest_150r	perimetro_forest_50r	0,93
ed_60	perimetro_forest_4km	-0,81
perimetro_forest_4km_m	mean_path_cost	-0,64
min_path_cost	mean_path_cost	0,96
slope_150r_n_cadros_20	slope_50m_r_n_cadros_20	0,79
slope_150r_n_cadros_20	slope_4km_rn_cadros_20	0,66
Dist_Centr_Edi	Dist_Centr_Edi_5	0,96

En base a estos resultados se han seleccionado las variables Dist_Auga_5, Dist_Forest_5, Dist_Centr_Edi_5 y mean_path_cost, por entenderse que recogían de una forma más completa a nivel de paisaje el recurso que representaban, en detrimento de sus pares referidos a una única distancia o a una distancia mínima.

Igualmente no se han mezclado en un mismo modelo variables de superficie cuya suma ocupe casi la totalidad del terreno; y en general se eliminaron de un mismo modelo aquellas variables con niveles de correlación superiores a 0,60 o con un valor VIF superior a 3 (Zuur *et al*., 2010).

Modelos a testar

Se han confeccionado un total de 13 modelos (Tabla 3.4), que permiten valorar, a través de las variables con carga informativa seleccionadas, la relevancia que tienen los recursos hídricos, los lugares de alimentación, la disponibilidad de refugios y la facilidad para desplazarse a través del paisaje, para explicar la variabilidad observada en los niveles de actividad del conjunto de quirópteros en áreas ocupadas por parques eólicos.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Tabla 3.4. Modelos testados. En negrita se destaca el que cuenta con el mayor peso Akaike (consultar resultados). Todas las variables estandarizadas al cuadrado (std2). Se modeliza el número de pasos acumulados de quirópteros en 30 muestreos de 4 minutos de duración. La variable aleatoria parque, está integrada por 8 parques eólicos.

Id modelo	Modelo	Hipótesis
Agua		
bats_agua_glmmTMB_todos_nb	~ sup_auga_4kmr_m2 + Dist_Auga_5 + (1|parque) + (1|clase_vento)	1
Lugares de alimentación		
bats_glmmTMB_todos_ali_1bis	abertos_50m + insolation_8_50m_mean+ (1|parque) + (1|clase_vento)	2
bats_glmmTMB_todos_ali_2	matogueiras_area + sradiation8_150r_mean + (1|parque) + (1|clase_vento)	3
bats_glmmTMB_todos_ali_3bis	sup_PAPR_4km_ha + sradiation8_4kmr_mean + (1|parque) + (1|clase_vento)	4
bats_glmmTMB_todos_ali_4	abertos_50m + Dist_Forest_5 + nwness_50m_mean + altitude + (1|parque) + (1|clase_vento)	5
bats_glmmTMB_todos_ali_5bis	matogueiras_area + altitude + (1|parque) + (1|clase_vento)	6
bats_glmmTMB_todos_ali_6bis	sup_PAPR_4km_ha + arbores_8m_4km_ha + nwness_4kmr_mean + altitude + (1|clase_vento)	7
Refugios		
bats_glmmTMB_todos_refu_1bis	Dist_Centr_Edi_5 + forest_50m + e_d_60 + (1|parque) + (1|clase_vento)	8
bats_glmmTMB_todos_refu_2	Dist_Centr_Edi_5 + Dist_Forest_5 + forestal_area + e_d_60 + (1|parque) + (1|clase_vento)	9
bats_glmmTMB_todos_refu_3bis	Dist_Centr_Edi_5 + e_d_60 + (1|parque) + (1|clase_vento)	10
Conectividad		
bats_glmmTMB_todos_con_1tris	perimetro_forest_50r + slope_50m_r_n_cadros_20 + mean_path_cost + conectividade_4m + (1|parque)	11
bats_glmmTMB_todos_con_5	perimetro_forest_150r +slope_150r_n_cadros_20 + mean_path_cost + (1|parque)	12
bats_glmmTMB_todos_con_6	perimetro_forest_4km_m + slope_4km_rn_cadros_20 + mean_path_cost + conectividade_4m + (1|parque) + (1|clase_vento)	13

Debido al limitado tamaño muestral, fue necesario confeccionar modelos con un máximo de cinco variables explicativas, para evitar problemas de sobreajuste (p.ej. Giles *et al.*, 2016). El modelo 1 valora la importancia de los recursos hídricos. Los modelos 2 a 7 están relacionados con los lugares de alimentación; los modelos 2, 3 y 4 valoran el efecto de la insolación y de la cobertura de matorrales a tres escalas diferentes. Las áreas abiertas favorecen a las especies adaptadas a desenvolverse en este tipo de medios como lugares de alimentación (*Nyctalus spp*., *Tadarida*), y perjudican a aquellas adaptadas a alimentarse en zonas de borde o en el interior de formaciones forestales; además, una mayor insolación ofrecería mejores condiciones para la presencia de insectos accesibles. Los modelos 5, 6 y 7 son similares, aunque se refieren a escalas diferentes. En ellos, la vegetación arbórea favorece la presencia de todas las especies de quirópteros, tanto a aquellas que se alimentan entre los árboles como a aquellas que lo hacen en sus bordes o sobre ella, en función de sus características morfológicas y de su sistema de ecolocación. Una mayor exposición NW ofrecería peores condiciones para encontrar alimento; y una mayor altitud favorecería la alimentación debido a la concentración temporal de insectos en los lugares más altos. El

modelo 5 valora, a pequeña escala (radios de 50 m), el efecto de la altitud conjuntamente con el de las superficies de abiertas, e incorpora además la potencial influencia de la vegetación arbórea a través de la distancia a los árboles más próximos (para evitar problemas de correlación con los matorrales), y del gradiente de orientación NW (en sustitución de la insolación); el modelo 6 valora el efecto de la altitud y de la cobertura de matorrales a escala mediana (radios de 150 m) (inicialmente incorporaba el gradiente NW a la misma escala, pero problemas de ajuste del modelo recomendaron su eliminación); y el modelo 7 valora el efecto a gran escala (radios de 4.000 m) de las superficies de matorral, de las superficies arbóreas de más de 8 m de altura, del gradiente de orientación NW y de la altitud. Los modelos 8 a 10 están relacionados con los refugios; todos ellos valoran el efecto de la distancia a edificaciones y a zonas acantiladas; los modelos 8 y 9 también el efecto de la superficie forestal adaptada a una escala pequeña y mediana respectivamente; y el modelo 9 además la distancia a formaciones forestales; problemas numéricos de ajuste obligaron a eliminar la distancia a formaciones arbóreas de los modelos 8 y 10, y la superficie forestal a gran escala del modelo 10. Las edificaciones y zonas acantiladas son proveedoras potenciales de refugios para el conjunto de especies de quirópteros, aunque en menor medida para aquellas definidas como forestales (especialmente *Nyctalus spp*., *Barbastella* y *Myotis bechsteinii*); las zonas forestales ofrecen refugio potencial a las especies más arborícolas. Por último, los modelos 11 a 13 están relacionados con la facilidad para desplazarse a través del paisaje y valoran, respectivamente para las tres escalas consideradas, el efecto de la longitud del perímetro forestal, de la superficie de zonas con pendiente (>20º) y el efecto de la facilidad que tendría un quiróptero para alcanzar el punto de muestreo. Estos modelos cuantifican especialmente el efecto ejercido sobre aquellas especies no ligadas a grandes espacios abiertos.

Análisis estadísticos

Se modeliza la actividad acústica del conjunto de quirópteros, medida a través de la suma del número de pasos (un paso equivale a un periodo de 5 segundos con al menos un pulso de ecolocación) acumulados a lo largo de 30 periodos de muestreo de cuatro minutos de duración repartidos entre los meses de abril y octubre de los años 2006 a 2010 (Figura 3.1). El número de pasos acumulado oscila entre 0 y 444.

En el caso de puntos de muestreo para los que se hubieran realizado más de 30 visitas, se efectuaron 100 extracciones de 30 elementos con repetición del conjunto de datos, y con ellos se calculó un valor medio, que fue el que finalmente se ha utilizado (en estos casos el dato fue redondeado, para eliminar los decimales y mantener de esta manera el carácter discreto de la variable dependiente). Por lo tanto, para cada uno de los puntos de muestreo se han sumado los pasos totales registrados en el equivalente a 30 visitas, eliminando el posible efecto de la diferencia en el número de visitas por punto.

Tan solo en el parque eólico Meda-Ampliación de Meda existieron puntos de muestreo en los que no se llegó a realizar un total de 30 visitas en el período 2006-2010. Para mantener una coherencia metodológica con el cálculo descrito en el párrafo anterior, los resultados obtenidos en ocho de los veinticuatro puntos de muestreo en este parque eólico se descartaron para los análisis de este capítulo, y se han utilizado únicamente los dieciséis puntos de muestreo de este parque eólico con más de 30 visitas en total. Conviene destacar que no existen diferencias significativas entre los puntos de muestreo descartados y los utilizados ni respecto al número total de pasos de quirópteros detectados, ni respecto al número de pasos de ninguno de los grupos fónicos considerados (prueba t de Student, $|t|$ siempre > 0,59, p siempre > 0,1), y que el número de puntos de muestreo utilizados en este parque eólico continúa siendo importante. Por lo tanto, se considera justificada la exclusión de ciertos puntos de muestreo de un único parque eólico para mantener la coherencia metodológica entre

USC DE COMPOSTELA

los 107 puntos finalmente utilizados en los análisis de este capítulo, al mismo tiempo que no se considera que se haya alterado en ninguna medida la estructura de la información recogida.

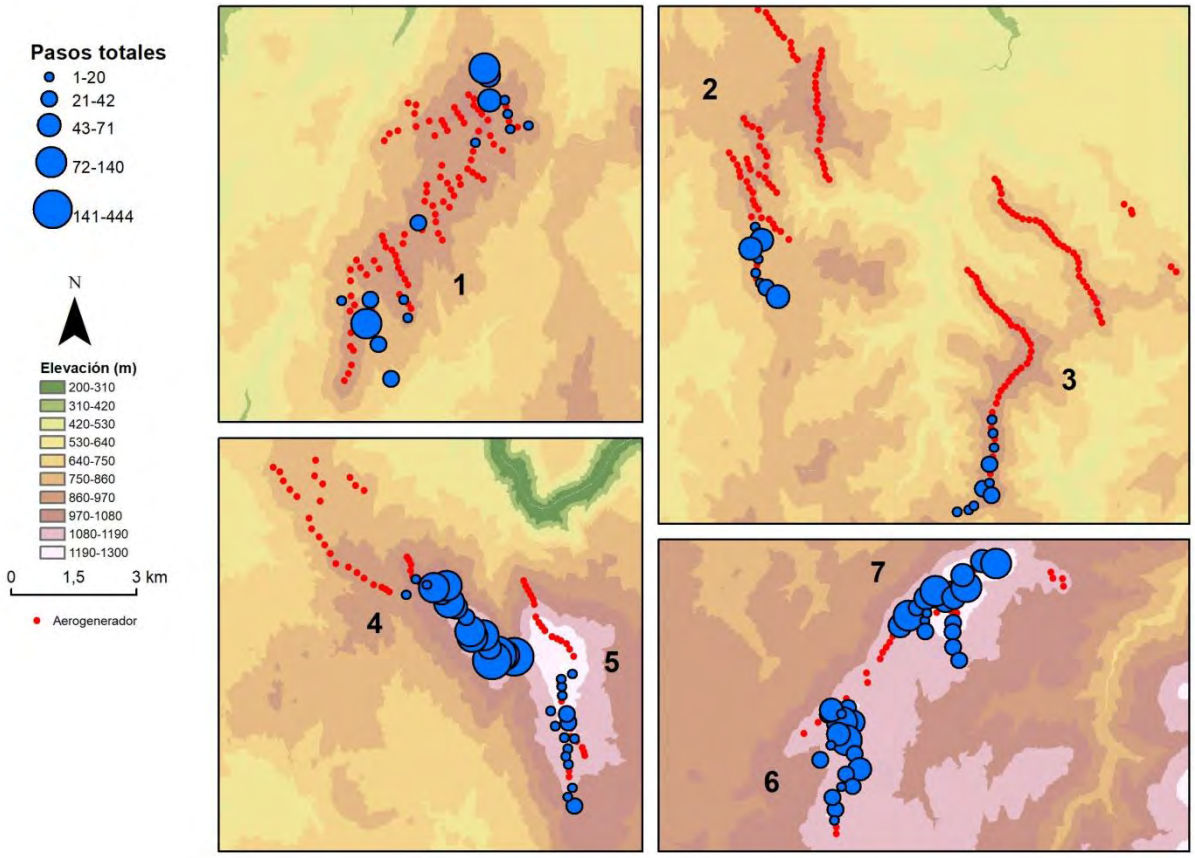


Figura 3.1. Número acumulado de pasos de quirópteros registrados en los puntos de muestreo a lo largo de 30 periodos de cuatro minutos de duración repartidos entre los meses de abril y octubre de los años 2006 a 2010. Parques eólicos: 1= Outeiro do Coto, 2= Masgalán, 3= Testeiro, 4= Sil, 5= Meda-AM, 6= Ampliación Serra do Burgo-Pena da Cruz, 7= Serra do Burgo-Pena da Cruz. Consultar también Figura 1.1.

Atendiendo a la estructura de los datos, procedentes de muestreos desarrollados en diferentes localizaciones de siete parques eólicos, se consideró necesario analizarlos incorporando una componente aleatoria para la variación entre parques eólicos, ya que es esperable que los datos procedentes de localizaciones geográficas próximas sean más similares que aquellos procedentes de áreas más alejadas.

Numerosos estudios han puesto de manifiesto el notable efecto de la velocidad del viento en los niveles de actividad de los quirópteros (Arnett *et al*., 2008); el efecto de esta variable se analizará pormenorizadamente en el capítulo 4 de la presente tesis doctoral; para el análisis que nos ocupa se ha explorado a través de la realización de una prueba de homogeneidad de varianzas, cuyo resultado fue significativo, por lo que se consideró recomendable incorporar también esta variable como componente aleatoria. Para hacerlo, se establecieron cuatro clases con los valores medios de la velocidad del viento del conjunto de puntos de muestreo, que se denominaron bajo (entre 0,41 y 1,30 m/s, n=34 puntos), medio (1,30-2,2 m/s, n=31), alto (2,2-3,1 m/s, n=21) y muy alto (3,1-3,95 m/s, n=21), asignándosele a cada dato concreto la clase correspondiente.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Análisis exploratorios previos señalaron que el ajuste de modelos lineales generalizados mixtos (glmm) con una distribución binomial negativa como contraste (debido a una sobredispersión de los datos) era adecuado para analizar los datos. Se ha utilizado la función glmmTMB del paquete glmmTMB (Brooks *et al.*, 2017a,b), por su rapidez y por la disponibilidad de funciones específicas para testar el cumplimiento de las asunciones implícitas para ajuste (ausencia de sobredispersión, distribución normal y ausencia de patrones claros en los residuos). Los modelos fueron validados analizando el comportamiento de los residuos (residuos de Pearson) frente a los valores ajustados y frente a cada una de las covariables, a través de técnicas de simulación utilizando diversas funciones del paquete DHARMA (Hartig, 2022), y con la ayuda de la función *diagnose* del paquete glmmTMB. Los resultados de todas estas pruebas pueden consultarse en el Apéndice 1 del presente capítulo. La cantidad de variabilidad explicada fue explorada a través de la función r2 del paquete performance (Lüdecke *et al*., 2021).

Se han empleado tres técnicas de análisis. En primer lugar se ha utilizado un procedimiento IT (Information Theoretic Approach), basado en la información Kullback–Leibler, que es la información que se pierde cuando se utiliza un modelo para aproximarse a la realidad (Burnham & Anderson, 2001, ver también el apartado correspondiente en la introducción general de esta tesis doctoral), a través de la estima del criterio de información de Akaike (AIC) (Anderson *et al.*, 2000) y un peso Akaike para cada uno de los modelos ajustados, que es una medida de la verosimilitud del modelo dados los datos (Johnson & Omland, 2004. Además, se han calculado los valores de los coeficientes de determinación R^2 Marginal (para las variables fijas) y R^2 Condicional (para las partes fija y aleatoria de los modelos) como indicadores aproximados de la varianza explicada por cada modelo (Nakagawa *et al.*, 2017), utilizando el paquete performance (Lüdecke *et al.*, 2021).

La evaluación de la importancia relativa de las variables predictoras se ha calculado sumando los pesos Akaike de todos los modelos que contengan una variable determinada y, teniendo en cuenta que las variables no están presentes en un mismo número de modelos, por lo que la suma de los pesos Akaike no puede ser comparada directamente, se procedió a dividir esta cantidad por el número de modelos en los que estaban presentes (Burnham & Anderson, 2001).

A modo de segunda técnica de análisis se ajustaron modelos univariantes con todas las variables seleccionadas; se extrajo el valor AICc de cada modelo, y se ordenaron estos de menor a mayor. Al modelo univariante con el valor AICc más bajo se le incorporó la variable con el segundo valor AICc más bajo; si la incorporación de la misma reducía el valor del AICc, esta segunda variable era retenida en el modelo; de no hacerlo se testaba la siguiente variable; y así sucesivamente, hasta quedarse con un único modelo. En este proceso sólo se han testado las variables más informativas que el modelo nulo. Equivale a una modelización paso a paso hacia adelante. Se descartó la posibilidad de utilizar el valor del coeficiente de determinación R^2 marginal como criterio de selección, ya que Nakawaga *et al*. (2017) no recomiendan su uso para este propósito.

Por último, para ampliar el alcance de los análisis, los mejores modelos seleccionados a través de las dos técnicas anteriores, fueron ajustados nuevamente incorporando explícitamente la componente espacial de los datos, en sustitución de la componente aleatoria para la variación entre parques eólicos, siguiendo las metodologías desarrolladas por Zuur *et al.* (2017) y Zuur & Ieno (2018), utilizado la librería INLA (Rue *et al*., 2009) y adaptando los códigos contenidos en estas publicaciones a las necesidades específicas de los datos de la presente tesis doctoral.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Con el objetivo de evitar potenciales problemas numéricos en los análisis estadísticos, se ha procedido además a estandarizar todas las variables continuas seleccionadas, medidas en origen en escalas muy diferentes (Tabla 3.2). En concreto, siguiendo la recomendación de Gelman & Hill (2006) (páginas 55-56), se estandarizaron utilizando su media y respecto a 2 veces su desviación estándar, para poder comparar mejor además la importancia relativa de cada una de ellas.

3.2 RESULTADOS

3.2.1 Aproximación IT

El modelo con el mayor peso Akaike de los analizados (0,839) (Tabla 3.5), evalúa el efecto de la facilidad para desplazarse a través del paisaje, e incorpora las variables perímetro forestal y pendiente referidas a superficies delimitadas por radios de 150 m, y el coste de ruta medio. El siguiente modelo tiene un peso Akaike de 0,085 y evalúa también la facilidad de desplazamiento, pero en este caso a pequeña escala (superficies delimitadas por radios de 50 m), incorpora las mismas variables que el modelo anterior, y a mayores la existencia o no de conectividad con las partes más bajas del área de estudio. El tercer modelo tiene un peso Akaike de 0,062, evalúa el efecto de los lugares de alimentación a pequeña escala, e incorpora las variables medios abiertos y radiación solar.

La diferencia de Δi entre el primer y el segundo modelo es superior a 2 unidades, por lo que en base a Burham & Anderson (2002), el nivel de apoyo empírico hacia el primero como mejor modelo K-L, dados los datos, sería substancial.

El valor de Δi para los dos modelos siguientes es de 4,5 y 7,5, y el nivel de apoyo empírico para ambos como mejores modelos K-L, dados los datos, es considerablemente menor, aunque serían útiles para explicar la variabilidad en la actividad de los quirópteros. Estos tres modelos suman un peso Akaike de 0,985, lo que puede ser considerado como el equivalente a un intervalo de confianza >95%. El apoyo empírico para los restantes modelos sería esencialmente ninguno, siguiendo los criterios de Burham & Anderson (2002).

El valor del coeficiente de determinación marginal estimado para el mejor modelo K-L es 0,198, equivalente a un 20% de variabilidad explicada por la parte fija del modelo; la variabilidad explicada por la parte fija del segundo mejor modelo K-L es del 19%, y la del tercero un 13%. La variabilidad explicada por la parte fija de los restantes modelos (casi todos con valores Δi >10, sin apoyo empírico, por lo tanto), oscilan entre un 2% y un 16%, excepto la del modelo ~~"b~~ats_glmmTMB_todos_ali_6bis", que es ligeramente inferior al 31% (Tabla 3.5). Este modelo evalúa el efecto de las variables superficie de matorrales, superficie de formaciones forestales de más de 8 metros de altura y el valor medio del grado de exposición NW a escala de paisaje (radios de 4.000 m alrededor de cada punto de muestreo), además de la altitud de cada punto. En todo caso, los tres mejores modelos actúan a escalas mediana (150 m de radio) y pequeña (50 m de radio).

Id modelo	Escala	Tipo	df	LL	Disp.	AICc	Δi	ωi	R^2M	R^2C
bats_glmmTMB_todos_con_5	150	Conectividad	6	-482,3	0,94	977,5	0,0	0,8386	0,198	0,570
bats_glmmTMB_todos_con_1tris	50	Conectividad	7	-483,5	0,98	982,0	4,5	0,0852	0,189	0,504
bats_glmmTMB_todos_ali_1bis	50	Alimentación	6	-484,9	0,92	985,0	7,5	0,0617	0,134	0,545
bats_glmmTMB_todos_refu_1bis	50	Refugio	7	-485,9	0,91	989,3	11,8	0,0072	0,161	0,481
bats_glmmTMB_todos_ali_2	150	Alimentación	6	-487,5	0,95	990,2	12,7	0,0047	0,114	0,507
bats_glmmTMB_todos_refu_3bis	-	Refugio	6	-489,6	0,91	994,3	16,8	<0,001	0,105	0,527
bats_glmmTMB_todos_ali_4	50	Alimentación	8	-487,5	0,93	994,8	17,3	<0,001	0,155	0,480
bats_glmmTMB_todos_ali_5bis	150	Alimentación	6	-490,0	0,94	995,2	17,7	<0,001	0,102	0,434
bats_glmmTMB_todos_refu_2	150	Refugio	8	-487,7	0,90	995,2	17,7	<0,001	0,059	0,456
bats_agua_glmmTMB_todos_nb	4.000	Agua	6	-490,2	0,88	995,6	18,1	<0,001	0,031	0,573
bats_glmmTMB_todos_ali_3bis	4.000	Alimentación	6	-491,2	0,92	997,5	20,0	<0,001	0,022	0,510
bats_glmmTMB_todos_con_6	4.000	Conectividad	8	-489,5	0,95	998,9	21,4	<0,001	0,119	0,430
bats_glmmTMB_todos_ali_6bis	4.000	Alimentación	7	-494,1	1,07	1.005,7	28,2	<0,001	0,306	0,489

Tabla 3.5. Resultados de los modelos ajustados con distinto factor aleatorio. df = grados de libertad; LL = log Likelihood; Disp.= dispersión; ωi = peso Akaike; R^2M= R^2 Marginal; R^2C= R^2 Condicional.

Puesto que los modelos de la tabla 3.4 tienen diferente estructura en la parte aleatoria del modelo, y ~~b~~ats_glmmTMB_todos_ali_6bis" es el único modelo que en esta parte aleatoria no incluye el efecto del parque eólico, se podría suponer que esta diferencia entre modelos respecto a la parte aleatoria podría ser una de las posibles causas de las divergencias ente los valores de AICc y R^2. Como comprobación de esto, se ajustaron nuevamente los modelos de la tabla 3.4 pero uniformizando su parte aleatoria (todos los modelos incluyeron exclusivamente (1|parque) como parte aleatoria). Aunque los índices calculados difieren ligeramente de los recogidos en la tabla 3.5, las conclusiones que se podrían extraer de los resultados obtenidos son esencialmente similares a las anteriores (Tabla 3.6). Igualmente, se observa la mayor divergencia entre los valores de AICc y R^2 para el modelo ~~b~~ats_glmmTMB_todos_ali_6bis", en particular debido al aumento desproporcionado del valor de R^2 condicional (que debiera representar la variabilidad explicada en conjunto por las partes fijas y aleatorias del modelo).

Se comprobó si el empleo de métodos bayesianos de cálculo para los indicadores de información y de variabilidad explicada por los modelos, influía en los resultados observados con métodos frecuentistas. Se ajustaron los modelos con la función *brm* del paquete brms (Bürkner, 2017, 2018, 2021), y se calculó como indicador de la información el índice de Watanabe-Akaike (*elpdWAIC*, de acuerdo con Vehtari *et al.*, 2017) y el valor de R^2 bayesiano (de acuerdo con Gelman *et al.*, 2019). Al igual que en el caso anterior, el ajuste de los modelos se realizó permitiendo las mismas definiciones de los modelos que en la tabla 3.4, es decir, permitiendo variación entre modelos en su parte aleatoria (Tabla 3.7), y alternativamente con una parte aleatoria idéntica en todos los modelos, exclusivamente (1|parque) (Tabla 3.8).

Los resultados obtenidos empleando métodos de análisis bayesianos destacan, al igual que con métodos frecuentistas, al modelo ~~b~~ats_glmmTMB_todos_con_5" respecto a cualquier otro, con el mayor peso del índice de información correspondiente, y con una gran diferencia respecto al siguiente modelo seleccionado. Además, no se detectan en este caso las inconsistencias entre el índice de información y el índice para la variabilidad explicada, de manera que el valor de R^2 bayesiano, con un coeficiente de correlación de 0,65 entre ellos en caso de factores aleatorios variables (valores en la tabla 3.7) y de 0,78 en caso de factores aleatorios idénticos (valores en la tabla 3.8).

Id modelo	Escala	Tipo	df	LL	AICc	Δi	ωi	R^2M	R^2C
bats_glmmTMB_todos_con_5	150	Conectividad	6	-482,3	977,5	0,0	0,741	0,198	0,570
bats_glmmTMB_todos_con_1tris	50	Conectividad	7	-483,5	982,0	4,5	0,223	0,189	0,504
bats_glmmTMB_todos_ali_1bis	50	Alimentación	5	-485,8	982,1	4,6	0,022	0,140	0,528
bats_glmmTMB_todos_refu_1bis	50	Refugio	6	-486,8	986,5	8,9	0,008	0,137	0,472
bats_glmmTMB_todos_ali_2	150	Alimentación	5	-488,0	986,5	9,0	0,002	0,136	0,503
bats_glmmTMB_todos_refu_2	150	Refugio	7	-488,6	992,4	14,8	0,001	0,143	0,449
bats_glmmTMB_todos_ali_4	50	Alimentación	7	-488,6	992,4	14,9	0,001	0,119	0,399
bats_glmmTMB_todos_ali_5bis	50	Alimentación	5	-491,8	994,3	16,7	<0,001	0,070	0,377
bats_glmmTMB_todos_con_6	4.000	Conectividad	7	-489,7	994,5	17,0	<0,001	0,157	0,454
bats_glmmTMB_todos_refu_3bis	-	Refugio	5	-493,8	998,1	20,6	<0,001	0,034	0,469
bats_glmmTMB_todos_ali_3bis	4.000	Alimentación	5	-493,8	998,3	20,8	<0,001	0,098	0,534
bats_agua_glmmTMB_todos_nb	4.000	Agua	5	-493,9	998,3	20,8	<0,001	0,037	0,558
bats_glmmTMB_todos_ali_6	4.000	Alimentación	7	-491,8	998,6	21,1	<0,001	0,260	0,808

Tabla 3.6. Resultados de los modelos ajustados con el mismo factor aleatorio (1|parque). df = grados de libertad; LL = log Likelihood; ωi = peso Akaike; R^2M= R^2 Marginal; R^2C= R^2 Condicional.

Id modelo	Escala	Tipo	df	elpd WAIC	ΔelpdWAIC	Bωi	R^2 Bayesiano			
							Estima	Error	Q2,5	Q97,5
bats_glmmTMB_todos_con_5	150	Conectividad	6	-481,29	0	0,8708	0,5835	0,1464	0,2668	0,7538
bats_glmmTMB_todos_ali_1bis	50	Alimentación	6	-483,62	2,33	0,0847	0,4571	0,1165	0,2374	0,6707
bats_glmmTMB_todos_refu_1bis	50	Refugio	7	-485,54	4,25	0,0124	0,5330	0,1364	0,2515	0,7280
bats_glmmTMB_todos_con_1tris	50	Conectividad	7	-485,92	4,63	0,0085	0,5405	0,1384	0,2437	0,7123
bats_glmmTMB_todos_ali_2	150	Alimentación	6	-486,24	4,95	0,0062	0,3970	0,1087	0,2041	0,6197
bats_agua_glmmTMB_todos_nb	4.000	Agua	6	-486,26	4,97	0,0060	0,4086	0,1313	0,1847	0,6804
bats_glmmTMB_todos_refu_3bis	-	Refugio	6	-486,68	5,39	0,0040	0,3447	0,0985	0,1665	0,5474
bats_nulo_glmmTMB_todos_nb	-	-	4	-486,81	5,52	0,0035	0,3266	0,1014	0,1508	0,5390
bats_glmmTMB_todos_ali_5bis	150	Alimentación	6	-487,84	6,55	0,0012	0,4049	0,1266	0,1815	0,6590
bats_glmmTMB_todos_ali_3bis	4.000	Alimentación	6	-488,07	6,78	<0,001	0,3379	0,1041	0,1629	0,5616
bats_glmmTMB_todos_ali_4	50	Alimentación	8	-488,25	6,96	<0,001	0,4938	0,1430	0,2229	0,7326
bats_glmmTMB_todos_refu_2	150	Refugio	8	-488,47	7,18	<0,001	0,4757	0,1355	0,2203	0,7029
bats_glmmTMB_todos_con_6	4.000	Conectividad	8	-490,13	8,84	<0,001	0,3304	0,0976	0,1617	0,5324
bats_glmmTMB_todos_ali_6bis	4.000	Alimentación	7	-497,74	16,45	<0,001	0,2905	0,0852	0,1355	0,4548

Tabla 3.7. Resultados de los modelos ajustados con distinto factor aleatorio y métodos bayesianos. df = grados de libertad; elpdWAIC = criterio de información de Watanabe-Akaike estimado por el logaritmo esperado de la densidad predictiva puntual (elpd); Bωi = peso Akaike bayesiano.

Id modelo	Escala	Tipo	df	elpd WAIC	Δelpd WAIC	Bωi	R^2 Bayesiano			
							Estima	Error	Q2,5	Q97,5
bats_glmmTMB_todos_con_5	150	Conectividad	6	-481,29	0	0,9352	0,5835	0,1464	0,2668	0,7538
bats_glmmTMB_todos_ali_1bis	50	Alimentación	5	-484,30	3,0	0,0461	0,4400	0,1125	0,2259	0,6463
bats_glmmTMB_todos_con_1tris	50	Conectividad	7	-485,92	3,8	0,0091	0,5405	0,1384	0,2437	0,7123
bats_glmmTMB_todos_refu_1bis	50	Refugio	6	-486,70	5,4	0,0042	0,5310	0,1423	0,2347	0,7128
bats_glmmTMB_todos_ali_2	150	Alimentación	5	-486,95	5,7	0,0033	0,3866	0,1068	0,1893	0,5996
bats_glmmTMB_todos_ali_6	4.000	Alimentación	7	-487,67	6,4	0,0016	0,3523	0,1141	0,1611	0,5951
bats_glmmTMB_todos_refu_2	150	Refugio	7	-490,22	8,9	<0,001	0,4620	0,1400	0,1975	0,6878
bats_glmmTMB_todos_ali_4	50	Alimentación	7	-490,19	8,9	<0,001	0,4519	0,1469	0,1864	0,7071
bats_glmmTMB_todos_con_6	4.000	Conectividad	7	-490,55	9,3	<0,001	0,3006	0,0907	0,1492	0,4996
bats_agua_glmmTMB_todos_nb	4.000	Agua	5	-490,79	9,5	<0,001	0,3086	0,1059	0,1348	0,5456
bats_glmmTMB_todos_ali_3bis	4.000	Alimentación	5	-490,55	10,1	<0,001	0,2756	0,0887	0,1282	0,4671
bats_nulo_glmmTMB_todos_nb	-	-	3	-491,53	10,2	<0,001	0,2626	0,0843	0,1195	0,4464
bats_glmmTMB_todos_ali_5bis	150	Alimentación	5	-491,47	10,2	<0,001	0,3619	0,1250	0,1530	0,6227
bats_glmmTMB_todos_refu_3bis	-	Refugio	5	-492,22	10,9	<0,001	0,2755	0,0863	0,1282	0,4565

Tabla 3.8. Resultados de los modelos ajustados con el mismo factor aleatorio (1|parque) y métodos bayesianos. df = grados de libertad; elpdWAIC = criterio de información de Watanabe-Akaike estimado por el logaritmo esperado de la densidad predictiva puntual (elpd); Bωi = peso Akaike bayesiano.

Las variables más importantes (en términos de peso predictivo) son la pendiente y el perímetro forestal en superficies delimitadas por radios de 150 m alrededor de los puntos de muestreo, ambas igual de relevantes (ambas con un sumatorio ponderado de pesos igual a 0,7805; Tabla 3.9).

Tabla 3.9. Importancia relativa de cada variable. Nº mod: número de modelos en los que está presente cada variable.

Variable	Nº mod	Σ ωi	Σ ωi ponderado
slope_150r_n_cadros_20	1	0,7805	0,7805
perimetro_forest_150r	1	0,7805	0,7805
mean_path_cost	3	0,8864	0,2955
perimetro_forest_50r	1	0,1058	0,1058
slope_50m_r_n_cadros_20	1	0,1058	0,1058
insolation_8_50m_mean	1	0,0927	0,0927
conectividade_4m	2	0,1058	0,0529
abertos_50m	2	0,0934	0,0467
forest_50m	1	0,0119	0,0119
sradiation8_150r_mean	1	0,0058	0,0058
Dist_Centr_Edi_5	3	0,0138	0,0046
e_d_60	3	0,0138	0,0046
matogueiras_area	2	0,0061	0,0031
Dist_Forest_5	1	0,0015	0,0015
forestal_area	1	0,0008	0,0008
nwness_50m_mean	1	0,0007	0,0007
altitude	3	0,0010	0,0003
sup_auga_4kmr_m2	1	0,0002	0,0002
Dist_Auga_5	1	0,0002	0,0002
sradiation8_4kmr_mean	1	0,0001	0,0001
slope_4km_rn_cadros_20	1	0,0001	0,0001
perimetro_forest_4km_m	1	0,0001	0,0001
sup_PAPR_4km_ha	2	0,0001	0,0001
arbores_8m_4km_ha	1	0,0000	0,0000
nwness_4kmr_mean	1	0,0000	0,0000
nwness_150mr_mean	0	0,0000	0,0000

A una distancia considerable de estas dos variables se sitúa la importancia del coste de ruta medio (sumatorio ponderado de pesos 0,2955), y a continuación pero claramente diferenciada de esta última, la importancia del perímetro forestal y de la pendiente en superficies delimitadas por radios de 50 m (en ambos casos, sumatorio ponderado de pesos 0,1058).

La relación de la actividad de los quirópteros con el perímetro forestal y con la pendiente es positiva, y negativa respecto al coste de ruta medio (Figura 3.2), de forma que los mayores niveles de actividad se alcanzan en los puntos de muestreo con mayor longitud de bordes forestales, mayor superficie de zonas con pendientes superiores a los 20º y rodeadas de un paisaje a través del cual resulta más fácil desplazarse a los quirópteros.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

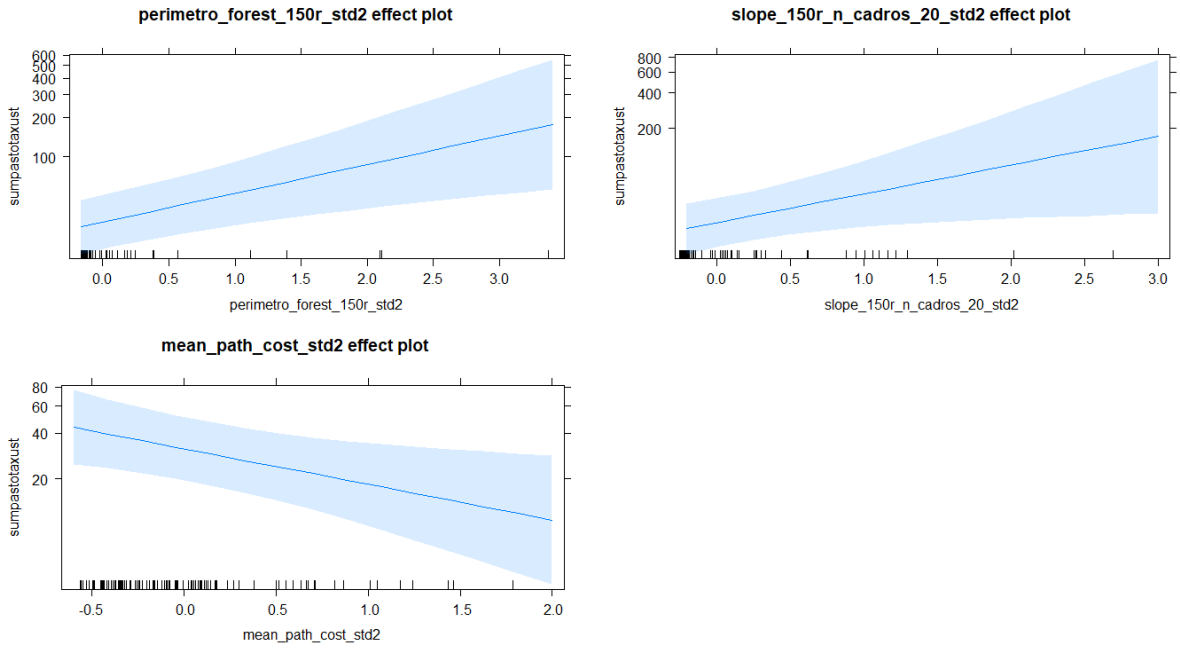


Figura 3.2. Representación gráfica de las predicciones del modelo con el mayor peso Akaike.

3.2.2 Aproximación variable a variable

En la Tabla 3.10 se recogen los resultados de los modelos univariantes ajustados; 12 de las variables seleccionadas tienen un valor de AICc superior al del modelo nulo (sólo con las variables aleatorias), entre las que se encuentran pendientes, perímetros forestales, insolaciones, superficies forestales, superficies de matorrales, y distancias a edificaciones y a zonas acantiladas. El proceso de modelado paso a paso hacia adelante dio como resultado un modelo integrado por las variables insolación y superficie forestal en superficies delimitadas por radios de 50 m, y el coste de ruta medio (Tabla 3.11). El valor del coeficiente de determinación marginal de este modelo es 0,240. De acuerdo con este modelo, el nivel de actividad de los quirópteros en el área de estudio desciende con el aumento de la insolación del mes de agosto, aumenta a medida que se incrementa la superficie forestal, y desciende a medida que aumenta la dificultad de los quirópteros para desplazarse a través del paisaje (Figuras 3.3 y 3.4).

USC
UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Tabla 3.10. Valores AICc y grado de sobredispersión de los modelos univariantes ajustados (glmmTMB nbinom2 con parque y viento como variables aleatorias).

Variable	AICc	Sobredispersión
insolation_8_50m_mean	985,24	0,97
forest_50m	985,51	0,94
perimetro_forest_150r	986,98	0,94
abertos_50m	987,95	0,92
perimetro_forest_50r	988,15	0,94
sradiation8_150r_mean	989,02	0,96
forestal_area	989,70	0,95
Dist_Centr_Edi_5	990,01	0,91
slope_150r_n_cadros_20	990,63	0,93
slope_50m_r_n_cadros_20	990,63	0,94
mean_path_cost	990,71	0,95
e_d_60	991,64	0,91
nulo	**992,14**	**0,92**
Dist_Auga_5	992,31	0,90
matogueiras_area	992,40	0,93
altitude	992,53	0,93
nwness_50m_mean	993,05	0,93
conectividade_4m	993,27	0,92
perimetro_forest_4km_m	993,29	0,93
sup_auga_4kmr_m2	993,34	0,90
nwness_4kmr_mean	993,68	0,91
sup_PAPR_4km_ha	993,75	0,93
sradiation8_4kmr_mean	993,88	0,92
arbores_8m_4km_ha	993,92	0,93
slope_4km_rn_cadros_20	993,92	0,92
Dist_Forest_5	994,12	0,92
nwness_150mr_mean	994,13	0,92

Tabla 3.11. Resultados del modelo seleccionado. La varianza para la parte aleatoria de este modelo, integrada por la variable parque eólico, ha sido 0,2034 y su desviación estándar, 0,4511. El valor R^2 Condicional ha sido 0,487.

Variable	Estima	IC (2,5%)	IC (97,5%)	z	Pr(>|z|)
Intercept	3,4506	3,0982	3,8030	19,19	<2e-16
insolation_8_50m_mean_std2	-0,4805	-0,8456	-0,1154	-2,58	0,009
forest_50m_std2	0,4651	0,1771	0,7532	3,16	0,001
mean_path_cost_std2	-0,5206	-0,9459	-0,0953	-2,40	0,016

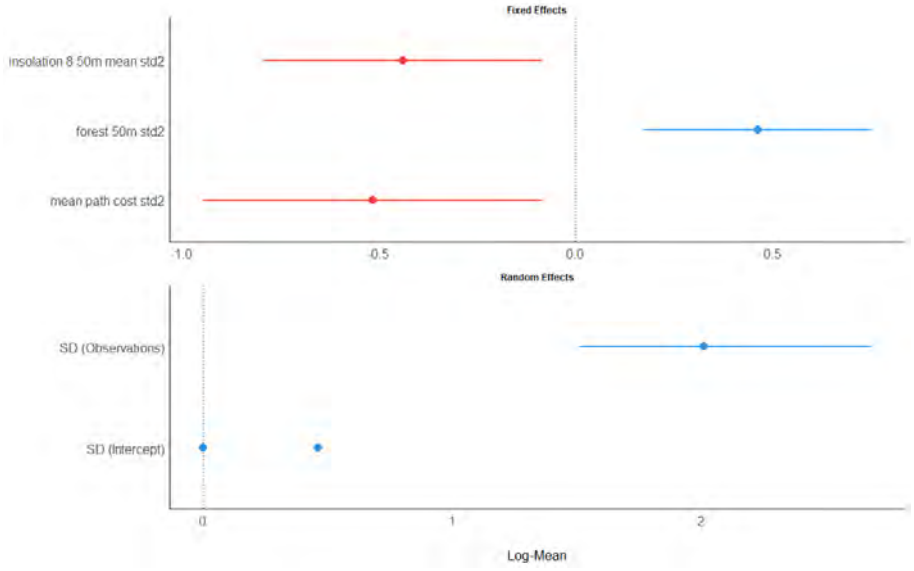


Figura 3.3. Resultados del modelo bats_glmmTMB nbinom2: ~ insolation_8_50m_mean_std2 + forest_50m_std2 + mean_path_cost_std2 + (1|parque), aquel con el meror AIC_c, seleccionado a través de un proceso manual de testado de las variables con mayor carga informativa que el modelo sólo con las variables aleatorias (1 ~ (1|parque) + (1|clase_vento).

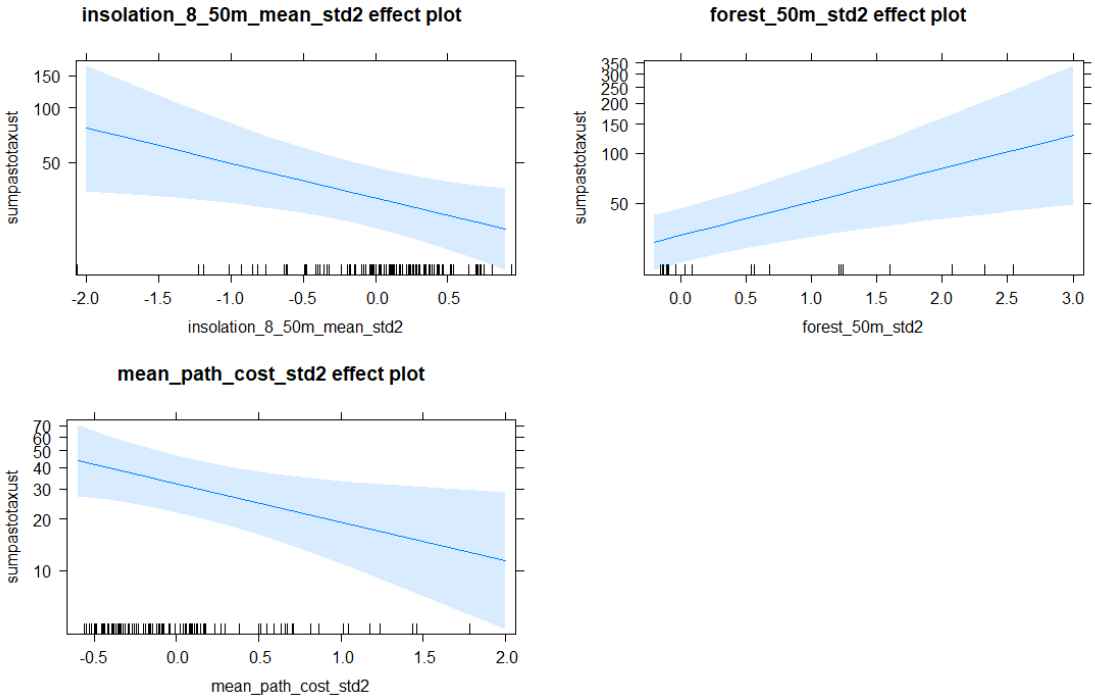


Figura 3.4. Representación gráfica de las predicciones del modelo con el mayor peso Akaike.

3.2.3. Aproximación bayesiana con un campo aleatorio espacial

Mejor modelo IT

El identificado como mejor modelo IT ha sido ajustado nuevamente pero incorporándole un campo aleatorio espacial en sustitución de la variable aleatoria parque eólico, a efectos de poder representar espacialmente los resultados del mismo. Para lograr el mejor ajuste del

modelo, fue necesario efectuar diversas pruebas exploratorias siguiendo las recomendaciones de Zuur *et al.* (2017) y Zuur & Ieno (2018), a través de las cuales se determinó que se lograba utilizando un modelo lineal generalizado (GLM) negativo binomial con su correspondiente factor aleatorio espacial.

Este modelo reconoce como importantes (cuando los IC al 95% de las estimas no contienen el valor 0) a las tres variables que lo integran, de forma que el nivel de actividad de los quirópteros mantiene una relación de signo positivo con el perímetro forestal y con la superficie de pendientes superiores a los 20º existentes en área delimitadas por radios de 150 m alrededor de cada punto de muestreo, y una relación de signo negativo con el coste de ruta medio (Tablas 3.12 y 3.4).

Tabla 3.12. Valores medios posteriores (posterior mean values) e intervalos creíbles al 95% de los parámetros de regresión del mejor modelo identificado a través de una aproximación IT (Information Theoretic approach). Se recogen los resultados del ajuste de un modelo GLM negativo binomial + SRF (Spatial Random Factor) a los datos de abundancia de quirópteros (número de pasos acumulados en 30 visitas de 4 minutos). Los valores de los hiperparámetros de este modelo son: Kappa= 0,001, sigma_u= 0,794, rango= 3,29 km (a partir de 3,3 km, el valor de la autocorrelación espacial es < 0,1). El modelo tiene un valor de sobredispersión de 10,41.

variables	media	cuantil 0,025	cuantil 0,975
Intercept	3,390	2,678	4,061
Perimetro forest 150m	**0,540**	**0,228**	**0,880**
Slope >20 150m	**0,619**	**0,164**	**1,103**
mean path cost	**-0,541**	**-1,000**	**-0,067**

Espacialmente este modelo se traduce en que en los parques eólicos Testeiro y Meda-AM la probabilidad de observar altos niveles de actividad es reducida, especialmente en el primero. Esta probabilidad también es baja en el extremo occidental del parque eólico Sil, y en la parte central del parque eólico Outeiro do Coto (Figura 3.5).

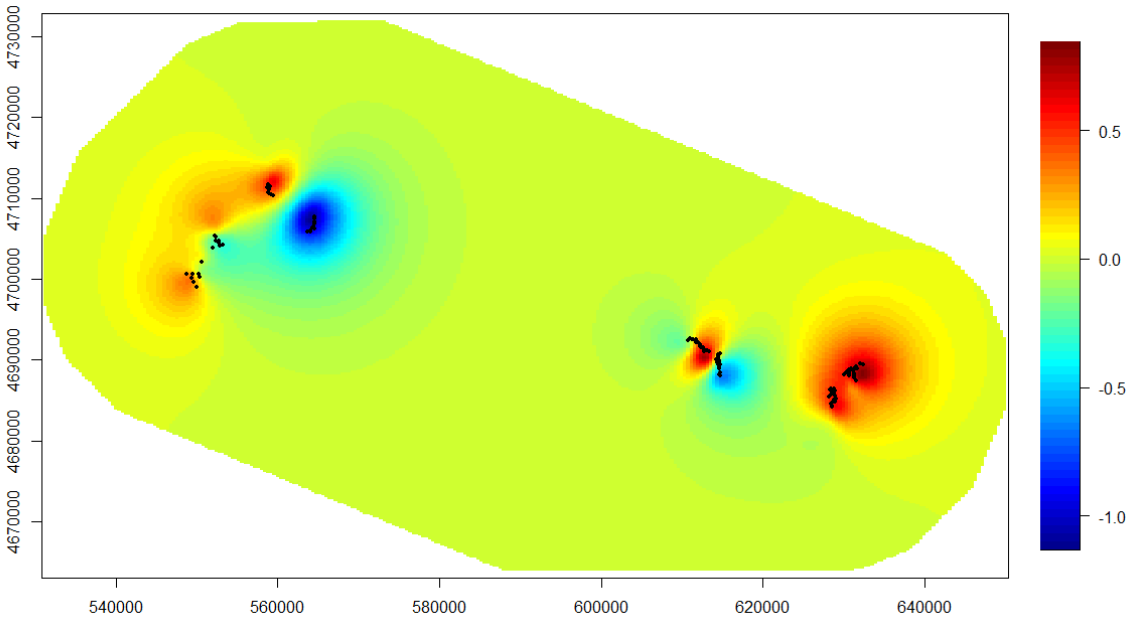


Figura 3.5. Representación del campo aleatorio espacial del modelo modelo GLM negativo binomial + SRF (Spatial Random Factor) ajustado a la abundancia de quirópteros en el área de estudio. Se representan zonas calientes (rojo, alta probabilidad de niveles de actividad elevados) y frías (azul, baja probabilidad de niveles de actividad elevados).

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Por el contrario, la probabilidad de observar altos niveles de actividad es especialmente elevada en los extremos orientales de los parques Sil, Serra do Burgo-Pena da Cruz y Masgalán.

Mejor modelo variable a variable

El mejor modelo ajustado a través del proceso paso a paso ha sido ajustado nuevamente incorporándole un campo aleatorio espacial en sustitución de la variable aleatoria parque eólico, a efectos de poder representar espacialmente los resultados del mismo. Para lograr el mejor ajuste del modelo, fue necesario efectuar diversas pruebas exploratorias siguiendo las recomendaciones de Zuur *et al.* (2017) y Zuur & Ieno (2018), a través de las cuales se determinó que se lograba con un modelo aditivo generalizado (GAM) negativo binomial utilizando como suavizador la superficie forestal (método de suavizado un ~~"c~~ubic regression spline" con cinco nodos), y un factor aleatorio espacial.

Este modelo reconoce como importantes (cuando los IC al 95% de las estimas no contienen el valor 0) el coste de ruta medio y la insolación, manteniendo ambas variables una relación de signo negativo con los quirópteros; la superficie forestal pierde sin embargo su importancia (Tabla 3.13 y Figura 3.6).

Tabla 3.13. Valores medios posteriores (posterior mean values) e intervalos creíbles al 95% de los parámetros de regresión del mejor modelo identificado a través del testado manual variable a variable. Se recogen los resultados del ajuste de un modelo GAM negativo binomial+ SRF (Spatial Random Factor) a los datos de abundancia de quirópteros (número de pasos acumulados en 30 visitas de 4 minutos). Los valores de los hiperparámetros de este modelo son: Kappa= 0,0003, sigma_u= 0,616, rango= 13,04 km (a partir de 13 km, el valor de la autocorrelación espacial es < 0,1). El modelo tiene un valor de sobredispersión de 17,20.

variables	media	cuantil 0,025	cuantil 0,975
Intercept	3,388	2,762	3,994
mean path_cost	**-0,489**	**-0,949**	**-0,009**
Insolation	**-0,717**	**-1,126**	**-0,320**
Forest1	-0,999	-3,978	1,958
Forest2	4,668	-6,027	15,605
Forest3	-6,316	-17,314	4,219
Forest4	0,971	-0,181	2,228

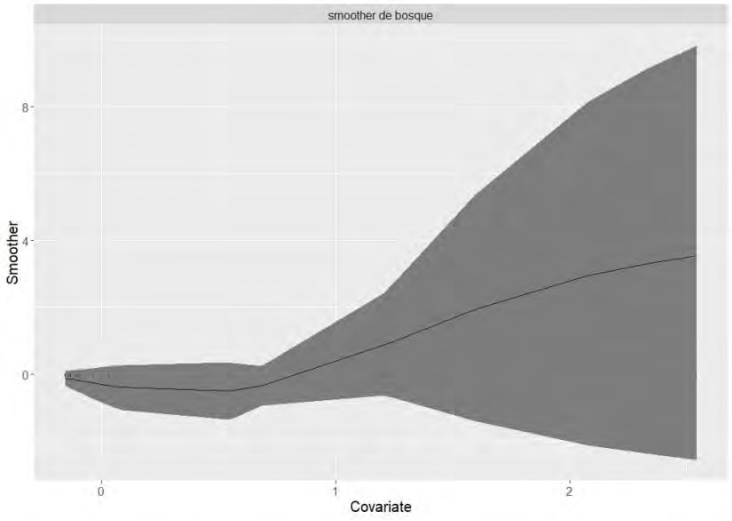


Figura 3.6. Suavizador para la variable forestal 50m, obtenido a través del ajuste de un modelo GAM negativo binomial+ RF (spatial random field) ajustado a los datos de abundancia relativa (nº de pasos acumulados en 30 visitas de cuatro minutos) de quirópteros.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Espacialmente este modelo se traduce en muy bajas probabilidades de observar altos niveles de actividad en los parques eólicos de Testeiro y Meda-AM, y en la mitad norte del parque Outeiro do Coto. Por el contrario, la probabilidad de observar altos niveles de actividad es especialmente elevada en la mitad oriental del parque Sil, en la práctica totalidad de Serra do Burgo-Pena da Cruz (SB-PC), y en la mitad septentrional de Ampliación SB-PC. Menores probabilidades de niveles de actividad altos, aunque positivas, se dan en los bordes meridionales de los parques Masgalán y Outeiro do Coto (Figura 3.7).

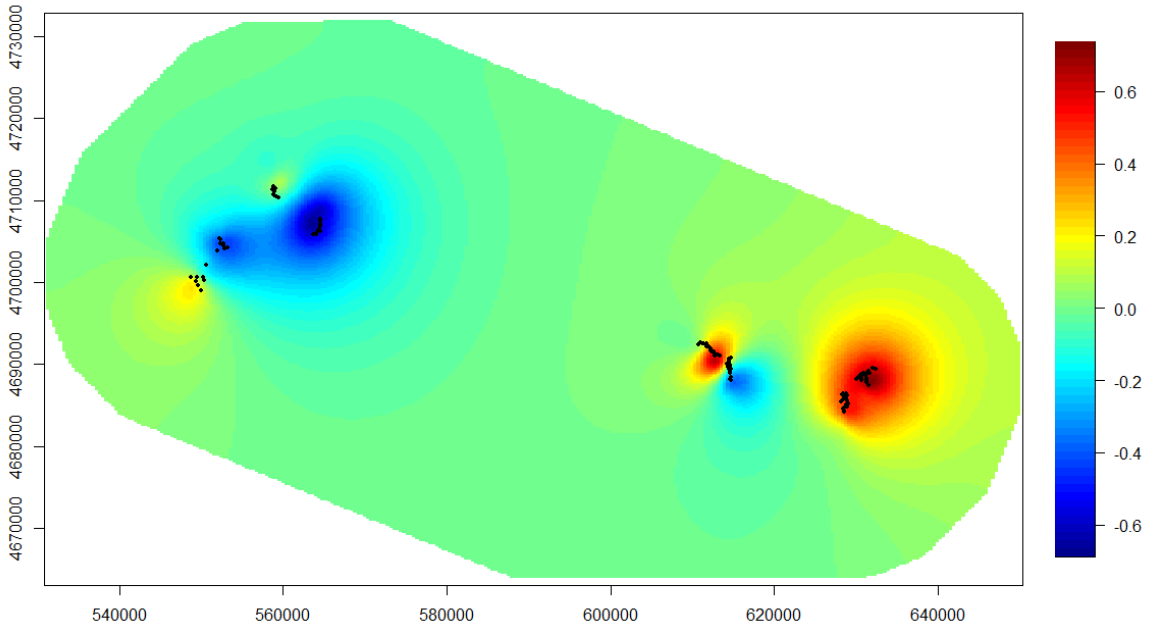


Figura 3.7. Representación del campo aleatorio espacial del modelo GAM negativo binomial + SRF (Spatial Random Factor) ajustado a la abundancia de quirópteros en el área de estudio. Se representan zonas calientes (rojo, alta probabilidad de niveles de actividad elevados) y frías (azul, baja probabilidad de niveles de actividad elevados).

3.3 Discusión

Los resultados de este capítulo muestran que la actividad de los quirópteros varía principalmente en función de las superficies arboladas, de la pendiente y de la insolación, aunque la principal novedad que aportan con respecto a otros estudios es que los parques eólicos mejor conectados con el paisaje circundante a través de vegetación forestal son más utilizados por los murciélagos. Se muestra además que los murciélagos no utilizan de igual forma las áreas en las que se asientan los parques eólicos, realidad que debe ser considerada cuando se implementen medidas para reducir el riesgo de colisión.

Modelos importantes

El modelo con el mayor peso Akaike de los ajustados (0,781), pertenece al grupo de modelos concebidos para evaluar el efecto de la facilidad de desplazamiento de un quiróptero a través del paisaje y alcanzar un punto de muestreo situado en un parque eólico. Este modelo incorpora las variables perímetro forestal y pendiente referidas a superficies delimitadas por radios de 150 m, así como el coste de ruta medio. El elevado peso Akaike hace que pueda considerarse a este modelo como el más informativo de los testados dados los datos

analizados. El siguiente modelo tiene un peso Akaike de 0,106 y es una réplica del primero a pequeña escala, con la única diferencia de que incorpora también a la variable binomial presencia o ausencia de conectividad a través de masas forestales de 4 m de altura distantes entre si menos de 40 m desde la periferia del área de estudio (4 km). El tercer modelo más importante se enmarca dentro de la tipología de recursos alimenticios, tiene un peso Akaike reducido (0,093), e incorpora a pequeña escala las variables medios abiertos (muy correlacionada con la superficie forestal, Tabla 3.5) y radiación solar del mes de agosto. Estos tres modelos suman un peso Akaike de 0,98, el equivalente a un intervalo de confianza >95%.

El apoyo empírico para los restantes modelos sería esencialmente ninguno siguiendo los criterios de Burham & Anderson (2002), lo que pone de manifiesto la importancia de la conectividad y la de los lugares de alimentación frente a otro tipo de recursos como los lugares con agua o los refugios, para explicar la variabilidad observada en los niveles de actividad acústica de los quirópteros en los siete parques eólicos analizados. Roemer *et al*. (2019) tampoco encontraron relación entre la distancia al agua y la abundancia relativa de quirópteros en Francia.

El proceso de modelado paso a paso hacia adelante dio como resultado un modelo integrado por las variables insolación y superficie forestal en superficies delimitadas por radios de 50 m, así como por el coste de ruta medio. Es un modelo muy similar al tercer mejor modelo Akaike, del que se diferencia por utilizar la superficie forestal en vez de la variable medios abiertos (ambas muy correlacionadas, -0,90) e incorporar el coste de ruta medio. Incorpora por lo tanto variables con carga informativa eminentemente vinculada tanto a los lugares de alimentación como a la conectividad.

Efecto de la escala

Los mejores modelos se enmarcan dentro de las escalas mediana (superficies delimitadas por radios de 150 m alrededor de los puntos de muestreo) o pequeña (radios de 50 m), pero siempre incorporando el coste de ruta medio, variable que opera a escala de paisaje (radios de 4.000 m alrededor de cada punto de muestreo). De esto se puede deducir que la actividad acústica de los quirópteros en parques eólicos del sur de Galicia está vinculada a procesos que operan a múltiples escalas espaciales. En todo caso, el modelo que más variabilidad explica (coeficiente de determinación marginal de 0,31) incorpora a gran escala (radios de 4.000 m) las variables superficie de matorrales, superficie de formaciones forestales de más de 8 metros de altura y el valor medio del grado de exposición NW a escala de paisaje, pero no ha sido seleccionado por ninguno de los métodos analíticos aplicados.

Estos resultados contrastan con los de Roemer *et al*. (2019), que analizaron la influencia de las características del paisaje en el riesgo de colisión de quirópteros con aerogeneradores en Francia. Estos autores consideraron en sus análisis tres escalas espaciales diferentes: 200 m, 1.000 m y 5.000 m, determinando que las escalas mayores son más efectivas para explicar la densidad de quirópteros que las escalas pequeñas en relación al efecto de las variables rango altitudinal y posición del punto de muestreo dentro del rango altitudinal; en concreto, *Pipistrellus khulii*, *Eptesicus serotinus*, *Pipistrellus nathusii*, *Nyctalus noctula* respondieron significativamente a ambas en superficies delimitadas por radios de 5.000 m; sólo *Pipistrellus pipistrellus* respondió al rango altitudinal medido en superficies de 1.000 m; y ninguna en relación a los 200 m. En esta tesis doctoral no se han utilizado como variables explicativas ni el rango altitudinal ni la posición del punto de muestreo dentro del rango altitudinal empleadas por Roemer *et al.* (2019), por lo que las diferencias halladas respecto al efecto de la escala sobre los quirópteros no son comparables. Se estima que las variables utilizadas en esta tesis doctoral son más susceptibles de variar a escalas pequeñas que las utilizadas por

USC UNIVERSIDADE DE COMPOSTELA

Roemer *et al.* (2019), en especial el rango altitudinal (es más probable tener mayor variabilidad altitudinal en superficies delimitadas por radios de 5000 o 1000 m que por radios de 200 m), por lo que los resultados de estos autores podrían ser en cierta medida esperables.

Los resultados obtenidos en esta tesis doctoral pueden estar influenciados no obstante a escala de paisaje (4.000 m de radio) por la gran superposición existente entre las áreas de los puntos de muestreo pertenecientes a un mismo parque eólico o entre aquellos de parques eólicos próximos, que puede enmascarar la posible existencia de relación entre las variables medidas a esta escala y la abundancia relativa de los quirópteros.

Variables importantes

Las variables más importantes (en términos de peso predictivo) son la pendiente y el perímetro forestal en superficies delimitadas por radios de 150 m alrededor de los puntos de muestreo, ambas igual de relevantes; a una distancia considerable de estas dos variables se sitúa la importancia del coste de ruta medio, y a continuación pero claramente diferenciada de esta última, la importancia del perímetro forestal y de la pendiente en superficies delimitadas por radios de 50 m. El mejor modelo paso a paso hacia delante incorpora las variables insolación y superficie forestal (correlacionada con el perímetro forestal, 0,92) a pequeña escala, además del coste de ruta medio.

En base a estos resultados, en los parques eólicos analizados, los quirópteros utilizan más aquellos lugares a los que pueden acceder con mayor facilidad desde las partes perimetrales más bajas; una vez alcanzados los parques, utilizan más los lugares forestados (mayor superficie o mayor perímetro forestal) y con mayores extensiones en pendiente (más de 20º), y utilizan menos los lugares que reciben más insolación.

El método para medir la conectividad estructural utilizando herramientas GIS ha dado buenos resultados como sustituto de la conectividad funcional (Tischendorf & Fahring, 2000; Tischendorf, 2001). La importancia de la conectividad para los quirópteros a nivel de paisaje ya ha sido puesta de manifiesto en diferentes contextos. Por ejemplo, Frey-Ehrenbold *et al*. (2013) determinaron en matrices dominadas por tierras agrícolas que los gremios de murciélagos con llamadas de ecolocación de corto y largo alcance son más activos en paisajes bien conectados, aunque los niveles de conectividad óptimos difieren entre especies. Hale *et al.* (2012) utilizaron la conectividad estructural de redes de árboles como un indicador de la conectividad funcional entre hábitats en un contexto urbano, y determinaron que para *Pipistrellus pipistrellus*, la presencia de estas redes de árboles parece mitigar el efecto negativo de la urbanización. El presente estudio viene a confirmar nuevamente la importancia de la conectividad estructural para los quirópteros, en este caso en el contexto del aprovechamiento eólico.

Igualmente la importancia de las áreas forestadas para los quirópteros ha sido identificada por diversos autores (Walsh & Harris, 1996a,b; Robinson & Stebbings, 1997; Waters *et al*., 1999; Morris *et al*., 2010). En relación a parques eólicos, Roemer *et al*. (2019) determinaron una relación negativa entre la densidad de quirópteros y la distancia a superficies forestales tanto para el conjunto de murciélagos como separadamente para las especies *Pipistrellus khulii*, *Eptesicus serotinus* y *Pipistrellus pipistrellus*, que son las que vuelan a menor altura, pero no para *Pipistrellus nathusii*, *Nyctalus leisleri* y *Nyctalus noctula*, las especies que vuelan más alto.

Roscioni *et al*. (2014) consideran las zonas en pendiente como lugares utilizados por los quirópteros en sus desplazamientos habituales o durante los movimientos migratorios. Santos *et al*. (2013) determinaron que los parques eólicos situados a menos de 5 km de áreas forestadas y a menos de 600 m de zonas con pendientes superiores a 15º presentaban las

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

mayores probabilidades de inducir mortalidad entre cuatro especies de quirópteros (*Pipistrellus pipistrellus*, *Pipistrellus khulii*, *Hypsugo savii* y *Nyctalus lesileri*). Loeb & Jodice (2018) midieron importantes niveles de actividad de quirópteros en zonas acantiladas en Tennesse (EE.UU) y estiman que las zonas acantiladas ejercen una función similar a la de las lineas de árboles y setos (Verboom & Huitema, 1997; Verboom & Spolestra, 1999), ofreciendo protección frente a depredadores y frente al viento, además de servir como ayuda a la navegación, por lo que pueden ser un hábitat preferido para desplazarse y buscar alimento en aquellos lugares donde existan.

La relación negativa con la insolación a pequeña escala sugiere el efecto de esta variable sobre la actividad de ejemplares no reproductores, que buscarían entornos que les ofrecieran refugios menos asoleados y por lo tanto más frescos (McClure *et al.*, 2020), para entrar en torpor durante las horas diurnas. Esta interpretación se apoya en lo observado por Neubaum *et al.* (2006) para *Eptesicus fuscus* en Colorado (EE.UU), quienes señalan que las grietas en roca que utiliza como refugios otoñales se localizan en laderas orientadas al noroeste, lo que promovería condiciones de sombra y evitaría el calentamiento directo de las paredes rocosas por el sol. Y también en lo observado por Lausen & Barclay (2002), quienes señalan para la misma especie que las grietas en roca que utiliza a finales del verano (cuando los ejemplares entran en letargo para ahorrar energía) recibieron menos luz solar durante las horas de la mañana. Neubaum *et al.* (2006) concluyen que los murciélagos deben encontrar ventajoso buscar grietas situadas en las laderas que se mantengan frescas y tengan temperaturas estables debido a la baja cantidad de radiación solar que reciben.

Coherencia de los resultados entre diferentes aproximaciones analíticas

El proceso de modelado paso a paso es una técnica de análisis muy utilizada, aunque ha sido igualmente muy criticada, por las deficiencias y sesgos que presenta (Whittingham *et al*., 2006), aunque Murtaugh (2009) encuentra que el método funciona de forma similar al de otros algoritmos más exhaustivos. A pesar de este hecho, se ha considerado igualmente interesante utilizarla, y comparar los resultados con los de la aproximación IT. Conviene no olvidar además que los análisis desarrollados son aproximaciones numéricas que intentan explicar procesos ecológicos complejos, por lo que inevitablemente van a ser imperfectas. El uso de diferentes técnicas de análisis debería contribuir a dilucidar de la mejor forma posible estos procesos.

La obtención de resultados similares entre las dos técnicas de modelización da robustez a las inferencias realizadas, y además ha permitido visibilizar el efecto de la radiación solar, no identificado a través de la aproximación IT.

La coherencia entre los valores AICc y los valores de los coeficientes de determinación R^2 marginales de los modelos explorados ha sido bastante baja. Sin embargo, si existe concordancia entre los valores de los índices de información y los índices de variabilidad explicada por los modelos calculados con métodos bayesianos. El cálculo de los índices de información (AICc en caso de métodos frecuentistas o WAIC en caso de métodos bayesianos) y de los coeficientes de determinación para los modelos lineales generalizados mixtos es un campo de investigación activo en la actualidad. La existencia de uno o varios factores aleatorios, así como la gran variedad de distribuciones de la familia exponencial que se pueden emplear en el ajuste de los modelos, dificulta en gran medida el cálculo de este tipo de índices y su interpretación, sin que los índices conocidos para los modelos lineales se puedan trasladar directamente a los GLMM (ver, a modo de ejemplo, las valoraciones detalladas al respecto en las páginas 310 a 317 de Burham & Anderson, 2002, y en las páginas 169 a 174 de Korner-Nievergelt *et al.*, 2015). En los análisis realizados en este capítulo, los métodos

USC UNIVERSIDADE DE COMPOSTELA

frecuentistas y bayesianos obtienen resultados muy similares en cuanto a los índices de información, pero no así en cuanto a los coeficientes de determinación. En este caso, los coeficientes de determinación obtenidos con métodos bayesianos son más consistentes con los índices de información calculados para los mismos modelos.

En todo caso, he seguido lo indicado por Nakagawa, *et al.* (2017), quienes recomiendan utilizar el coeficiente de determinación R^2 en conjunción con otros índices como el AIC, y con pruebas diagnósticas de la calidad de los modelos (asunciones, heterocedasticidad y valores extremos sensibles). A este respecto, los resultados de estas pruebas diagnósticas, recogidas en el apéndice de este capítulo, han sido en general correctas, aunque no exentas de algunos problemas que no se han considerado graves. Todos los modelos glmmTMB están correlacionados espacialmente, a pesar de haber incorporado la variable parque en la parte aleatoria, precisamente para corregir este hecho, y presentan una ligera infradispersión. Análisis de simulación señalan también la existencia de patrones en los cuantiles inferiores de los residuos de la variable mean path cost, aunque otras técnicas de exploración no los identifican. Los dos modelos INLA tienen una ligera sobredispersión, que no ha podido ser corregida.

Por último, la posibilidad de observar espacialmente los resultados de la modelización facilita su comprensión y el uso de los resultados como herramienta de gestión.

Limitaciones de la capacidad predictiva de las variables utilizadas

Parte de las variables utilizadas en la modelización no cuantifican directamente el recurso de interés, como se recomienda que lo hagan en el proceso de modelización IT (Johnson & Omland, 2004). En todo caso, trabajos para conocer por ejemplo la localización de refugios no serían abordables, por su laboriosidad. Además, para las variables relacionadas con el agua, se desconoce en realidad la calidad real de los datos modelizados, aunque se estima claramente superior a la que se podría derivar del uso de capas temáticas habitualmente utilizadas, como CORINE (https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover). La calidad de las variables vinculadas a las formaciones forestales se considera óptima, al igual que los cartografiados de medios a pequeña (50 m de radio) y mediana escala (150 m de radio). En cambio, la base de datos SIGPAC de la que se han extraído la superficie de matorrales y de zonas agrícolas y de pastos a escala de paisaje es poco precisa. Franklin (2009), aunque referido al estudio de la distribución potencial de especies, destaca el efecto que la calidad de las variables ambientales predictoras puede tener en los resultados de los análisis. Esta valoración es extensible al caso que nos ocupa. Sin embargo, a pesar de las limitaciones inherentes a todos los modelos de este tipo, que se basan en descriptores de paisaje obtenidos de cartografías, ya que las medidas directas no son abordables, considero que la gran cantidad de variables estudiadas, el uso de diversas escalas espaciales y la selección cuidadosa de las variables, permiten asumir un que las variables utilizadas en los modelos reflejan de manera robusta la influencia de los procesos que se pretenden estudiar.

Representación espacial de los resultados de los modelos

El resultado de la representación espacial de los dos mejores modelos es muy similar, definiendo claramente las zonas con mayor o menor probabilidad para detectar elevados niveles de actividad. Los parques Testeiro y Meda-AM son los menos utilizados por los murciélagos, mientras que la mitad oriental del parque Sil y la práctica totalidad del parque Serra do Burgo-Pena da Cruz los más utilizados. Lo que demuestran estos análisis es que los quirópteros no utilizan de igual forma las áreas en las que se asientan los parques eólicos. Esto tiene implicaciones a la hora de implementar medidas para reducir el riesgo de colisión, y

USC DE COMPOSTELA

obliga a incorporar la componente espacial en los análisis de evaluación de riesgos que se desarrollen.

Variables a tener en cuenta en relación al emplazamiento de nuevos parques eólicos

Aunque el objetivo del presente capítulo no es efectuar recomendaciones precisas relativas a cual sería el mejor emplazamiento para nuevos parques eólicos en Galicia, si es posible efectuar algunas valoraciones al respecto. En base a los resultados obtenidos, el evitar la instalación de aerogeneradores en la inmediata proximidad de zonas forestadas debería ser una medida efectiva para reducir el riesgo de mortalidad, al igual que instalarlos alejados de zonas de pendiente y en paisajes donde la conectividad estructural vinculada a formaciones forestales sea reducida.

En todo caso, es necesario extender estos análisis a diferentes grupos fónicos, así como diseñar y poner en práctica nuevos muestreos que confirmen la capacidad predictiva de las variables identificadas como relevantes, incorporar alguna nueva (gradiente altitudinal a nivel de paisaje por ejemplo), y valorar la interacción entre algunas de ellas (por ejemplo vegetación forestal∗pendiente).

3.4 REFERENCIAS

Adams, E.M., Gulka, J., & Williams, K.A. 2021. A review of the effectiveness of operational curtailment for reducing bat fatalities at terrestrial wind farms in North America. PloS ONE, 16(11), e0256382. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0256382

Adams, R.A. & Hayes, M.A. 2008. Water availability and successful lactation by bats as related to climate change in arid regions of western North America. Journal of Animal Ecology, 77: 1115-1121. https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2008.01447.x

Adams, R.A. & Hayes, M.A. 2021. The Importance of Water Availability to Bats: Climate Warming and Increasing Global Aridity. Pp.105-120. In: Burton K.Lim, M.Brock Fenton, R. Mark Brigham, Shahroukh Mistry, Allen Kurta, Erin H. Gillam, Amy Russell & Jorge Ortega Editors. *50 Years of Bat Research*. Foundations and New Frontiers. Springer.

Ahlen, I. 2003. Wind Turbines and Bats—A Pilot Study. Report Prepared for the Swedish National Energy Administration. https://docs.wind-watch.org/Ahlen-windturbines-bats-2003.pdf

Ajanaku, B.A., Strager, M.P., & Collins, A.R. 2021. GIS-based multi-criteria decision analysis of utility-scale wind farm site suitability in West Virginia. GeoJournal, 1-23. https://doi.org/10.1007/s10708-021-10453-y

Amorim, F., Rebelo, H. & Rodrigues, L. 2012. Factors influencing bat activity and mortality at a wind farm in the Mediterranean region. Acta Chiropterologica, 14(2): 439–457. https://doi.org/10.3161/150811012X661756

Ancillotto, L., Rydell, J., Nardone, V. & Russo, D. 2014. Coastal cliffson islands as foraging habitat for bats. Acta Chiropterologica, 16(1): 103-108. https://doi.org/10.3161/150811014X683318

Anderson, D.R. & Burnham, K.P. 1999. Understanding information criteria for selection among capture–recapture or ring recovery models. Bird Study, 46 (Suppl.): S14–S21. https://doi.org/10.1080/00063659909477227

Anderson, D.R. & Burnham, K.P. 2002. Avoiding pitfalls when using information-theoretic methods. Journal of Wildlife Management, 66: 912-918. https://doi.org/10.2307/3803155

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Anderson, D.R., Burnham, K.P. & Thompson, W.L. 2000. Null hypothesis testing: problems, prevalence, and an alternative. The Journal of Wildlife Management, 64(4), 912–923. https://doi.org/10.2307/3803199

Anderson, D.R., Burnham, K.P. & White, G.C. 2001. Kullback–Leibler information in resolving natural resource conflicts when definitive data exist. Wildlife Society Bulletin, 29: 1260-1270. https://www.jstor.org/stable/3784152

Arnett, E.B., Baerwald, E.F., Mathews, F., Rodrigues, L., Rodríguez-Durán, A., Rydell, J., Villegas-Patraca, R. & Voigt, C.C. 2016. Impacts of wind energy development on bats: a global perspective. In *Bats in the Anthropocene: conservation of bats in a changing world* (pp. 295-323). Springer, Cham.

Arnett, E.B., Brown, W.K., Erickson, W.P., Fiedler, J.K., Hamilton, B.L., Henry, T.H., Jain, A., Johnson, G.D., Kerns, J., Koford, R.R., Nicholson, C.P., O`Connell, T.J., Piorkowski, M.D. & Tankersley JR, R.D. 2008. Patterns of bat fatalities at wind energy facilities in North America. Journal of Wildlife Management, 72(1): 61-78. https://doi.org/10.2193/2007-221

Baerwald, E.F. & Barclay, R.M.R. 2009. Geographic Variation in Activity and Fatality of Migratory Bats at Wind Energy Facilities, Journal of Mammalogy, Volume 90, Issue 6, 15: 1341–1349. https://doi.org/10.1644/09-MAMM-S-104R.1

Barclay, R.M.R. 1991. Population-structure of temperate zone insectivorous bats in relation to foraging behavior and energy demand. Journal of Animal Ecology, 60, 165– 178. https://doi.org/10.2307/5452

Brooks, M.E., Kristensen, K., van Benthem, K.J., Magnusson, A., Berg, C.W., Nielsen, A., Skaug, H.J., Mächler, M. & Bolker, B.M. 2017a. Modeling zero-inflated count data with glmmTMB. bioRxiv doi: https://doi.org/10.1101/132753

Brooks, M.E., Kristensen, K., van Benthem, K.J., Magnusson, A., Berg, C.W., Nielsen, A., Skaug, H.J., Mächler, M. & Bolker, B.M. 2017b. glmmTMB Balances Speed and Flexibility Among Packages for Zero-inflated Generalized Linear Mixed Modeling. *The R Journal*, 9(2): 378-400. https://doi.org/10.32614/RJ-2017-066

Bürkner, P. 2017. brms: An R Package for Bayesian Multilevel Models Using Stan. Journal of Statistical Software, 80(1): 1–28. https://doi.org/10.18637/jss.v080.i01

Bürkner, P. 2018. Advanced Bayesian Multilevel Modeling with the R Package brms. The R Journal, 10(1): 395–411. https://doi.org/10.32614/RJ-2018-017

Bürkner, P. 2021. Bayesian Item Response Modeling in R with brms and Stan. Journal of Statistical Software, 100(5): 1–54. https://doi.org/10.18637/jss.v100.i05

Burford, L.S., Lacki, M.J. & Covell Jr, C.V.J. 1999. Occurrence of moths among habitats in a mixed mesophytic forest: implications for management of forest bats. Forest Science, 45: 323-332. https://doi.org/10.1093/forestscience/45.3.323

Burnham, K.P. & Anderson, D.R. 2001. Kullback–Leibler information as a basis for strong inference in ecological studies. Wildlife Research, 28: 111-119. https://doi.org/10.1071/WR99107

Burnham, K.P. & Anderson, D.R. 2002. *Model selection and multimodel inference. A practical Information-Theoretic Approach*. Second Edition. Springer, New York.

Chruszcz, B.J. & Barclay, M.R. 2002. Thermoregulatory ecology of a solitary bat, *Myotis evotis*, roosting in crevices. Functional Ecology, 16: 18-26. https://doi.org/10.1046/j.0269-8463.2001.00602.x

Dietz, C., von Helversen,O. & Nill, D. 2009. *Bats of Britain, Europe & NorthWest Africa*. A&C Black Publishers, London.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Eberhardt, L.L. 2003. What should we do about hypothesis testing? The Journal of Wildlife Management, 67(2), 241–247. https://doi.org/10.2307/3802765

Ellerbrok,J.S., Delius,A., Peter, F., Farwig, N. & Voigt, C.C. 2022. Activity of forest specialist bats decreases towards wind turbines at forest sites. Journal of Applied Ecology 00:1–10.https://doi.org/10.1111/1365-2664.14249

Franklin, J. 2009. Mapping species distributions. Spatial inference and prediction. Cambridge University Press. Cambridge.

Frey-Ehrenbold, A., Bontadina, F., Arlettaz, R. & Obrist, M.K. 2013. Landscape connectivity, habitat structure and activity of bat guilds in farmland-dominated matrices. J Appl Ecol, 50: 252-261. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12034

Fu, P. & Rich, P.M. 2000. The Solar Analyst 1.0 Manual. Helios Environmental Modeling Institute (HEMI), USA. https://ia803402.us.archive.org/35/items/manualzilla-id-5844890/5844890.pdf

Fu, P., & Rich, P.M. 2002. A Geometric Solar Radiation Model with Applications in Agriculture and Forestry. Computers and Electronics in Agriculture, 37: 25-35. https://doi.org/10.1016/S0168-1699(02)00115-1

Fukui, D., Murakami, M. & Nakano, S. 2006. Effect of emergent aquatic insects on bat foraging in a riparian forest. Journal of Animal Ecology, 75: 1252-1258. https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2006.01146.x

Gelman, A., Goodrich, B., Gabry, J. & Vehtari, A (2019) R-squared for Bayesian Regression Models. The American Statistician, 73:3, 307-309. https://doi.org/10.1080/00031305.2018.1549100

Gelman, A., & Hill, J. 2006. Data Analysis Using Regression and Multilevel/Hierarchical Models (Analytical Methods for Social Research). Cambridge University Press. doi:10.1017/CBO9780511790942

Giles, J.R., Plowright, R.K., Eby, P., Peel, A.J. & McCallum, H. 2016. Models of *Eucalypt* phenology predict bat population flux. Ecol Evol, 6: 7230-7245. https://doi.org/10.1002/ece3.2382

González, F., Alcalde, J.T. & Ibáñez, C. 2013. Directrices básicas para el estudio del impacto de instalaciones eólicas sobre poblaciones de murciélagos en España. SECEMU. Barbastella, 6 (núm. especial): 1-31. https://secemu.org/wp-content/uploads/2016/12/barbastella_6_num_esp_2013_red.pdf

Grindal, S.D. & Brigham, R.M. 1999. Impacts of forest harvesting on habitat use by foraging insectivorous bats at different spatial scales. Ecoscience. 6: 25–34. https://doi.org/10.1080/11956860.1999.11952206

Grof-Tisza, P., Steel, Z., Cole, E.M., Holyoak, M. & Karban, R. 2017. Testing predictions of movement behaviour in a hilltopping moth. Animal Behaviour, 133: 161-168. https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2017.08.028

Hale, J.D., Fairbrass, A.J., Matthews. T.J. & Davies, G. 2015. The ecological impacts of city lighting scenarios: exploring gap crossing thresholds for urban bats. Global Change Biology, 21: 2467-2478. https://doi.org/10.1111/gcb.12884

Hale, J.D., Fairbrass, A.J., Matthews, T.J. & Sadler, J.P. 2012. Habitat composition and connectivity predicts bat presence and activity at foraging sites in a large UK conurbation. PloS one, 7(3), e33300. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0033300

Hartig, F. 2022. DHARMa: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level/Mixed) Regression Models. http://florianhartig.github.io/DHARMa/ R package version 0.4.5. https://CRAN.R-project.org/package=DHARMa

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Hayes, M.A., Hooton, L.A., Gilland, K.L., Grandgent, C., Smith, R.L., Lindsay, S.R., Collins, J.D., Schumacher, S.M., Rabie, P.A., Gruver, J.C. & Goodrich-Mahoney, J. 2019. A smart curtailment approach for reducing bat fatalities and curtailment time at wind energy facilities. Ecological Applications, 29(4). https://doi.org/10.1002/eap.1881

Johnson, J.B. & Omland, K.S. 2004. Model selection in ecology and evolution. Trends in Ecology and Evolution, 19: 101–108. https://doi.org/10.1016/j.tree.2003.10.013

Jørgensen, S.E. & Fath, B.D. 2011. Concepts of modelling. Developments in Environmental Modelling, 23, 19-93. https://doi.org/10.1016/B978-0-444-53567-2.00002-8

Katzner, T., Bennett, V., Miller, T., Duerr, A., Braham, M. & Hale, A. 2016. Wind Energy Development: Methods for Assessing Risks to Birds and Bats Pre-Construction. Human–Wildlife Interactions: Vol. 10: Iss. 1, Article 6. https://doi.org/10.26077/phxc-zh11

Korner-Nievergelt, F., Roth, T., von Felten, S., Guélat, J., Almasi, B. & Korner-Nievergelt, P. 2015. *Bayesian data analysis in ecology using linear models with R, BUGS, and Stan*. Academic Press. https://doi.org/10.1016/C2013-0-23227-X

Kunz, T.H., Arnett, E.B., Erickson, W.P., Hoar, A.R., Johnson, G.D., Larkin, R.P., Strickland, M.D., Thresher, R.W. & Tuttle, M.D. 2007. Ecological impacts of wind energy development on bats: questions, research needs, and hypotheses. Frontiers in Ecology and the Environment, 5: 315-324. https://doi.org/10.1890/1540-9295(2007)5[315:EIOWED]2.0.CO;2

Lausen, C. & Barclay, R.M.R. 2002. Roosting behaviour and roost selection of female big brown bats (*Eptesicus fuscus*) roosting in rock crevices in southeastern Alberta. Canadian Journal of Zoology, 80: 1069-1076. https://doi.org/10.1139/z02-08

Loeb, S.C. & Jodice, P.G.R. 2018. Activity of southeastern bats along sandstone cliffs used for rock climbing. Journal of Fish and Wildlife Management, 9(1): 255-265; e1944-687X. https://doi.org/10.3996/032017-JFWM-020

Lüdecke, D., Ben-Shachar, M., Patil, I., Waggoner, P. & Makowski, D. 2021. performance: An R Package for Assessment, Comparison and Testing of Statistical Models. Journal of Open Source Software, 6(60), 3139. https://doi.org/10.21105/joss.03139

MacEwan, K., Aronson, J., Richardson, E., Taylor, P., Coverdale, B., Jacobs, D., Leeuwner, L., Marais, W. & Richards, L. 2020. South African Bat Fatality Threshold Guidelines: Edition 3. Published by the South African Bat Assessment Association. https://tethys.pnnl.gov/sites/default/files/publications/Bat-Fatality-Threshold-Guidelines-for-South-Africa-Ed3.pdf

Mani, M.S. 1968. *Ecology and biogeography of high altitude insects*. Dr. W. Junk N.V. Publishers, The Hague, Netherlands, 527 pp.

Măntoiu D.S., Kravchenko, K., Lehnert, L.S., Kramer-Schadt, S., Vlashchenko, A., Mirea, I.-C., Stanciu, C.-R., Popescu-Mirceni, R., Zaharia, R., Chisamera, G.B., Chachula, O.M., Nistorescu, M.C., Moldovan, O.T. & Voigt, C.C. 2016. Bat migration in the western Black Sea area: stable isotopes analysis (dHf), ultrasound monitoring and wind turbine mortality events. – In: Popa, L.O., C. Adam, G. Chişamera, E. Iorgu, D. Murariu & O.P. Popa L,.Book of Abstracts - International Zoological Congress of –Grigore Antipa" Museum, 16-19 of November 2016, Bucharest, Romania: 74-75

Marnell, F. & Presetnik, P. 2010. Protection of overground roosts for bats (particularly roosts in buildings of cultural heritage importance). EUROBATS Publication Series No. 4 (English version). UNEP / EUROBATS Secretariat, Bonn, Germany, 57 pp. https://www.eurobats.org/sites/default/files/documents/publications/publication_series/EUROBATS_PublSer_No4_English_3rd_edition.pdf

Martin, C.M., Arnett, E.B., Stevens, R.D. & Wallace, M.C. 2017. Reducing bat fatalities at wind facilities while improving the economic efficiency of operational mitigation. Journal of Mammalogy, 98(2): 378-385. https://doi.org/10.1093/jmammal/gyx005

McClure, M.L., Crowley, D., Haase, C.G., McGuire, L.P., Fuller, N.W., Hayman, D.T.S., Lausen, C.L., Plowright, R.K., Dickson, B.G. & Olson, S.H. 2020. Linking surface and subterranean climate: implications for the study of hibernating bats and other cave dwellers. Ecosphere 11(10): e03274. 10.1002/ecs2.3274. https://doi.org/10.1002/ecs2.3274

Mellanby, K. 1939. Low temperature and insect activity. Proceedings of the Royal Society B, 127(849). https://doi.org/10.1098/rspb.1939.0035

MITERD (2021) *Propuesta de directrices para la evaluación y corrección de la mortalidad de quirópteros en parques eólicos*. Subdirección General de Biodiversidad Terrestre y Marina. Área de Acciones de Conservación. https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/conservacion-de-especies/directrices_quiropteros_eol_tcm30-533151.pdf

Morris, A.D., Miller, D.A. & Kalcounis-Rueppell, M.C. 2010. Use of forest edges by bats in a managed pine forest landscape. Journal of Wildlife Management, 74: 26-34. https://doi.org/10.2193/2008-471

Murtaugh, P.A. 2009. Performance of several variable-selection methods applied to real ecological data. Ecology Letters, 12: 1061-1068. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01361.x

Nakagawa, S., Johnson, P.C. & Schielzeth, H. 2017. The coefficient of determination R^2 and intra-class correlation coefficient from generalized linear mixed-effects models revisited and expanded. J.R.Soc. Interface, 14: 20170213. https://doi.org/10.1098/rsif.2017.0213

Neubaum, D.J., O'Shea, T.J. & Wilson, K.R. 2006. Autumn migration and selection of rock crevices as hibernacula by big brown bats in Colorado. Journal of Mammalogy, 87(3): 470-479. https://doi.org/10.1644/05-MAMM-A-252R1.1

Newson, S.E., Evans, H.E., Gillings, S., Jarrett, D., Raynor, R., & Wilson, M.W. 2017. Large-scale citizen science improves assessment of risk posed by wind farms to bats in southern Scotland. Biological Conservation, 215, 61-71. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.09.004

Owens, C.S. & Lewis, S.M. 2018. The impact of artificial light at night on nocturnal insects: a review and synthesis. Ecol. Evol. 8, 11337–11358. https://doi.org/10.1002/ece3.4557

Pinaud, D., Claireau, F., Leuchtmann, M. & Kerbiriou, C. 2017. Modelling landscape connectivity for greater horseshoe bat using an empirical quantification of resistance. Journal of Applied Ecology, 55: 2600-2611. https://doi.org/10.1111/1365-2664.13228

R Core Team. 2022. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL https://www.R-project.org/

Racey, P.A. 1998. The importance of the riparian environment as a habitat for British bats. Behaviour and Ecology of Riparian Mammals (eds N. Dunstone & M.L. Gorman), Vol. 71, pp. 69– 91. Cambridge University Press, London. https://doi.org/10.1017/CBO9780511721830.006

Racey, P.A. & Swift, S.M. 1985. Feeding ecology of *Pipistrellus pipistrellus* (*Chiroptera, Vespertilionidae*) during pregnancy and lactation.1. Foraging behavior. Journal of Animal Ecology, 54, 205– 215. https://doi.org/10.2307/4631

Rainho, A. & Palmeirim, J.M. 2011. The importance of distance to resources in the spatial modelling of bat foraging habitat. PloS ONE, 6(4): e19227. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0019227

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Reusch, C., Lozar, M., Kramer-Schadt, S. & Voigt, C.C. 2022. Coastal onshore wind turbines lead to habitat loss for bats in Northern Germany. Journal of Environmental Management, 310, 114715. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114715

Rich, P.M., Dubayah, R., Hetrick, W.A. & Saving, S.C. 1994. Using Viewshed Models to Calculate Intercepted Solar Radiation: Applications in Ecology. American Society for Photogrammetry and Remote Sensing Technical Papers: 524-529. http://www.professorpaul.com/publications/rich_et_al_1994_asprs.pdf

Robinson, M.F. & Stebbings, R.E. 1997. Home range and habitat use by serotine bat, *Eptesicus serotinus*, in England. Journal of Zoology, London, 243: 117-136. https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1997.tb05759.x

Rodrigues, L., Bach, L., Dubourg-Savage, M.-J., Karapandza, B., Kovac, D., Kervyn, T., Dekker, J., Kepel, A., Bach, P., Collins, J., Harbusch, C., Park, K., Micevski, B. & Minderman, J. 2015. *Guidelines for consideration of bats in wind farm projects. Revision 2014*. EUROBATS Publication Series No. 6 (English version). UNEP/EUROBATS Secretariat, Bonn, Germany, 133 pp. https://www.eurobats.org/sites/default/files/documents/publications/publication_series/pubseries_no6_english.pdf

Roemer, C., Bas, Y., Disca, T. & Coulon, A. 2019. Influence of landscape and time of year on bat wind turbines collision risks. Landscape Ecology, 34(12): 2869-2881. https://doi.org/10.1007/s10980-019-00927-3

Roscioni, F., Rebelo, H., Russo, D., Carranza, M.L., Febbraro, M.D. & Loy, A. 2014. A modelling approach to infer the effects of wind farms on landscape connectivity for bats. Landscape Ecology, 29: 891-903. https://doi.org/10.1007/s10980-014-0030-2

Ruczynski, I. 2006. Influence of temperature on maternity roost selection by noctule bats (*Nyctalus noctula*) and Leisler‘s bat (*N. leisleri*) in Bialowieza Primeval Forest, Poland. Canadian Journal of Zoology, 84(6): 900-907. https://doi.org/10.1139/z06-060

Rue, H., Martino, S. & Chopin, N. 2009. Approximate Bayesian Inference for Latent Gaussian Models Using Integrated Nested Laplace Approximations (with discussion). *Journal of the Royal Statistical Society B*, 71: 319-392. https://doi.org/10.1111/j.1467-9868.2008.00700.x

Russo, D., Cistrone, L., Garonna, A.P. & Jones, G. 2010. Reconsidering the importance of harvested forests for the conservation of tree-dwelling bats. Biodiversity and Conservation, 19: 2501-2515. https://doi.org/10.1007/s10531-010-9856-3

Russo, D., Cistrone, L. & Jones, G. 2007. Emergence time in forest bats: the influence of canopy closure. Acta Oecologica, 31(1): 119-126. https://doi.org/10.1016/j.actao.2006.11.001

Rydell, J., Bach, L., Dubourg-Savage, M.-J., Green, M., Rodrigues, L. & Hedenström, A. 2010. Bat mortality at wind turbines in northwestern Europe. Acta Chiropterologica 12, 261-274. https://doi.org/10.3161/150811010X537846

Santos, H., Rodrigues, L., Jones, G. & Rebelo, H. 2013. Using species distribution modelling to predict bat fatality risk at wind farms. Biological Conservation, 157, 178-186. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.06.017

Saunders, D.A., Hoobs, R.J. & Margules, C.R. 1991. Biological consecuences of ecosystem fragmentation-a review. Conservation Biology, 5: 18-32. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1991.tb00384.x

Seibold, S., Buchner, J., Bässler, C. Müller, J. 2013. Ponds in acidic mountains are more important for bats in providing drinking water than insect prey. Journal of Zoology, 290: 302-308. https://doi.org/10.1111/jzo.12041

USC DE COMPOSTELA

Spiess, A.N. 2018. qpcR: Modelling and Analysis of Real-Time PCR Data. R package version 1.4-1. https://CRAN.R-project.org/package=qpcR

Stone, E.L., Jones, G. & Harris, S. 2009. Street lighting disturbs commuting bats. Current Biology, 19: 1123-1127. https://doi.org/10.1016/j.cub.2009.05.058

Straka, T.M., Wolf, M., Gras, P., Buchholz, S. & Voigt, C.C. 2019. Tree cover mediates the effect of artificial light on urban bats. Front. Ecol. Evol. 7: 91. https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00091

Šuba, J. 2014. Autumn swarming and migration of bats in Latvia. Doctoral Thesis. Universitas Latviensis. http://dspace.lu.lv/dspace/bitstream/handle/7/4957/44706-Jurgis_Suba_2014.pdf;sequence=1

Swift, S.M. 1997. Roosting and foraging behaviour of Natterer's bats (*Myotis nattereri*) close to the northern border of their distribution. Journal of Zoology, 242, 375– 384. https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1997.tb05809.x

Swift, S.M. & Racey, P.A. 1983. Resource partitioning in 2 species of *Vespertilionid* bats (*Chiroptera*) occupying the same roost. Journal of Zoology, 200, 249– 259. https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1983.tb05787.x

Tischendorf , L. 2001. Can landscape indices predict ecological processes consistently? Landscape Ecology 16: 235–254. https://doi.org/10.1023/A:1011112719782

Tischendorf, L. & Fahring, L. 2000. On the usage and measurement of landscape connectivity. Oikos 90: 7–19. https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2000.900102.x

UNEP/EUROBATS IWG on wind turbines and bat populations, 2018. Doc.EUROBATS.StC14-AC23.9.Rev.1. Report of the IWG to the 23rd Meeting of the Advisory Committee, Tallinn, Estonia, 14 – 17 May. Available online at https://www.eurobats.org/node/1571

UNEP/EUROBATS IWG on wind turbines and bat populations. 2019. Doc.EUROBATS.AC24.5. Rev.1. Report of the IWG to the 24th Meeting of the Advisory Committee, Skopje, North Macedonia, 1-3 April. Available online at https://www.eurobats.org/node/1571

Vehtari, A., Gelman, A., Gabry, J. (2017). Practical Bayesian model evaluation using leave-one-out cross-validation and WAIC. Statistics and Computing. 27(5):1413–1432. https://doi.org/10.1007/s11222-016-9696-4 https://arxiv.org/abs/1507.04544v5

Verboom, B. & Huitema, H. 1997. The importance of linear landscape elements for the pipistrelle *Pipistrellus pipistrellus* and the serotine bat *Eptesicus serotinus*. Landscape Ecology, 12: 117-125. https://doi.org/10.1007/BF02698211

Verboom, B. & Spolestra, K. 1999. Effects of food abundance and wind on the use of tree lines by an insectivorous bat, *Pipistrellus pipistrellus*. Canadian Journal of Zoology ,77: 1393-1401. https://doi.org/10.1139/z99-116

Voigt, C.C., Lehnert, L.S., Petersons, G., Adorf, F. & Bach, L. 2015. Wildlife and renewable energy: German politics cross migratory bats. Eur J Wildl Res. https://doi.org/10.1007/s10344-015-0903-y

Waldien, D. L., Hayes, J.P. & Arnett, E.B. 2000. Day roosts of female long-eared *Myotis* in western Oregon. Journal of Wildlife Management, 61: 674-684. https://doi.org/10.2307/3802749

Walsh, A.L. & Harris, S. 1996a. Factors determining the abundance of vespertilionid bats in Britain: geographical, land class and local habitat relationships. Journal of Applied Ecology, 33(3): 519-529. https://doi.org/10.2307/2404981

Walsh, A.L. & Harris, S. 1996b. Foraging habitat preferences of vespertilionid bats in Britain. Journal of Applied Ecology, 33(3): 508-518. https://doi.org/10.2307/2404980

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Waters, D., Jones, G. & Furlong, M. 1999. Foraging ecology of Leisler's bat (*Nyctalus leisleri*) at two sites in southern Britain. Journal of Zoology, London, 249: 173-180. https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1999.tb00755.x

Whittingham, M.J., Stephens, P.A., Bradbury, R.B. & Freckleton, R.P. 2006. Why do we still use stepwise modelling in ecology and behaviour?. Journal of Animal Ecology, 75: 1182-1189. https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2006.01141.x

Wieser, D., Mixanig, H., Krainer, K., Bruckner, A. & Reiter, G. 2020. The importance of inland cliffs and quarries for bats. Acta Chiropterologica, 22(2): 391-402. https://doi.org/10.3161/15081109ACC2020.22.2.013

Zuur, A.F., Ieno, E.N. & Elphick, C.S. 2010. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. Methods in Ecology and Evolution, 1: 3-14. https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2009.00001.x

Zuur, A.F. & Ieno, E.N. 2018. *Beginers`s guide to spatial, temporal and spatial-temporal ecological data analysis with R-INLA, Volume II: GAM and zero-inflated models.* Highland Statistics Ltd, Newburgh, UK.

Zuur, A.F., Ieno, E.N. & Saveliev, A.A. 2017. *Spatial, temporal and spatial-temporal ecological data analysis with R-INLA. Vol. 1: Using GLM and GLMM*. Highland Statistics Ltd., Newburgh, UK.

3.5 APÉNDICES

3.5.1 Modelo conectividad: sumpastotaxust ~perimetro_forest_150r +slope_150r_n_cadros_20 + mean_path_cost + (1|parque)

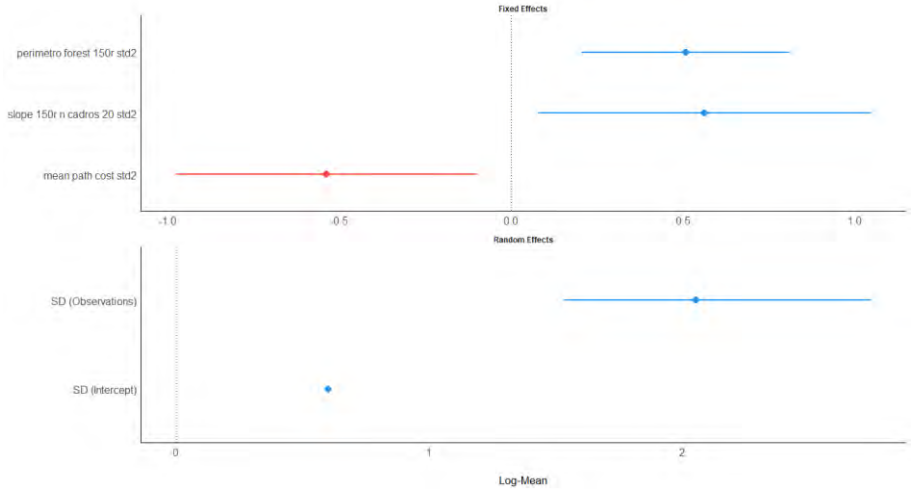


Figura 3.8. Representación gráfica de las predicciones del modelo con el mayor peso Akaike.

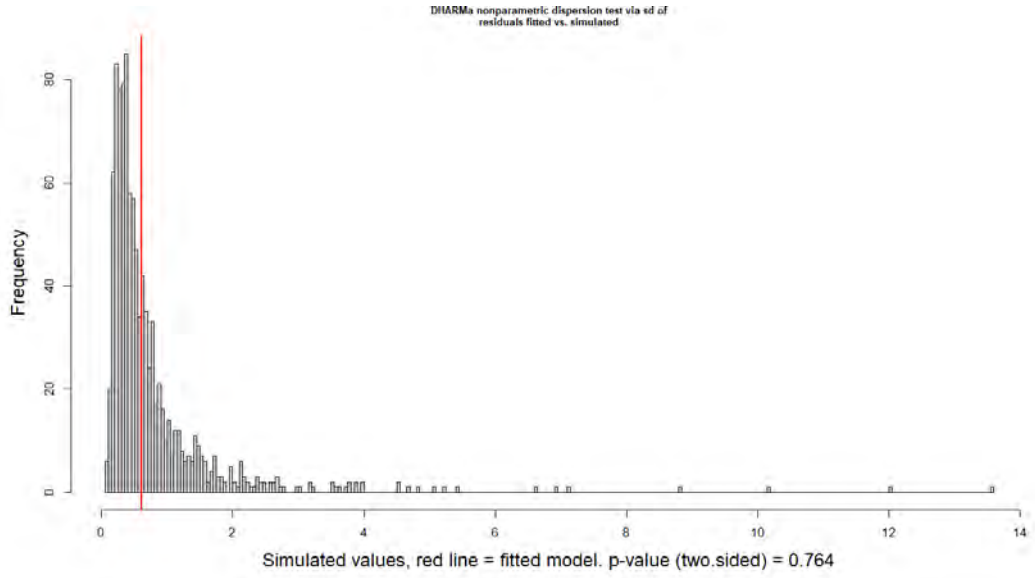


Figura 3.9. Resultados del test de dispersión calculado con la función "testDispersion" del paquete DHARMa (Hartig, 2021), previo cálculo de 1.000 simulaciones de residuos del modelo con la función simulateResiduals del mismo paquete. DHARMa nonparametric dispersion test via sd of residuals fitted vs. simulated; dispersion = 0,774, p-value = 0,736, alternative hypothesis: two.sided.

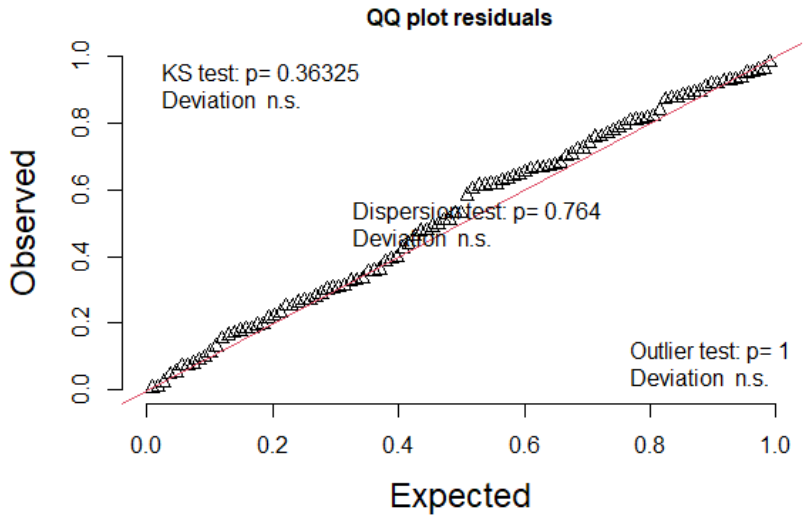


Figura 3.10. Representación gráfica del testado de la asunción de normalidad de los residuos, utilizando la función "plotQQunif" del paquete DHARMa (Hartig, 2021), en base a 1.000 simulaciones.

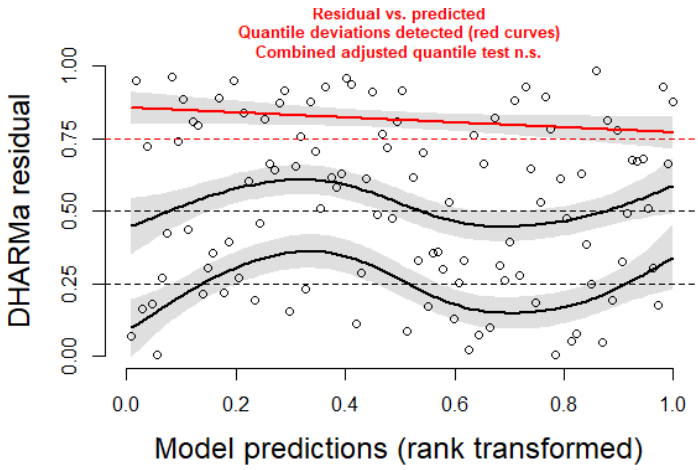


Figura 3.11. Comportamiento de los residuos del modelo frente a las predicciones del mismo, utilizando la función "plotResiduals" del paquete DHARMa (Hartig, 2021), en base a 1.000 simulaciones.

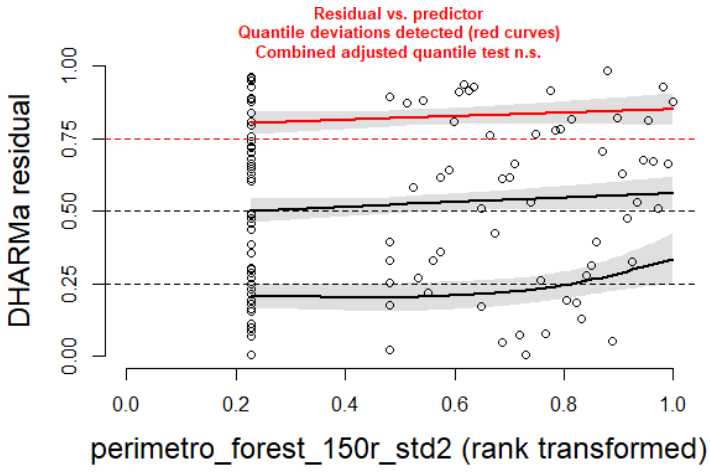


Figura 3.12. Comportamiento de los residuos del modelo frente a las predicciones del mismo para la variable perimetro forestal 150 m r, utilizando la función "plotResiduals" del paquete DHARMa (Hartig, 2021), en base a 1.000 simulaciones.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

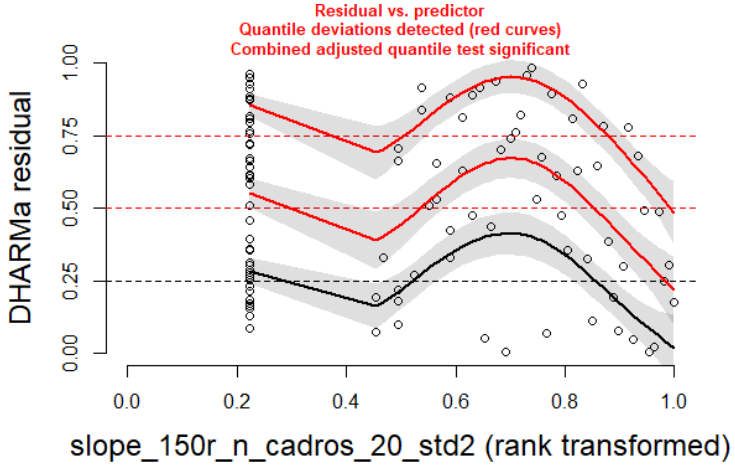


Figura 3.13. Comportamiento de los residuos del modelo frente a las predicciones del mismo para la variable slope_150r_n_cadros_20, utilizando la función "plotResiduals" del paquete DHARMa (Hartig, 2021), en base a 1.000 simulaciones.

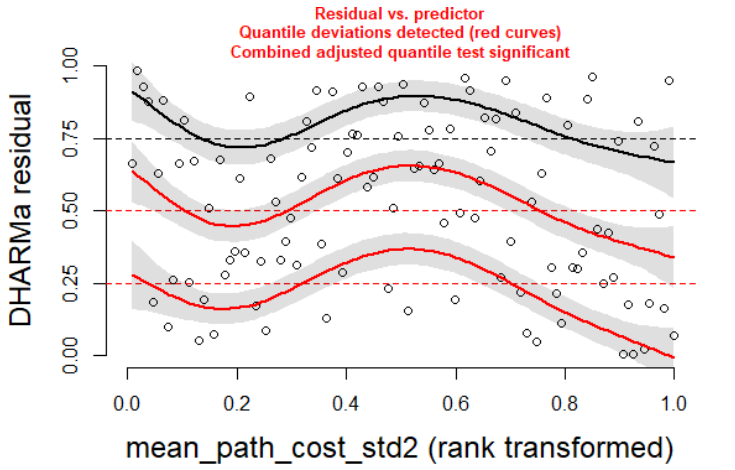


Figura 3.14. Comportamiento de los residuos del modelo frente a las predicciones del mismo para la variable mean_path_cost, utilizando la función "plotResiduals" del paquete DHARMa (Hartig, 2021), en base a 1.000 simulaciones.

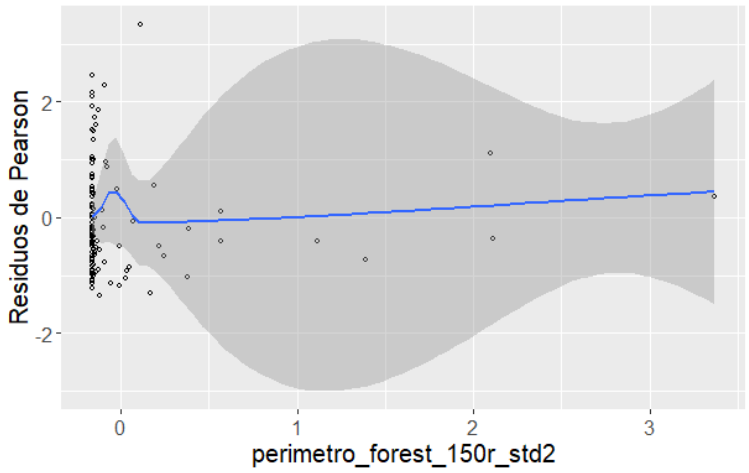


Figura 3.15. Representación de los residuos del modelo frente a la variable perímetro forestal 150 m r.

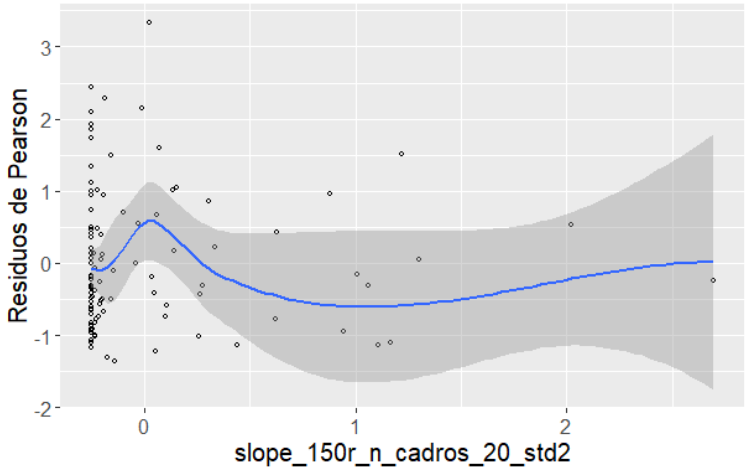


Figura 3.16. Representación de los residuos del modelo frente a la variable slope_150r_n_cadros_20.

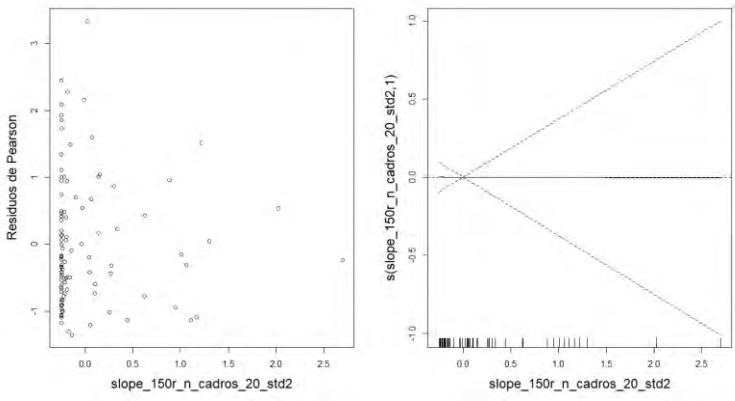


Figura 3.17. Comportamiento de los residuos del modelo ajustado frente a la variable slope_150r_n_cadros_20, resultado del ajuste de un modelo GAM. Se espera observar que la línea punteada quede enmarcada dentro de los intervalos de confianza del suavizador para considerar la ausencia de patrones que indiquen la existencia de una relación no lineal.

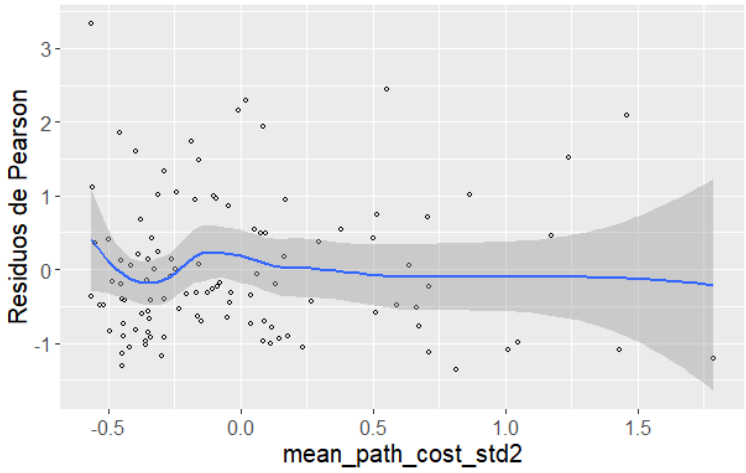


Figura 3.18. Representación de los residuos del modelo frente a la variable mean_path_cost.

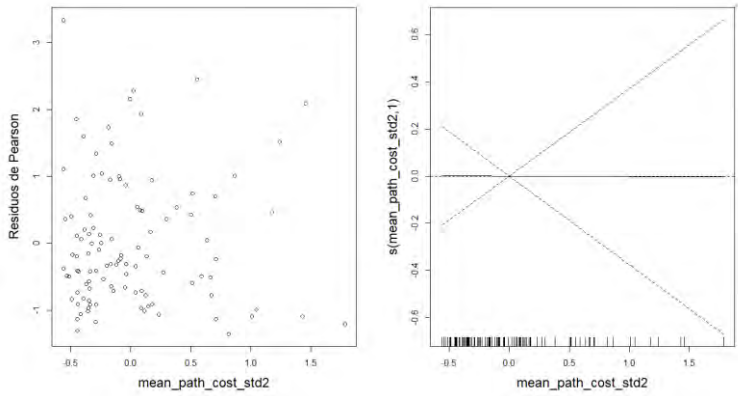


Figura 3.19. Comportamiento de los residuos del modelo ajustado frente a la variable mean_path_cost, resultado del ajuste de un modelo GAM. Se espera observar que la línea punteada quede enmarcada dentro de los intervalos de confianza del suavizador para considerar la ausencia de patrones que indiquen la existencia de una relación no lineal.

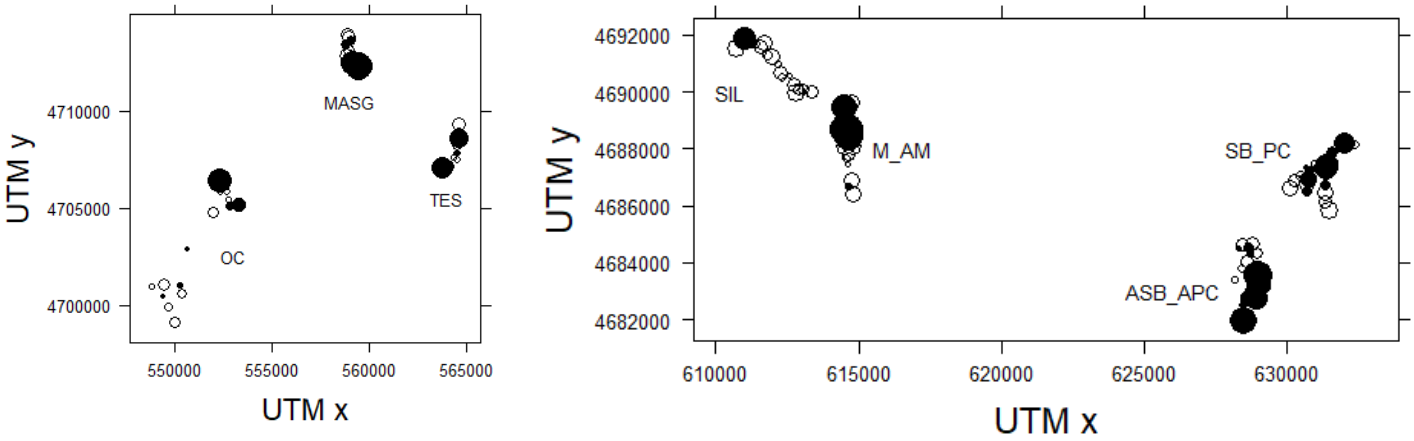


Figura 3.20. Distribución espacial de los residuos del modelo ajustado. Se espera observar una distribución homogénea de los mismos, tanto de los valores positivos (representados en negro) como negativos (blanco). OC= Outeiro do Coto, MASG = Masgalán, TES= Testeiro, SL= Sil, M_AM= Meda-Ampliación de Meda, SB_PC= Serra do Burgo-Pena da Cruz, ASB_APC= Ampliación Serra do Burgo_Ampliación Pena da Cruz.

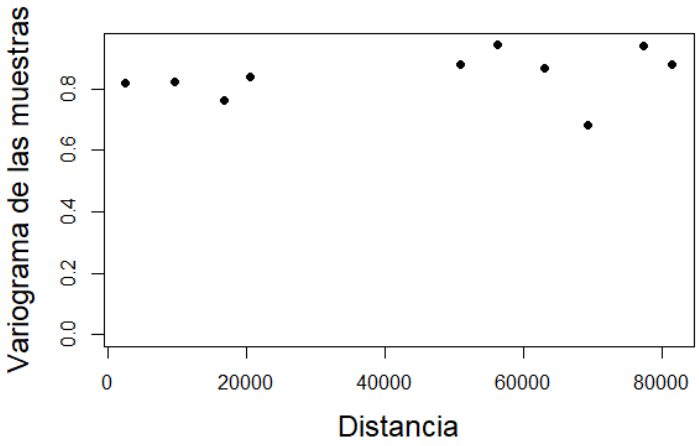


Figura 3.21. Testado de la existencia de correlación espacial de los residuos del modelo ajustado. Los puntos deberían seguir una línea horizontal para considerar la ausencia de correlación espacial.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

3.5.2 Modelo variable a variable

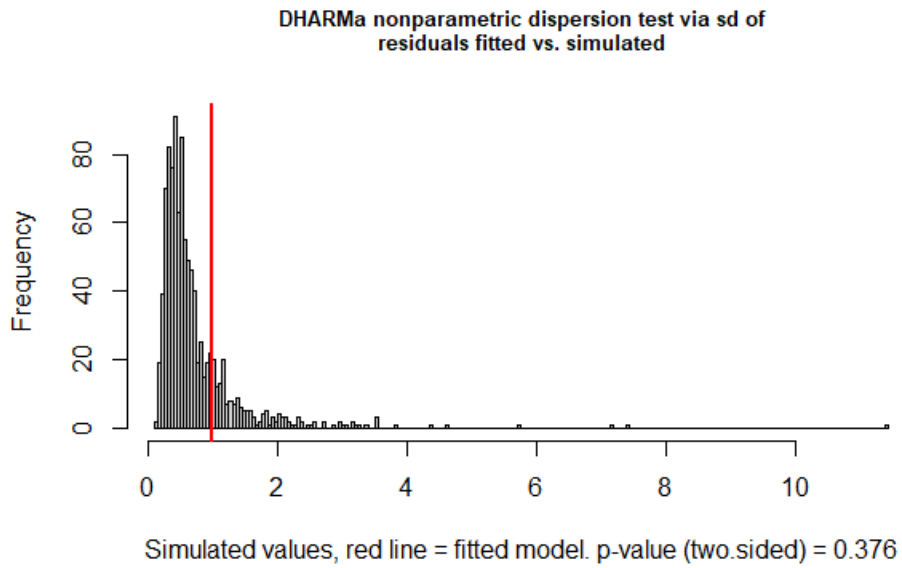


Figura 3.22. Resultados del test de dispersión calculado con la función "testDispersion" del paquete DHARMa (Hartig, 2021), previo cálculo de 1.000 simulaciones de residuos del modelo con la función simulateResiduals del mismo paquete. DHARMa nonparametric dispersion test via sd of residuals fitted vs. simulated; dispersion = 1,42, p-value = 0,308, alternative hypothesis: two.sided.

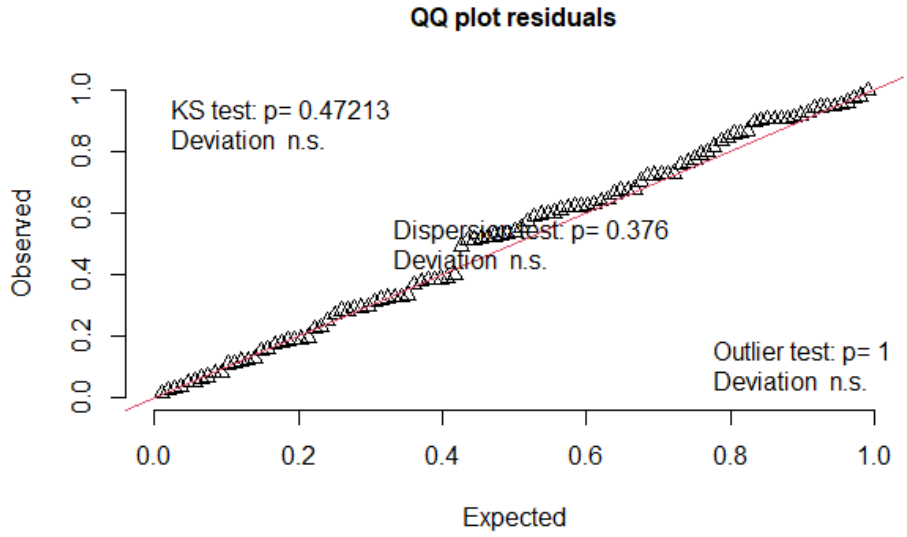


Figura 3.23. Representación gráfica del testado de la asunción de normalidad de los residuos, utilizando la función "plotQQunif" del paquete DHARMa (Hartig, 2021), en base a 1.000 simulaciones.

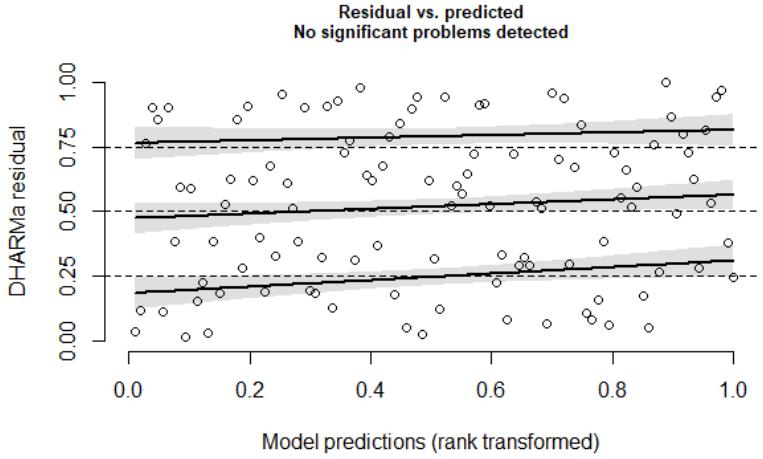


Figura 3.24. Comportamiento de los residuos del modelo frente a las predicciones del mismo, utilizando la función "plotResiduals" del paquete DHARMa (Hartig, 2021), en base a 1.000 simulaciones.

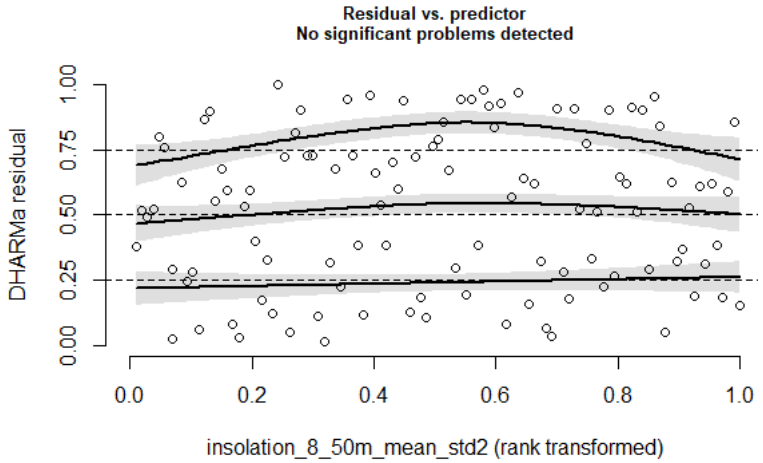


Figura 3.25. Comportamiento de los residuos del modelo frente a las predicciones del mismo para la variable insolation_8_50m_mean, utilizando la función "plotResiduals" del paquete DHARMa (Hartig, 2021), en base a 1.000 simulaciones.

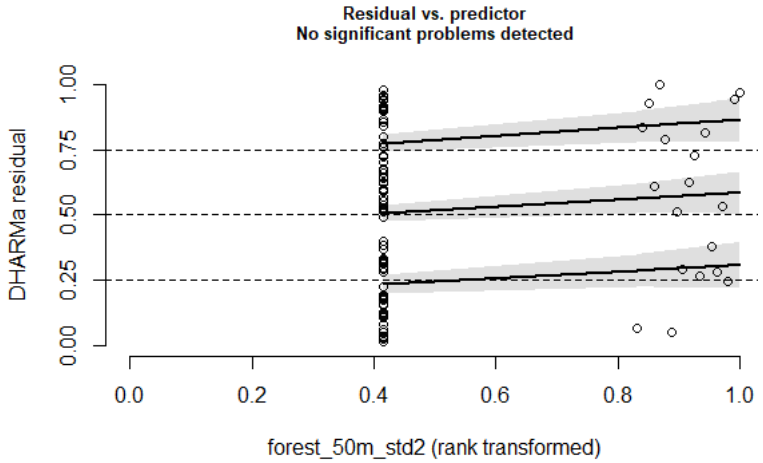


Figura 3.26. Comportamiento de los residuos del modelo frente a las predicciones del mismo para la variable forest_50m, utilizando la función "plotResiduals" del paquete DHARMa (Hartig, 2021), en base a 1.000 simulaciones.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

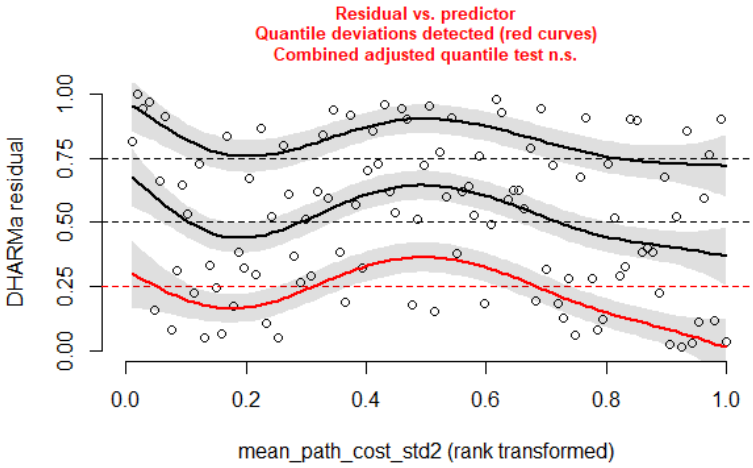


Figura 3.27. Comportamiento de los residuos del modelo frente a las predicciones del mismo para la variable mean_path_cost, utilizando la función "plotResiduals" del paquete DHARMa (Hartig, 2021), en base a 1.000 simulaciones.

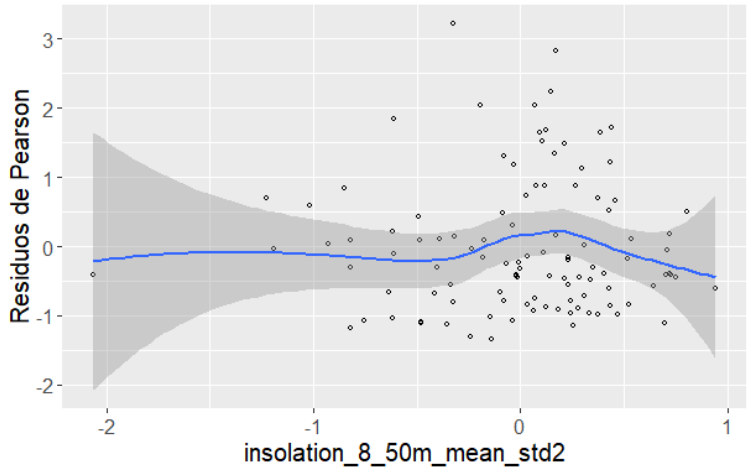


Figura 3.28. Representación de los residuos del modelo frente a la variable insolation_8_50m_mean.

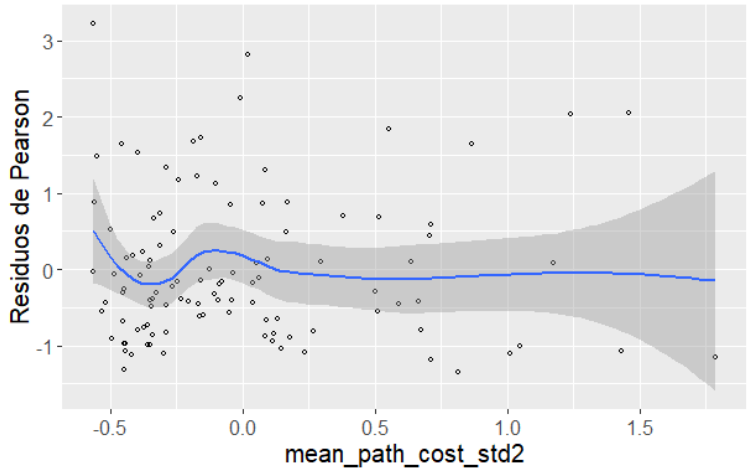


Figura 3.29. Representación de los residuos del modelo frente a la variable mean_path_cost.

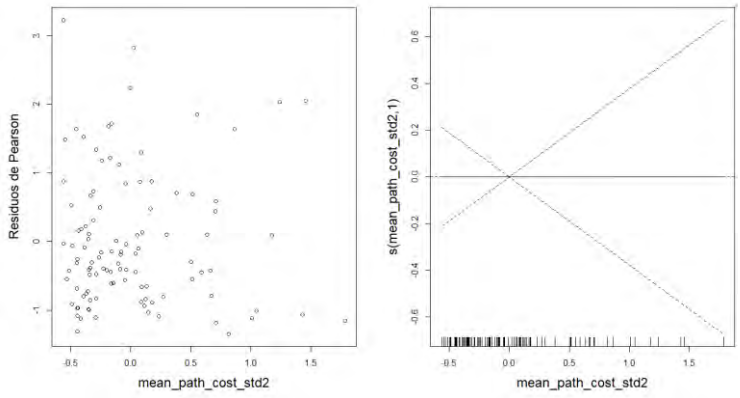


Figura 3.30. Comportamiento de los residuos del modelo ajustado frente a la variable mean_path_cost, resultado del ajuste de un modelo GAM. Se espera observar que la línea punteada quede enmarcada dentro de los intervalos de confianza del suavizador para considerar la ausencia de patrones que indiquen la existencia de una relación no lineal.

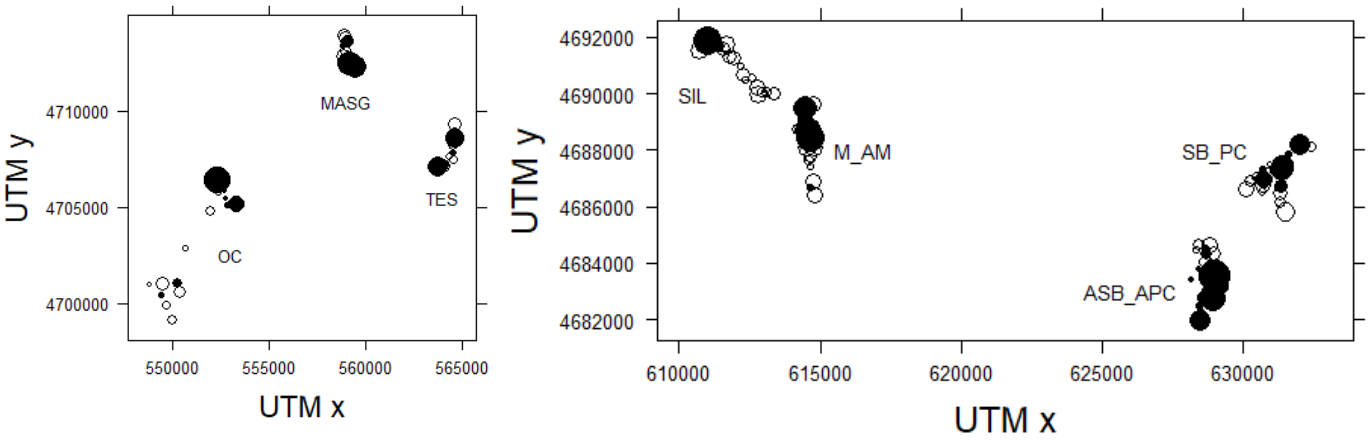


Figura 3.31. Distribución espacial de los residuos del modelo ajustado, en los bloque Oeste (izquierda) y Este (derecha) de parques eólicos. Se espera observar una distribución homogénea de los mismos, tanto de los valores positivos (representados en negro) como negativos (blanco). OC= Outeiro do Coto, MASG = Masgalán, TES= Testeiro, SL= Sil, M_AM= Meda-Ampliación de Meda, SB_PC= Serra do Burgo-Pena da Cruz, ASB_APC= Ampliación Serra do Burgo_Ampliación Pena da Cruz.

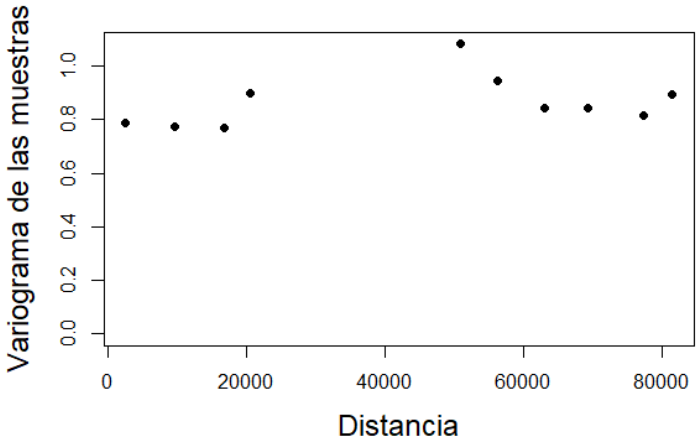


Figura 3.32. Testado de la existencia de correlación espacial de los residuos del modelo ajustado. Los puntos deberían seguir una línea horizontal para considerar la ausencia de correlación espacial. La distancia está representada en metros.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

3.5.3 Modelo conectividad sumpastotaxust ~perimetro_forest_150r +slope_150r_n_cadros_20 + mean_path_cost , con campo aleatorio espacial

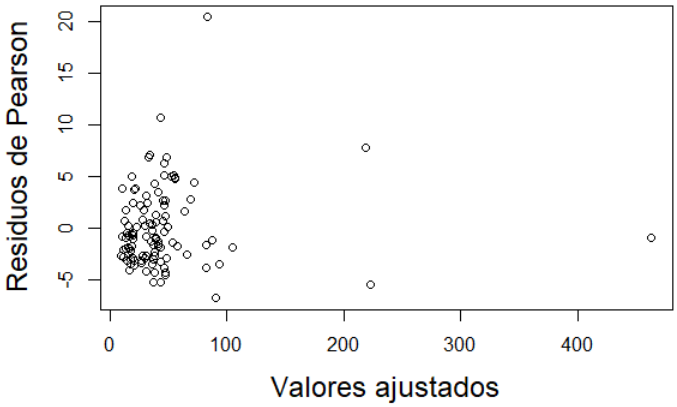


Figura 3.33. Representación del comportamiento del los residuos del modelo en relación a los valores ajustados por el mismo.

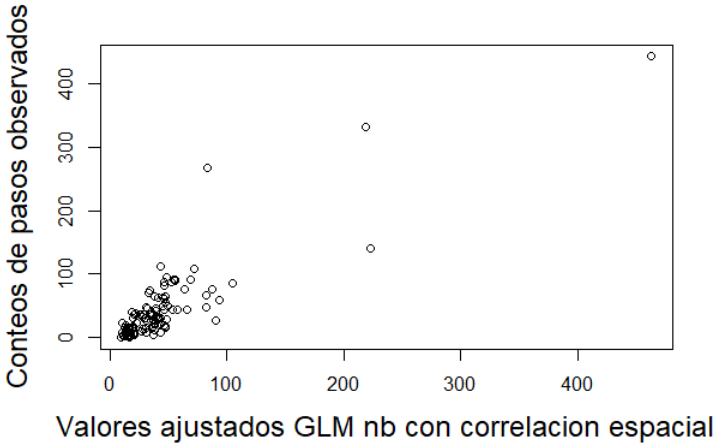


Figura 3.34. Representación del comportamiento de los pasos de quirópteros observados en relación a los valores ajustados por el modelo. Los puntos no se ajustan a la diagonal del gráfico, de lo que se puede concluir la ausencia de un sobreajuste.

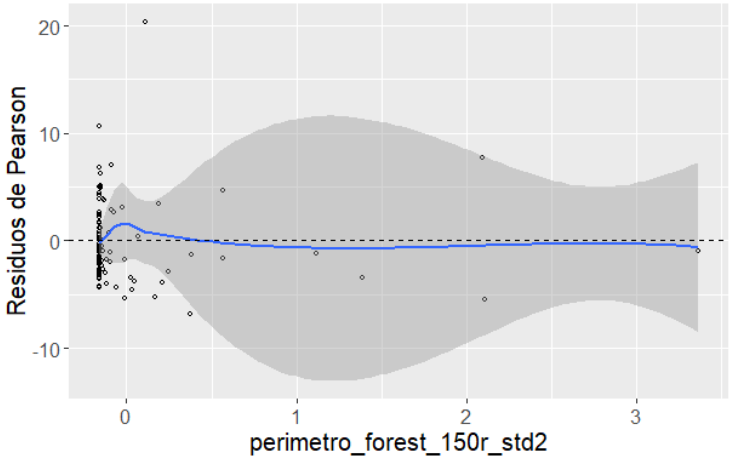


Figura 3.35. Comportamiento de los residuos del modelo ajustado frente a la variable perímetro forestal 150.

USC DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

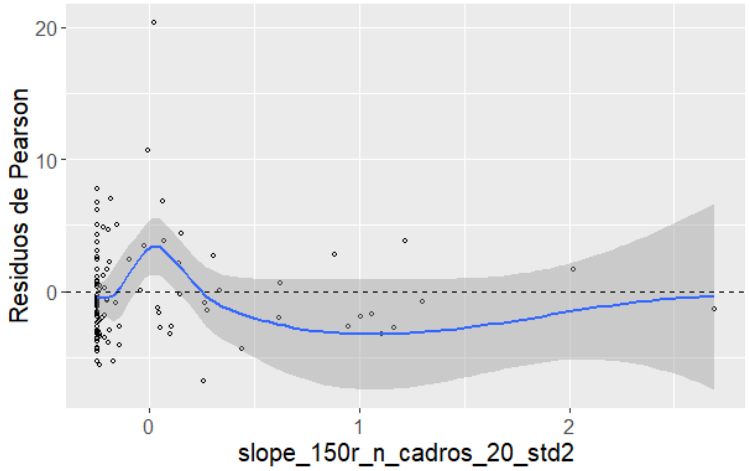


Figura 3.36. Comportamiento de los residuos del modelo ajustado frente a la variable superficie pendiente >20.

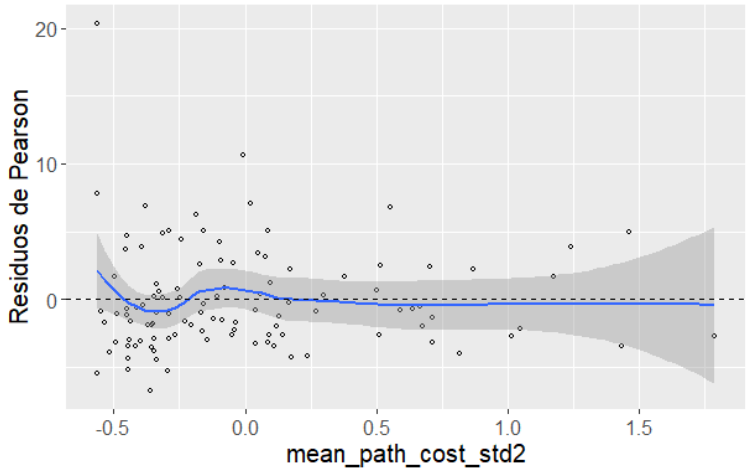


Figura 3.37. Comportamiento de los residuos del modelo ajustado frente a la variable mean path cost.

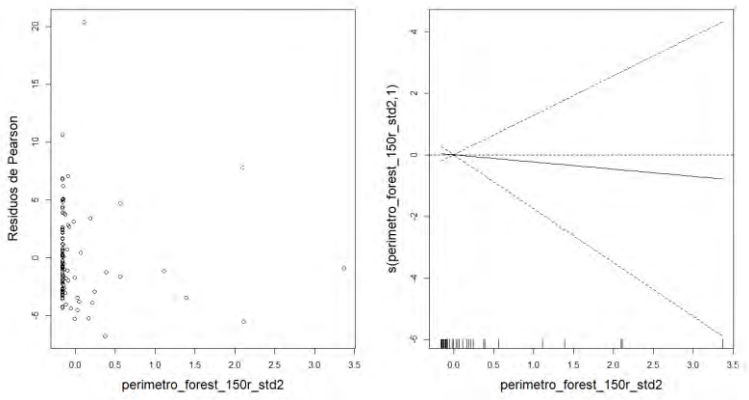


Figura 3.38. Comportamiento de los residuos del modelo ajustado frente a la variable perímetro forestal 150, resultado del ajuste de un modelo GAM. Se espera observar que la línea punteada quede enmarcada dentro de los intervalos de confianza del suavizador para considerar la ausencia de patrones que indiquen la existencia de una relación no lineal

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

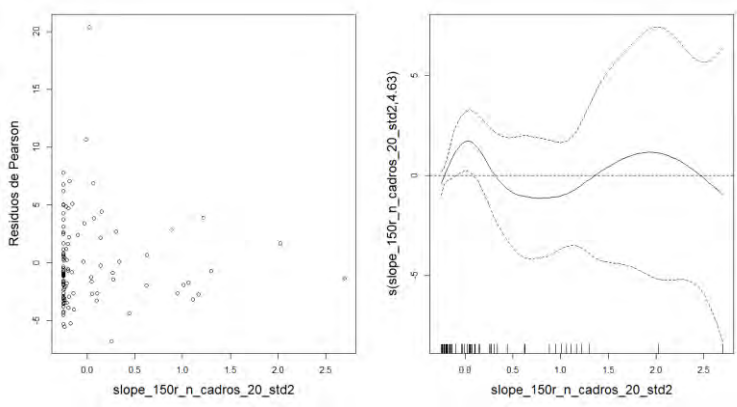


Figura 3.39. Comportamiento de los residuos del modelo ajustado frente a la variable superficie pendiente >20., resultado del ajuste de un modelo GAM. Se espera observar que la línea punteada quede enmarcada dentro de los intervalos de confianza del suavizador para considerar la ausencia de patrones que indiquen la existencia de una relación no lineal.

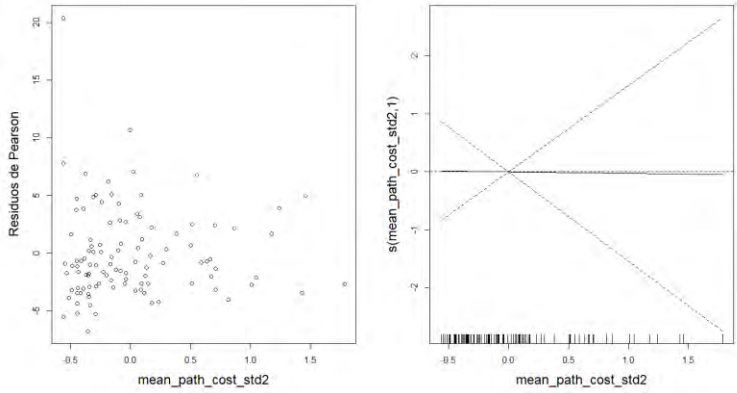


Figura 3.40. Comportamiento de los residuos del modelo ajustado frente a la variable mean_path_cost, resultado del ajuste de un modelo GAM. Se espera observar que la línea punteada quede enmarcada dentro de los intervalos de confianza del suavizador para considerar la ausencia de patrones que indiquen la existencia de una relación no lineal.

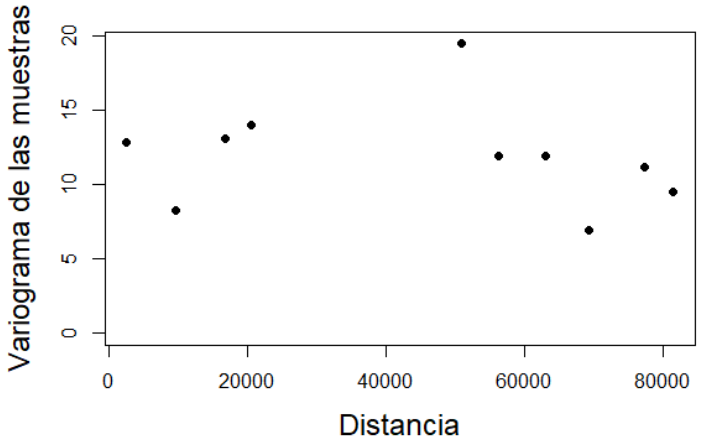


Figura 3.41. Testado de la existencia de correlación espacial de los residuos del modelo ajustado. Los puntos deberían seguir una línea horizontal para considerar la ausencia de correlación espacial. La distancia está representada en metros.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

3.5.4.Modelo variable a variable sumpastotaxust~ insolation_8_50m_mean + forest_50m + mean_path_cost, con campo aleatorio espacial

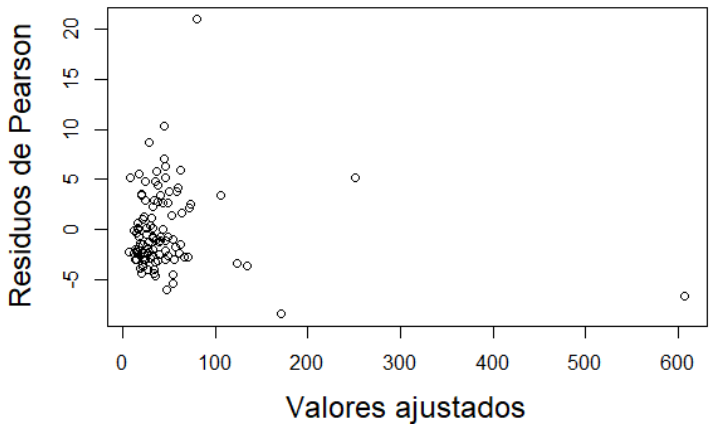


Figura 3.42. Representación del comportamiento del los residuos del modelo en relación a los valores ajustados por el mismo.

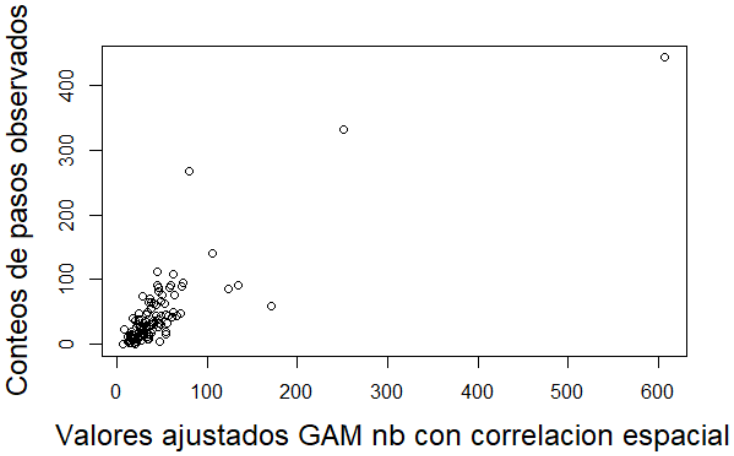


Figura 3.43. Representación del comportamiento de los pasos de quirópteros observados en relación a los valores ajustados por el modelo. Los puntos no se ajustan a la diagonal del gráfico, de lo que se puede concluir la ausencia de un sobreajuste.

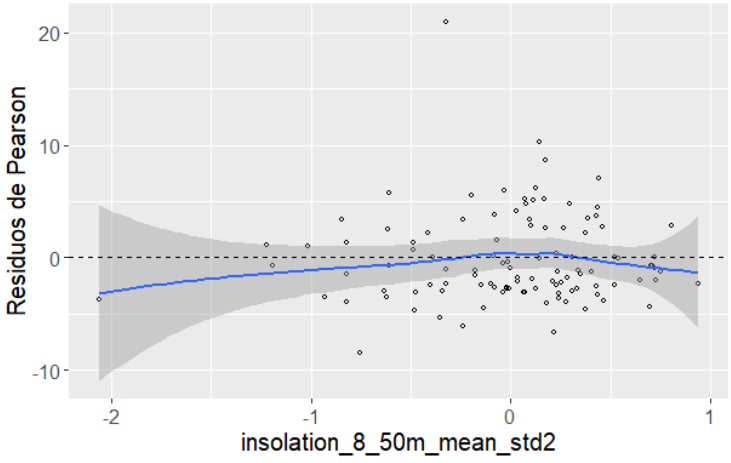


Figura 3.44. Comportamiento de los residuos del modelo ajustado frente a la variable insolation_8_50 m.

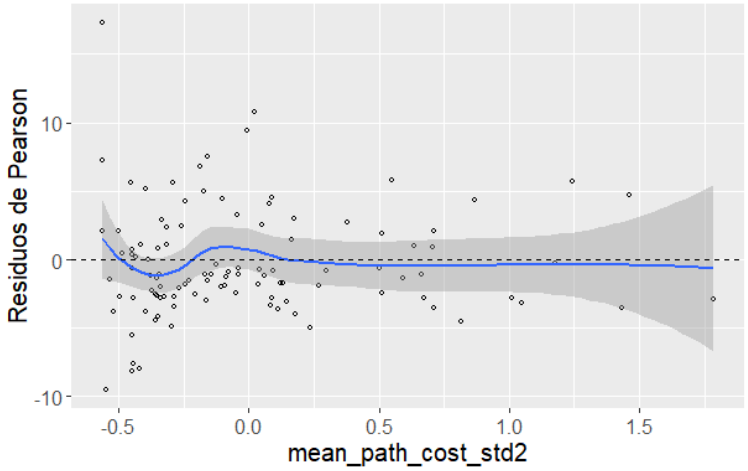


Figura 3.45. Comportamiento de los residuos del modelo ajustado frente a la variable mean path cost.

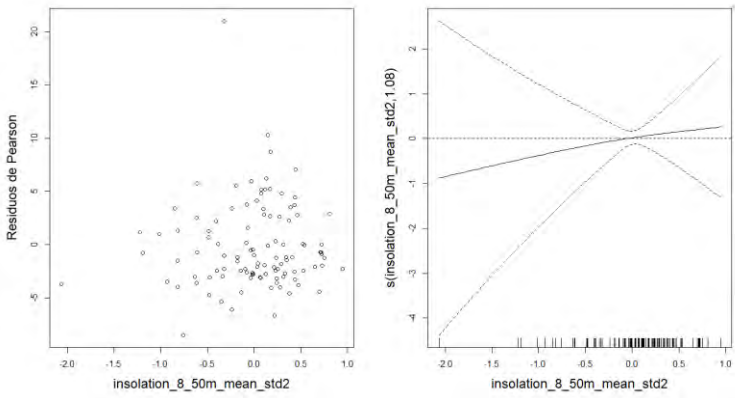


Figura 3.46. Comportamiento de los residuos del modelo ajustado frente a la variable insolation_8_50 m., resultado del ajuste de un modelo GAM. Se espera observar que la línea punteada quede enmarcada dentro de los intervalos de confianza del suavizador para considerar la ausencia de patrones que indiquen la existencia de una relación no lineal.

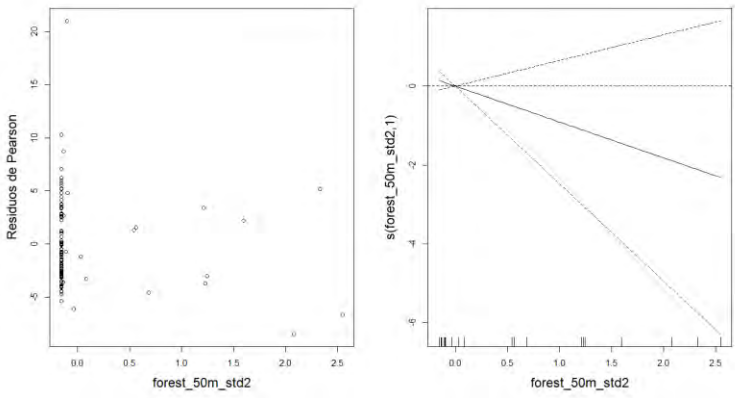


Figura 3.47. Comportamiento de los residuos del modelo ajustado frente a la variable forest 50 m, resultado del ajuste de un modelo GAM. Se espera observar que la línea punteada quede enmarcada dentro de los intervalos de confianza del suavizador para considerar la ausencia de patrones que indiquen la existencia de una relación no lineal.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

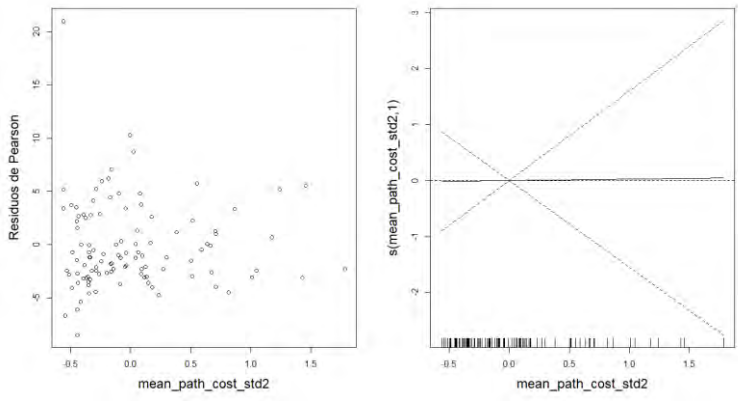


Figura 3.48. Comportamiento de los residuos del modelo ajustado frente a la variable mean_path_cost, resultado del ajuste de un modelo GAM. Se espera observar que la línea punteada quede enmarcada dentro de los intervalos de confianza del suavizador para considerar la ausencia de patrones que indiquen la existencia de una relación no lineal.

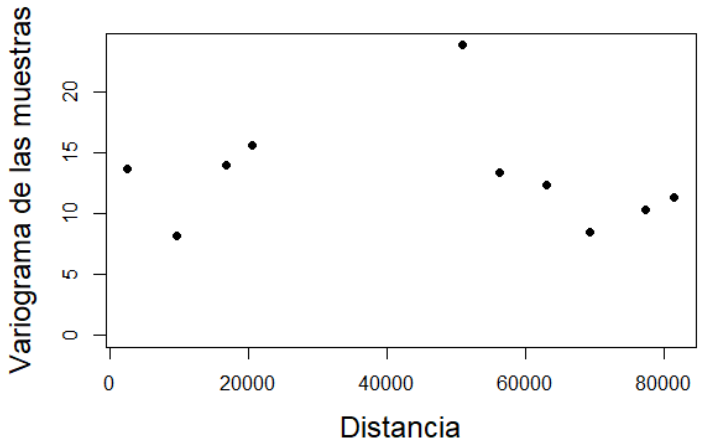


Figura 3.49. Testado de la existencia de correlación espacial de los residuos del modelo ajustado. Los puntos deberían seguir una línea horizontal para considerar la ausencia de correlación espacial. La distancia está representada en metros.

3.6 CÓDIGO EN LENGUAJE R

```
# Carga de las librerías de R
librerias <- c(~~-~~eoefplot", ~~-~~DdataExplorer", ~~-~~DHARMa", ~~-~~effects", ~~-~~fields", ~~-~~gamm4", ~~-~~ggeffects", ~~-~~ggmap", ~~-~~ggplot2", ~~-~~glmmTMB", ~~-~~gstat", ~~-~~influence.ME", ~~-~~INLA", ~~-~~insight", ~~-~~lang", ~~-~~lattice", ~~-~~lme4", ~~-~~MASS", ~~-~~mgcv", ~~-~~MuMIn", ~~-~~ncf", ~~-~~parameters", ~~-~~psych, ~~-~~rgdal", ~~-~~rgeos", ~~-~~sjPlot", ~~-~~sp", "performance", ~~-~~qpcR")
apply(librerias, require, character.only = TRUE)
source("HighstatLibV11.R")
#
# Carga de los datos completos
bats<-read.table("base_paisaxe_R.txt", header=TRUE, dec=",")
# Se analiza la estructura de los datos
str(bats, list.len = ncol(data)) # para poder ver todas las variables
# Para este capítulo se cargan 107 filas de la hoja de datos original, con 103 variables.
# Se especifican los tipos de variables [EJEMPLO]
bats$utm_y <- as.numeric(bats$utm_y)
# Se redefinen las coordenadas para evitar problemas numéricos
bats$Xkm  <- (bats$utm_x) / 1000
bats$Ykm  <- (bats$utm_y) / 1000
Maxyx     <- max(max(bats$Xkm), max(bats$Ykm))
bats$Xkm <- (bats$Xkm - min(bats$Xkm)) / Maxyx
bats$Ykm <- (bats$Ykm - min(bats$Ykm)) / Maxyx
# Se empieza con un análisis exploratorio en base a Zuur et al 2018
# Outliers en las covariables, mediante la función Mydotplot.
# EJEMPLO (el resto de las comprobaciones se realizan modificando
# las variables dentro de c())
MyVar1 <- c( "Dist_Auga", "Dist_Auga_5",  "sup_auga_4kmr_m2",
          "altitude", "forestal_area")
Mydotplot(bats[,MyVar1])
#
# Efectos de colinearidad, mediante la función Mypairs.
# EJEMPLO (el resto de las comprobaciones se realizan modificando
# las variables dentro de c())
MyVar13 <- c( "Dist_Auga", "Dist_Auga_5",  "sup_auga_4kmr_m2")
Mypairs(bats[,MyVar13])
#
# Se centran y estandarizan las variables
# EJEMPLOS (el resto de las comprobaciones se realizan modificando
# la variable dentro de los paréntesis)
bats$mean_path_cost_std2 <-
  (bats$mean_path_cost-mean(bats$mean_path_cost))/(2*sd(bats$mean_path_cost))
bats$perimetro_forest_150r_std2 <-
  (bats$perimetro_forest_150r-
mean(bats$perimetro_forest_150r))/(2*sd(bats$perimetro_forest_150r))
#
# Calculamos ahora los factores de inflación de la varianza (VIF) de las variables
# de cada uno de los modelos
MyVar <- c("sup_auga_4kmr_m2",  "Dist_Auga_5")
```

```
corvif(bats[,MyVar])
MyVar <- c("abertos_50m", "Dist_Forest_5", "insolation_8_50m_mean", "altitude")
corvif(bats[,MyVar])
#
# PROCESO DE MODELIZACIÓN
# Una vez exploradas las variables, procedemos a explorar la estructura de los modelos
# que mejor se adapta a los datos disponibles; la idea inicial es testar el modelo nulo
# junto con la parte aleatoria, y luego los modelos univariantes
#  y los modelos previamente establecidos combinando variables,
# agrupadas en cada hipótesis; cada variable por si misma encierra una
# carga informativa propia.
#
# Análisis frecuentista. Information Theoretic Approach.
#
# En primer lugar definimos el modelo nulo
bats_nulo_glmmTMB_todos_nb <- glmmTMB(sumpastotaxust~ 1 +
                                (1|parque) + (1|clase_vento), data=bats,
                               ziformula=~0, family= nbinom2)
# resumen del modelo
summary(bats_nulo_glmmTMB_todos_nb)
#
AICc(bats_nulo_glmmTMB_todos_nb)    # 992,1361
# Sobredispersión
E4 <- resid(bats_nulo_glmmTMB_todos_nb, type = "pearson")
N <- nrow(bats)
p <- length(fixef(bats_nulo_glmmTMB_todos_nb))+2 + 1
overdispersion <- sum(E4^2) / (N - p)
overdispersion  #
# Diagnóstico del modelo
diagnose(bats_nulo_glmmTMB_todos_nb)
# Intervalos de confianza
confint(bats_nulo_glmmTMB_todos_nb)
# Pruebas de diagnóstico del modelo
plot(parameters(bats_nulo_glmmTMB_todos_nb))
model_parameters(bats_nulo_glmmTMB_todos_nb)
equivalence_test(bats_nulo_glmmTMB_todos_nb, effects = "random")
plot(equivalence_test(bats_nulo_glmmTMB_todos_nb, effects = "random"))
#
check_model(bats_nulo_glmmTMB_todos_nb, panel=TRUE)
performance::r2(bats_nulo_glmmTMB_todos_nb)
get_variance(bats_nulo_glmmTMB_todos_nb, component = "all")
#
# Comprobación de la correlación especial de los residuos
# EJEMPLO (el resto de las comprobaciones se realizan modificando
# el nombre del modelo a testar en z)
Correlogramas <- spline.correlog (x= bats$Xkm, y= bats$Ykm, z=
residuals(bats_nulo_glmmTMB_todos_nb, type ="pearson"),  w = NULL, df = NULL, type =
```

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

```
"boot", resamp = 100, npoints = 300, save = FALSE, filter = FALSE, fw = 0, max.it = 25,
xmax = FALSE, latlon = FALSE, na.rm = FALSE, quiet = FALSE)
plot(Correlogramas)
#
##############################################################################
# Hipótesis 1: la importancia del agua
##############################################################################
#
# EJEMPLO (el resto de las comprobaciones se realizan modificando
# las variables en el modelo a testar, de acuerdo con la tabla 3.4)
bats_agua_glmmTMB_todos_nb <- glmmTMB(sumpastotaxust~ sup_auga_4kmr_m2_std2 +
        Dist_Auga_5_std2 + (1|parque) + (1|clase_vento), data=bats,
        ziformula=~0, family= nbinom2)
#
AICc(bats_agua_glmmTMB_todos_nb)   #
#
E7 <- resid(bats_agua_glmmTMB_todos_nb, type = "pearson")
N <- nrow(bats)
p <- length(fixef(bats_agua_glmmTMB_todos_nb))+2
overdispersion <- sum(E7^2) / (N - p)
overdispersion
#
diagnose(bats_agua_glmmTMB_todos_nb)
#
confint(bats_agua_glmmTMB_todos_nb)
#
plot(parameters(bats_agua_glmmTMB_todos_nb))
model_parameters(bats_agua_glmmTMB_todos_nb)
#
equivalence_test(bats_agua_glmmTMB_todos_nb, effects = "random")
plot(equivalence_test(bats_agua_glmmTMB_todos_nb, effects = "random"))
#
check_model(bats_agua_glmmTMB_todos_nb, panel=TRUE)
performance::r2(bats_agua_glmmTMB_todos_nb)
get_variance(bats_agua_glmmTMB_todos_nb, component = "all")
#
fixef(bats_agua_glmmTMB_todos_nb)
ranef(bats_agua_glmmTMB_todos_nb)
# Comprobación del comportamiento de los residuos del modelo
bats_agua_glmmTMB_todos_nb_simres <-
  simulateResiduals(bats_agua_glmmTMB_todos_nb, n=1000, refit=F)
plotQQunif(bats_agua_glmmTMB_todos_nb_simres)
plotResiduals(bats_agua_glmmTMB_todos_nb_simres, form = NULL,
        quantreg = T, rank = T,
        asFactor = NULL, smoothScatter = NULL,
        quantiles = c(0.25, 0.5, 0.75) )
plotResiduals(bats_agua_glmmTMB_todos_nb_simres,
        bats$sup_auga_4kmr_m2_std2, quantreg = T)
```

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

```
plotResiduals(bats_agua_glmmTMB_todos_nb_simres,
              bats$Dist_Auga_5_std2, quantreg = T)
#
testDispersion(bats_agua_glmmTMB_todos_nb_simres)
testZeroInflation(bats_agua_glmmTMB_todos_nb_simres)
#
plot(ggpredict(bats_glmmTMB_todos_ali_4, terms = "sup_auga_4kmr_m2_std2"))
plot(ggpredict(bats_glmmTMB_todos_ali_4, terms = "Dist_Auga_5_std2"))
plot(allEffects(bats_agua_glmmTMB_todos_nb))
# Representación de residuos respecto a cada covariable [EJEMPLO]
bats$E7 <- E7
p <- ggplot()
p <- p + geom_point(data = bats,
                    aes(x = sup_auga_4kmr_m2_std2, y = E7), shape = 1, size = 1)
p <- p + xlab("sup_auga_4kmr_m2_std2") + ylab("Residuos de Pearson")
p <- p + theme(text = element_text(size=15))
p <- p + geom_smooth(data = bats,
                     aes(x = sup_auga_4kmr_m2_std2, y = E7))
p
#
###############################
# Pesos de Akaike
modList <- list(bats_agua_glmmTMB_todos_nb, bats_glmmTMB_todos_ali_1bis,
bats_glmmTMB_todos_ali_2, bats_glmmTMB_todos_ali_3bis, bats_glmmTMB_todos_ali_4,
bats_glmmTMB_todos_ali_5bis, bats_glmmTMB_todos_ali_6bis,
bats_glmmTMB_todos_refu_1bis, bats_glmmTMB_todos_refu_2,
bats_glmmTMB_todos_refu_3bis, bats_glmmTMB_todos_con_1tris,
bats_glmmTMB_todos_con_5, bats_glmmTMB_todos_con_6)
aics <- sapply(modList, function(x) AIC(x))
akaike.weights(aics)$weights
#
#########################################################
EJEMPLO DE AJUSTE CON MÉTODOS BAYESIANOS
# Para cualquier otro modelo, modificar la definición de la fórmula
# de acuerdo con la tabla 3.4
library(brms)
library(loo)
bayes.brms <- brm(sumpastotaxust ~ sup_PAPR_4km_ha_std2 +
                   arbores_8m_4km_ha_std2 +  nwness_4kmr_mean_std2 +
                   altitude_std2 + (1|clase_vento),
                  family = negbinomial(), data = bats,
                  chains = 2, # nb of chains
                  iter = 5000, # nb of iterations, including burnin
                  warmup = 1000, # burning
                  thin = 1) # thinning
bayes.brms
summary(bayes.brms)$fixed
summary(bayes.brms)$random
```

USC DE COMPOSTELA

```
plot(bayes.brms)
pp_check(bayes.brms, ndraws = 100, type = 'ecdf_overlay')
(waic1 <- waic(bayes.brms))
# Cálculo de elpdWAIC para los 14 modelos testados
loo_compare(waic1, waic2, waic3, waic4, waic5, waic6, waic7,
            waic8, waic9, waic10, waic11, waic12, waic13, waic14)
# Cálculo de pesos elpdWAIC para los 14 modelos testados
waics <- c(waic1$estimates["elpd_waic", 1], waic2$estimates["elpd_waic", 1],
  waic3$estimates["elpd_waic", 1], waic4$estimates["elpd_waic", 1],
  waic5$estimates["elpd_waic", 1], waic6$estimates["elpd_waic", 1],
  waic7$estimates["elpd_waic", 1], waic8$estimates["elpd_waic", 1],
  waic9$estimates["elpd_waic", 1], waic10$estimates["elpd_waic", 1],
  waic11$estimates["elpd_waic", 1], waic12$estimates["elpd_waic", 1],
  waic14$estimates["elpd_waic", 1], waic14$estimates["elpd_waic", 1])
waic_wts <- exp(waics) / sum(exp(waics))
# Cálculo de R2 bayesiano
bayes_R2(bayes.brms)
############################################################
# Análisis frecuentista. Variable a variable.
# Para cada una de las variables por separado (EJEMPLO)
mod1 <- glmmTMB(sumpastotaxust~ Dist_Auga_5_std2 +
        (1|parque) + (1|clase_vento),data=bats, ziformula=~0, family= nbinom2)
summary(mod1)
AICc(mod1)
Emod1 <- resid(mod1, type = "pearson")
N <- nrow(bats)
pmod1 <- length(fixef(mod1))+2 +1
overdispersionmod1 <- sum(Emod1^2) / (N - pmod1)
overdispersionmod1
#
# MODELO SELECCIONADO   ##########################################
mod32 <- glmmTMB(sumpastotaxust~ insolation_8_50m_mean_std2 +
                 forest_50m_std2 + mean_path_cost_std2 +
                 (1|parque) + (1|clase_vento),data=bats,
                              ziformula=~0, family= nbinom2)
summary(mod32)
AICc(mod32)
Emod32 <- resid(mod32, type = "pearson")
N <- nrow(bats)
pmod32 <- length(fixef(mod32))+2 +1
overdispersionmod32 <- sum(Emod32^2) / (N - pmod32)
overdispersionmod32
#
MyVar <- c("insolation_8_50m_mean_std2",  "forest_50m_std2",
           "mean_path_cost_std2")
corvif(bats[,MyVar])
#
diagnose(mod32)      # Unusually large Z-statistics (|x|>5): theta_1|clase_vento.1 -258.4105
```

USC DE COMPOSTELA

```
                # el problema, vinculado a la variable forest_50m ...
                # en base a este resultado,
                # eliminamos la variable aleatoria clase_vento...
mod32bis <- glmmTMB(sumpastotaxust~ insolation_8_50m_mean_std2 +
                 forest_50m_std2 + mean_path_cost_std2 +
                 (1|parque),data=bats, ziformula=~0, family= nbinom2)
summary(mod32bis)
AICc(mod32bis)
Emod32bis <- resid(mod32bis, type = "pearson")
N <- nrow(bats)
pmod32bis <- length(fixef(mod32bis))+1 +1
overdispersionmod32bis <- sum(Emod32bis^2) / (N - pmod32bis)
overdispersionmod32bis
#
diagnose(mod32bis)
#
confint(mod32bis)
plot(parameters(mod32bis))
model_parameters(mod32bis)
equivalence_test(mod32bis, effects = "random")
plot(equivalence_test(mod32bis, effects = "random"))
check_model(mod32bis, panel=TRUE)
performance::r2(mod32bis)
get_variance(mod32bis, component = "all")
fixef(mod32bis)
ranef(mod32bis)
mod32bis_simres <-
  simulateResiduals(mod32bis, n=1000, refit=F)
plotQQunif(mod32bis_simres)
plotResiduals(mod32bis_simres, form = NULL,
            quantreg = T, rank = T,
            asFactor = NULL, smoothScatter = NULL,
            quantiles = c(0.25, 0.5, 0.75) )
# EJEMPLO con una variable.
plotResiduals(mod32bis_simres,
            bats$insolation_8_50m_mean_std2, quantreg = T)   # correcto
plot(ggpredict(mod32bis, terms = "insolation_8_50m_mean_std2"))
plot(allEffects(mod32bis))   # para representar las predicciones del modelo
bats$E32bis <- Emod32bis        # Plot residuals versus each covariate
pE32bis <- ggplot()
pE32bis <- pE32bis + geom_point(data = bats,
                 aes(x = insolation_8_50m_mean_std2, y = E32bis),
                 shape = 1, size = 1)
pE32bis <- pE32bis + xlab("insolation_8_50m_mean_std2") + ylab("Residuos de Pearson")
pE32bis <- pE32bis + theme(text = element_text(size=15))
pE32bis <- pE32bis + geom_smooth(data = bats,
                 aes(x = insolation_8_50m_mean_std2, y = E32bis))
pE32bis
```

USC DE COMPOSTELA

```
pE32bis <- pE32bis + facet_wrap(~ bats$clase_vento)
pE32bis
# ¿Existen patrones espaciales en los residuos? (EJEMPLO, figura 3.31)
MyCex2 <- 3 * abs(Emod32bis) / max(Emod32bis) + 0.5
Sign2 <- as.numeric(Emod32bis >=0) + 1
MyPch2 <- c(1, 16)[Sign2]
xyplot(utm_y ~ utm_x,
      data = bats[ which(bats$parque=='Testeiro'| bats$parque=='Outeiro_Coto'|
                         bats$parque=='Masgalan'), ],
      cex = MyCex2, pch = MyPch2, col = 1, aspect = "iso",
      xlab = list(label = "UTM x", cex = 1.5),
      ylab = list(label = "UTM y", cex = 1.5),
      panel=function(x, y, ...) {
        panel.xyplot(x, y, ...);
        ltext(559000, 4710500, labels = "MASG", cex = 0.8);
        ltext(564000, 4705500, labels = "TES", cex = 0.8);
        ltext(553000, 4702500, labels = "OC", cex = 0.8)})
xyplot(utm_y ~ utm_x,
      data = bats[ which(bats$parque=='Sil'| bats$parque=='Meda_AM'|
                         bats$parque=='SB_PC'| bats$parque=='ASB_APC'), ],
      cex = MyCex2, pch = MyPch2, col = 1, aspect = "iso",
      xlab = list(label = "UTM x", cex = 1.5),
      ylab = list(label = "UTM y", cex = 1.5),
      panel=function(x, y, ...) {
        panel.xyplot(x, y, ...);
        ltext(626000, 4683000, labels = "ASB_APC", cex = 0.8);
        ltext(616500, 4688000, labels = "M_AM", cex = 0.8);
        ltext(629000, 4688000, labels = "SB_PC", cex = 0.8);
        ltext(610500, 4690000, labels = "SIL", cex = 0.8)})
# variograma
MyData1 <- data.frame(Emod32bis = Emod32bis,
                      utm_x = bats$utm_x,
                      utm_y = bats$utm_y)
coordinates(MyData1) <- c("utm_x", "utm_y")
V1 <- variogram(Emod32bis ~ 1, MyData1,
                cressie = TRUE, cutoff = 100000)
par(mfrow = c(1,1), mar = c(5,5,2,2), cex.lab = 1.5)
plot(x = V1$dist, y = V1$gamma,
     xlab = "Distancia",ylab = "Variograma de las muestras",
     ylim = c(0,max(V1$gamma)), pch = 16)
#
# Análisis bayesiano (INLA) (EJEMPLO para el modelo IT)
RangeGuess <- 1 * 1000
MaxEdge <- RangeGuess / 5
Loc <- cbind(bats$utm_x, bats$utm_y)
ConvHull <- inla.nonconvex.hull(Loc, convex=-0.05)
meshPois <- inla.mesh.2d(boundary = ConvHull,
                         max.edge = c(1, 5) * MaxEdge, cutoff = MaxEdge / 5)
```

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

```
meshPois$n
par(mfrow = c(1,1), mar=c(1, 1, 1, 1))
plot(meshPois, asp = 1)
points(Loc, col = 2, pch = 16, cex = 1)
#  Definir los pesos a_ik
APois  <- inla.spde.make.A(meshPois, loc = Loc)
summary(APois)
# Definir la malla SPDE.
spdePois <- inla.spde2.pcmatern(meshPois,
                            prior.range = c(5 * 1000, 0.0001),
                            prior.sigma = c(.5, 0.05))
# Definir el campo especial.
wPois.index <- inla.spde.make.index( name = 'w', n.spde  = spdePois$n.spde)
# Hacer el stack
N <- nrow(bats)
Covariates5 <- data.frame(Intercept   = rep(1, N),
  perimetro_forest_150r_std2 = bats$perimetro_forest_150r_std2,
  slope_150r_n_cadros_20_std2 = bats$slope_150r_n_cadros_20_std2,
  mean_path_cost_std2 = bats$mean_path_cost_std2)
StackPoisGLM <- inla.stack(tag = "Fit", data = list(y = bats$sumpastotaxust), A = list(1,
APois), effects = list(Covariates = Covariates5, w = wPois.index))
# Fórmula del modelo, un glm con dependencia espacial
fPois2 <- y ~ -1 + Intercept + perimetro_forest_150r_std2 +
            slope_150r_n_cadros_20_std2 + mean_path_cost_std2 + f(w, model = spdePois)
# Realizar el modelo GLM binomial negative con correlación espacial
Pois2 <- inla(fPois2, family = "nbinomial", data = inla.stack.data(StackPoisGLM),
            control.compute = list(dic = TRUE, waic = TRUE),
            control.predictor = list(A = inla.stack.A(StackPoisGLM)))
# Validación del modelo. Comprobación de sobredispersión.
p   <- nrow(Pois2$summary.fixed)
mu5 <- Pois2$summary.fitted.values[1:N,"mean"]
E5  <- (bats$sumpastotaxust - mu5) / sqrt(mu5)
sum(E5^2) / (N - p)                          # 10,41
# Representar residuos de Pearson frente a valores ajustados
par(mfrow = c(1,1), mar = c(5,5,2,2), cex.lab = 1.5)
plot(x = mu5, y = E5, xlab = "Valores ajustados", ylab = "Residuos de Pearson")
# Representar los residuos frente a cada covariable
# EJEMPLO (para las demás covariables, sustituir el nombre donde corresponda)
# perimetro_forest_150r_std2
bats$E5 <- E5
p <- ggplot()
p <- p + geom_point(data = bats,
                aes(x = perimetro_forest_150r_std2, y = E5), shape = 1, size = 1)
p <- p + xlab("perimetro_forest_150r_std2") + ylab("Residuos de Pearson")
p <- p + theme(text = element_text(size=15))
p <- p + geom_smooth(data = bats, aes(x = perimetro_forest_150r_std2, y = E5))
p <- p + geom_hline(yintercept=0, linetype="dashed")
p
```

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

```
T0 <- gam(E5 ~ 1, data = bats)
T1 <- gam(E5 ~ s(perimetro_forest_150r_std2), data = bats)
AIC(T0, T1)
par(mfrow = c(1,2), mar = c(5,5,2,2), cex.lab = 1.5)
plot(x = bats$perimetro_forest_150r_std2, y = bats$E5,
    xlab = "perimetro_forest_150r_std2",ylab = "Residuos de Pearson")
plot(T1)
abline(h = 0, lty = 2)
# Hiperparámetros del campo aleatorio espacial
summary(Pois2)
SpFi.w <- inla.spde2.result(inla = Pois2, name = "w", spde = spdePois, do.transfer = TRUE)
Kappa <- inla.emarginal(function(x) x, SpFi.w$marginals.kappa[[1]])
sigmau <- inla.emarginal(function(x) sqrt(x),
                         SpFi.w$marginals.variance.nominal[[1]])
r <- inla.emarginal(function(x) x, SpFi.w$marginals.range.nominal[[1]])
Kappa
sigmau
r/1000
# Representar los residuos frente a los datos observados
par(mfrow = c(1,1), mar = c(5,5,2,2), cex.lab = 1.5)
plot(x = mu5, y = bats$sumpastotaxust,
    xlab = "Valores ajustados GLM nb con correlacion espacial",
    ylab = "Conteos de pasos observados")
# Comprobar la dependencia especial de los residuos de Pearson
# mediante un variograma.
MyData1 <- data.frame(E5 = E5, utm_x = bats$utm_x, utm_y = bats$utm_y)
coordinates(MyData1) <- c("utm_x", "utm_y")
V1 <- variogram(E5 ~ 1, MyData1, cressie = TRUE, cutoff = 100000)
par(mfrow = c(1,1), mar = c(5,5,2,2), cex.lab = 1.5)
plot(x = V1$dist, y = V1$gamma, xlab = "Distancia",
    ylab = "Variograma de las muestras", ylim = c(0,max(V1$gamma)), pch = 16)
# Representación espacial del campo aleatorio.
PlotField2 <- function(field, mesh, ContourMap, xlim, ylim, Add=FALSE, MyMain, ...){
  stopifnot(length(field) == mesh$n)
  if (missing(xlim)) xlim <- ContourMap@bbox[1, ]
  if (missing(ylim)) ylim <- ContourMap@bbox[2, ]
proj <- inla.mesh.projector(mesh, xlim = xlim, ylim = ylim, dims = c(300, 300))
field.proj <- inla.mesh.project(proj, field)
image.plot(list(x = proj$x, y = proj$y, z = field.proj), xlim = xlim, ylim = ylim,
           asp = 1, add = Add, main = MyMain)}
w <- Pois2$summary.random$w$mean
par(mfrow = c(1,1), oma=c( 0,0,0,0), mar = c(4,4,1,1))
w.pm <- Pois2$summary.random$w$mean
PlotField2(field = w.pm, mesh = meshPois,
           xlim = range(meshPois$loc[,1]),
           ylim = range(meshPois$loc[,2]), MyMain = "")
points(x = Loc[,1], y = Loc[,2], cex = 0.5, col = "black",pch = 16)
#
```

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

```
# En caso de querer repetir el modelo variable a variable, pero utilizando un
# GAM, con suavizador para la variable forest, se pueden utilizar la misma malla que
# en el modelo anterior (las líneas 275 a 293 servirían). A partir de aquí, el
# código para el modelo sería el siguiente.
Basisforest <- smoothCon(s(forest_50m_std2, k = 5, fx = TRUE),
                         data = bats, knots = NULL, absorb.cons = TRUE)[[1]]$X
colnames(Basisforest) <- paste("Forest", 1:4, sep = "")
MyVar5 <- c( "insolation_8_50m_mean_std2", "mean_path_cost_std2", "forest_50m_std2")
N <- nrow (bats)
Covariates6 <- data.frame(Intercept   = rep(1, N), Path_cost = bats$mean_path_cost_std2,
   Insolation    = bats$insolation_8_50m_mean_std2,
   Forest1 = Basisforest[,"Forest1"], Forest2 = Basisforest[,"Forest2"],
   Forest3 = Basisforest[,"Forest3"], Forest4 = Basisforest[,"Forest4"])
lcs.forest <- inla.make.lincombs(Forest1 = Basisforest[, "Forest1"],
      Forest2 = Basisforest[, "Forest1"], Forest3 = Basisforest[, "Forest1"],
      Forest4 = Basisforest[, "Forest1"])
names(lcs.forest)   <- paste(names(lcs.forest), "Forest", sep = "")
All.lcs <- c(lcs.forest)
# Se construye el stack.
StackGAMM2 <- inla.stack(tag = "Fit", data = list(y = bats$sumpastotaxust),
  A = list(1, APois), effects = list(Covariates = Covariates6, w = wPois.index))
# Formula del modelo, un gam con dependencia espacial
fGAM <-formula(y ~ -1 + Intercept + Path_cost  + Insolation  +
                Forest1 + Forest2 + Forest3 + Forest4 + f(w, model = spdePois))
# A partir de aqui, se podría utilizer el código de validación del modelo,
# representación de los residuos para cada covariable, y representación del
# campo aleatorio como a partir de la línea 310 hasta 377, cambiando los
# nombres donde corresponda, y excepto para la figura 3.6
# La figura 3.6, en la que se representa el suavizador para la variable forest
# se puede reproducir utilizando este código
Ns <- nrow(bats)
f.forest   <- GAM3$summary.lincomb.derived[1:Ns + 0 * Ns, "mean"]
SeLo.forest <- GAM3$summary.lincomb.derived[1:Ns + 0 * Ns,"0.025quant"]
SeUp.forest <- GAM3$summary.lincomb.derived[1:Ns + 0 * Ns,"0.975quant"]
Iforest <- order(bats$forest_50m_std2)

MyData7 <- data.frame(mu20   = c(f.forest[Iforest]), SeUp = c(SeUp.forest[Iforest]),
  SeLo = c(SeLo.forest[Iforest]), Xaxis = c(sort(bats$forest_50m_std2)),
  ID    = factor(rep(c("suavizador de bosque"), each = nrow(bats))))
p <- ggplot()
p <- p + xlab("Covariable") + ylab("Suavizador")
p <- p + theme(text = element_text(size = 15))
p <- p + geom_line(data = MyData7, aes(x = Xaxis, y = mu20))
p <- p + geom_ribbon(data = MyData7, aes(x = Xaxis, ymax = SeUp, ymin = SeLo),
                 alpha = 0.6)
p
```

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

4 EFECTO DE LAS CONDICIONES METEOROLÓGICAS EN LA PRESENCIA Y EN LA ABUNDANCIA RELATIVA DE QUIRÓPTEROS EN PARQUES EÓLICOS DEL SUR DE GALICIA (NO PENÍNSULA IBÉRICA)

La fauna cambia el uso que hacen de su hábitat en respuesta a variaciones espacio-temporales de los recursos (Roeleke *et al*., 2018). En el caso de los quirópteros, la idoneidad del hábitat como lugar de alimentación está determinada en gran medida por la prevalencia de insectos y por las oportunidades de alimentación (Perks & Goodenough, 2020).

Los factores abióticos ejercen un importante papel sobre los murciélagos. Por ejemplo, la iluminación lunar se ha relacionado con un incremento de la probabilidad que un murciélago tiene de ser depredado, y con la disminución por lo tanto de los niveles de actividad en noches muy iluminadas, aunque en muchos estudios los resultados han sido contradictorios a este respecto (Saldaña-Vázquez & Munguía-Rosas, 2013). Esto sugiere que la relación de los quirópteros con el grado de iluminación lunar es compleja. Así por ejemplo, Roeleke *et al*. (2018) observaron que *Nyctalus noctula* en noches muy iluminadas utiliza con mayor frecuencia medios abiertos (prados), cuando cabría esperar que buscaría el resguardo de zonas boscosas, para aprovechar la emergencia de insectos que se produce bajo estas condiciones.

Las condiciones meteorológicas también afectan a la actividad de los organismos. Los quirópteros presentes en nuestras latitudes son mamíferos endotérmicos con tamaños corporales muy pequeños, lo que les obliga a utilizar una gran proporción de su energía en termorregular para mantenerse activos (Speakman & Thomas, 2003). Bajas temperaturas y precipitaciones hacen que los murciélagos consuman una mayor cantidad de energía en mantener su temperatura corporal, y la alimentación bajo estas condiciones puede no ser favorable. Diversos autores identifican una relación de signo positivo entre la actividad de los quirópteros y la temperatura (p.ej.Vaughan *et al*., 1997; Gaisler *et al*., 1998; Seidman & Zabel, 2001; Erickon & West, 2002; Stoycheva *et al*., 2008; Weller & Baldwin, 2012; Amorim *et al*., 2012). Además, los insectos son menos abundantes bajo las condiciones ambientales anteriormente señaladas (Ransome & Hutson, 2000).

La diferente morfología alar afecta al tipo de vuelo de cada especie de quiróptero (Altringham, 2011), y hace que estas sean más o menos sensibles al efecto de la velocidad del viento (Dechmann *et al*., 2017; Wellig *et al*., 2018; O'Mara *et al*., 2021). Entre otros autores, Verboom & Spoelstra (1999), Erickson & West (2002), Rydell *et al*. (2010), Arnett *et al*. (2008) y (2011), Weller & Baldwin (2011) y Amorim *et al*. (2012) determinaron una relación

de signo negativo de la actividad de los quirópteros con la velocidad del viento. Además, el viento afecta a la actividad de los insectos presa, arrastrándolos e induciendo cambios en su comportamiento (Verboom & Spoelstra, 1999; Perks & Goodenough, 2020).

Otros autores consideran también posible el efecto de la cobertura de nubes (Russo & Jones, 2003; Di Salvo *et al*. 2009), cuyos efectos estarían relacionados con la temperatura (entrada de frentes cálidos del SO en el área geográfica en la que nos encontramos) y con el grado de humedad ambiental, por la presencia de niebla asociada a esta variable (Amorim *et al*., 2012).

Además, factores temporales pueden afectar también a la distribución y a la abundancia de los quirópteros. Por ejemplo, el momento del ciclo vital en el que se encuentren afecta al comportamiento y a la distribución de los ejemplares en función del sexo y del estado reproductivo. En el período reproductor las hembras lactantes pueden reducir sus dominios vitales con respecto a los existentes en la etapa de gestación (p.ej. Racey & Swift, 1985; Shiel *et al*., 1999; Mackie & Racey, 2007), o aumentarlos como consecuencia de un incremento de la densidad de ejemplares en la colonia (Goiti *et al*., 2006). La incorporación de los juveniles a la población una vez destetados puede traducirse en el registro de mayores niveles de actividad (Maier, 1992; Dietz *et al*., 2009). Igualmente los adultos permanecerán más tiempo fuera del refugio tras el destete de los juveniles (Maier, 1992). La existencia de movimientos hacia zonas altas (síntesis en McGuire & Boyle, 2013) o movimientos migratorios (Hutterer *et al.*, 2005; Alcalde, 2019), puede igualmente traducirse en el registro de mayores niveles de actividad acústica en una determinada localidad.

Por todos los motivos arriba referenciados, los murciélagos no aparecen uniformemente distribuidos en el espacio.Entender el efecto que ejercen los factores espacio-temporales y abióticos en la distribución y abundancia de los quirópteros en áreas ocupadas por parques eólicos o en áreas bajo su influencia inmediata, es relevante a efectos de prever las interacciones que se pueden producir con los aerogeneradores y valorar el impacto que se podría derivar. Además, la reciente identificación y cuantificación de comportamientos de repulsión hacia los aerogeneradores (Barré *et al*., 2018; Reusch *et al*., 2022; Ellerbrok, *et al*., 2022) hace más relevante si cabe la comprensión de la influencia de estos factores.

En el presente capítulo se explora el efecto de cuatro variables abióticas: la velocidad del viento, la temperatura, la cobertura de nubes y la iluminación lunar, en la presencia y en la abundancia de quirópteros en siete parques eólicos del sur de Galicia, al mismo tiempo que se valora el efecto de variables espacio-temporales en la relación, en concreto el punto de muestreo, el parque eólico, la fecha del muestreo, la etapa vital y el año, considerando explicitamente además la componente espacial de los muestreos efectuados.

Se espera observar un claro efecto de la velocidad del viento y de la temperatura, y efectos más difusos de la cobertura de nubes y de la iluminación lunar. Igualmente se espera observar diferencias espaciales entre parques y dentro de parques, y una influencia de la época del muestreo, con menores niveles de actividad al principio, y mayores niveles al final, esperando las cotas más elevadas en el mes de septiembre, en consonancia con otras localidades del entorno y coincidiendo con la existencia de una esperable entrada de ejemplares migrantes.

4.1 METODOLOGÍA

4.1.1 Área de estudio

El área de estudio la constituyen siete parques eólicos: Sil, Meda-ampliación de Meda (Meda-AM), Serra do Burgo-Pena da Cruz (SBPC), Ampliación Serra do Burgo-Ampliación Pena da Cruz (ASB-APC) en la provincia de Ourense, y Outeiro do Coto, Masgalán y

USC UNIVERSIDADE DE COMPOSTELA

Testeiro en la provincia de Pontevedra. Una descripción pormenorizada de los mismos, así como su localización geográfica contextualizada para el conjunto de parques eólicos en Galicia, se puede consultar en el capítulo introductorio de la presente tesis doctoral.

4.1.2 Datos utilizados

Se han utilizado los datos de actividad acústica de quirópteros obtenidos por medio de un detector de división de frecuencia, modelo D230x (Pettersson Elektronik AB, precisión de ±0,15 kHz), a lo largo de periodos de muestreo de 4 minutos de duración.

4.1.3 Variables consideradas

Las variables utilizadas para explicar la variabilidad en el número de pasos de quirópteros en los puntos de muestreo se recogen en la Tabla 4.1.

Tabla 4.1. Síntesis de las variables descriptivas utilizadas en este capítulo. F. (Fuente) 1= Datos medidos directamente en campo en cada punto de muestreo; 2 = calculado utilizando el paquete "suncalc" (Thieurmel & Elmarhraoui, 2019) . Ref (Referencias): 1= Amorim *et al*., 2012; 2= Weller & Baldwin, 2012; 3= Erickon & West, 2002; 4= Verboom & Spoelstra, 1999; 5= Russo & Jones, 2003; 6= Di Salvo *et al*., 2009; 7= Saldaña-Vázquez & Munguía-Rosas, 2013; 8=Milne *et al*., 2005.

Id variable	Descripción	F.	R.
vento	Velocidad del viento (m/s).	1	1,2,4
temp	Temperatura (ºC).	1	1,3,
nubes_cobertura	Cobertura de nubes (%).	1	5,6
lua_porc	Porcentaje visible del disco lunar durante el muestreo en cada punto.	1	7,8
f_aero	Presencia o ausencia de aerogenerador en el punto de muestreo.	1	
f_ano	Año en el que se realizaron los muestreos; 2006, 2007, 2008, 2009 y 2010.		
f_parque	Parque eólico en el que se han realizado los muestreos.		
Id_estacionf	Punto de muestreo.		
fecha_completa_n	Fechas en las que se realizaron los muestreos; contabilizada como el número de días transcurridos desde el primer día de muestreo del periodo considerado, al que se le asignó el valor 0.		
f_etapa vital	Etapa vital, considerada como factor con tres clases: períodos pre-reproductor (abril-mayo), reproductor (junio-julio) y post-reproductor (agosto-septiembre).		

La velocidad del viento y la temperatura se midieron con un anemómetro portátil digital de hélice direccional con termómetro (Silva windwach; 0,1 m/s de resolución, precisión ± 4% para el viento; y resolución 1ºC para la temperatura). Al llegar a cada punto de muestreo se medía la velocidad del viento (función máxima y mínima del anemómetro) a una altura aproximada de dos metros del suelo durante 30 segundos, y de nuevo al finalizar la estación; para la computación del dato se calculó el valor medio de ambas mediciones. La lectura del termómetro se efectuó al finalizar el período de grabación.

Teniendo en consideración que la luna puede estar visible o no en el momento del muestreo, independientemente de la fase en la que se encuentre, y dar como resultado diferentes niveles de iluminación, utilizando el paquete suncalc (Thieurmel & Elmarhraoui, 2019) del entorno R (R Core Team, 2022), se calculó para cada punto de muestreo la hora real de la puesta de sol y, en base a la hora concreta del muestreo, se determinó si la luna estaba sobre el horizonte o no (visible), y se calculó el porcentaje visible concreto, que se denominó iluminación del disco lunar y es el que se ha utilizado para valorar el efecto sobre la actividad de los quirópteros.

USC DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

4.1.4 Análisis estadísticos

Siguiendo a Zuur *et al.* (2017), antes de abordar los análisis estadísticos, se buscaron valores extremos en la variable dependiente y en las covariables, se exploraron los valores de inflación de varianza (VIF) y se determinaron los niveles de colinearidad entre todas ellas. Se exploró la existencia de colinearidad de las variables dentro de la variable año, y dentro de las variables año y parque eólico (en este caso añadiendo una línea de tendencia, a efectos de detectar posibles interacciones año-parque), y se representaron los pasos totales frente a cada una de las variables filtrados por año y parque.

Se determinó además la cantidad de ceros existentes, resultando un total de 3.580 (de 4.496 observaciones, 80%) para la variable pasos totales de quirópteros (pastot). Y se estandarizaron las variables continuas utilizando su media y respecto a dos veces su desviación estándar (Gelman & Hill, 2006, pp. 55-56), para poder comparar mejor la importancia relativa de variables originales medidas en origen a escalas muy diferentes.

4.1.4.1 Proceso frecuentista

En base a lo señalado por Finch *et al*. (2014) (página 40 y capítulo 5), en los datos que se analizan hay dos estructuras, una anidada a nivel espacial, con los puntos de muestreo anidados dentro de cada parque; y otra "cruzada" (crossed) a nivel temporal: distintas fechas de muestreo en cada año, donde en cada distinta fecha se muestrean solo algunos de los puntos en los distintos parques.

Se han ajustado modelos lineales generalizados mixtos (glmm) ya que las observaciones obtenidas están correlacionadas, por lo que se precisa de la evaluación de efectos aleatorios (Harrison *et al*., 2018). Para el ajuste de los modelos se han utilizado los paquetes lme4 (Bates *et al.,* 2015) y glmmTMB (Brooks *et al.*, 2017a, b), en el entorno del lenguaje estadístico R (R Core Team, 2022).

Dada la complejidad de los datos, como se ha explicado en el capítulo introductorio de la presente tesis doctoral, se estimó oportuno analizar inicialmente un conjunto reducido de datos, para intentar desarrollar un procedimiento de análisis que no "sufriera" por la elevadísima variabilidad espacio-temporal observada en el conjunto global de datos. Se trabaja con un proceso de una frecuencia muy reducida (presencia + abundancia de quirópteros en las áreas muestreadas), e introducir en un análisis inicial el conjunto de datos podría dificultar considerablemente el ajuste de un modelo matemático para explicar la variabilidad observada en ese proceso "raro", así como su posterior interpretación. Se han analizado separadamente los datos de 2009 de los parques SB-PC y Sil; se han analizado también los datos conjuntos de los parques SB-PC y Sil de los años 2006 a 2009; y por ultimo los datos conjuntos de todos los parques y los años 2006 a 2009. El por qué de haber utilizado inicialmente los datos de SB-PC y Sil radica en que estos son los parques que cuentan con el menor número de combinaciones estación/año con todos los valores negativos para 'pasos totales (pastot') y tienen un número de estaciones elevado (20 y 17, respectivamente).

En relación al análisis conjunto de los datos de los parques SB-PC y Sil de los años 2006 a 2009, se han explorado un total de 29 modelos, 12 incorporando las variables parque y año como factores aleatorios, y 17 incorporándolas como factores fijos (Tablas 1.10 y 1.11). Utilizando conjuntamente los datos de todos los parques y de los años 2006 a 2009, se han explorado un total de 29 modelos, 12 incorporando las variables parque y año como factores aleatorios, y 17 incorporándolas como factores fijos (Tablas 1.13 y 1.14). Estos dos grandes análisis exploratorios han dado como resultado la identificación de sendos modelos que, en base a los valores AIC, son los que mejor se ajustan a los datos disponibles (consultar Tablas

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

1.12 y 1.15 del capítulo 1). Estos son los modelos que se presentan y discuten en esta capítulo.

4.1.4.2 Proceso bayesiano

Para ampliar el alcance de los análisis, se incorporaron explícitamente las componentes espacial y espacio-temporal de los datos en el proceso de modelización. Para desarrollar estos análisis se siguieron las metodologías desarrolladas por Zuur *et al.* (2017) y Zuur & Ieno (2018), adaptando los códigos contenidos en estas publicaciones a las necesidades específicas de los datos de la presente tesis doctoral. Para todo ello se ha utilizado la librería INLA (Rue *et al.*, 2009).

Para explicar la variabilidad observada en la presencia y en la abundancia de quirópteros (número de pasos registrados en 4 minutos) se han utilizado las variables velocidad del viento, temperatura, etapa vital, parque eólico y año (periodo 2006-2009); y los datos pertenecientes a los parques eólicos Sil, Meda_AM, ASB_APC y SB_PC, que son los que acumulan una mayor cantidad de datos positivos de murciélagos. Se dejaron de lado las variables cobertura de nubes y porcentaje del disco lunar, a la vista de la poca importancia de las mismas en los resultados de los análisis frecuentistas previamente realizados.

INLA requiere de la definición de una malla (mesh), que se construye en función de las distancias existentes entre los puntos de muestreo y la escala a la que se desea explorar la componente espacial de los datos. En el caso que nos ocupa se consideró adecuado utilizar 1 km como distancia a la que se podría esperar dependencia en los datos de presencia/abundancia de quirópteros.

Tras efectuar diversos análisis exploratorios para definir los modelos más adecuados para el tipo de datos que se analizaban, siguiendo las recomendaciones de Zuur *et al.* (2017) y Zuur & Ieno (2018), se determinó que lo más apropiado era ajustar un modelo aditivo generalizado de Poisson alterado de ceros (Zero Altered Poisson Generalized Additive Model, ZAP GAM). Este modelo se compone de dos partes, cuyos resultados son posteriormente integrados, a efectos de ofrecer una visión conjunta del nivel de ajuste de los datos al modelo testado. Así, por un lado se modelizan las presencias/ausencias de los quirópteros (parte Bernoulli), y por otro los datos del número de pasos diferentes de cero (parte Zero-truncated).

La estructura del modelo ajustado, solo con la componente espacial, es la siguiente:

$$Pastot_i \sim ZAP(\mu_i, \pi_i)$$

$$E(Pastot_i) = \pi_i \, x \, \frac{\mu_i}{1 - \exp(\mu_i)}$$

$$var(Pastot_i) = \frac{\pi_i}{1 - \exp(\mu_i)} \, x(\mu_i + \mu_i^2) - \left(\frac{\pi_i \, x \mu_i}{1 - \exp(-\mu_i)}\right)^2$$

$$\log(\mu_i) = Intercept + Covariables + u_i$$

$$logit(\pi_i) = Intercept + Covariables + v_i$$

, donde u_i y v_i son efectos aleatorios correlacionados espacialmente en la parte de conteo y en la parte binaria, respectivamente.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

La consideración de la componente temporal requiere además de la incorporación del subíndice t en todos los casos ($Pastot_{it}$, …); el índice i representa la i-ésima observación para el año t.

En este modelo se utilizó como suavizador la covariable temperatura, y como método de suavizado un "cubic regression spline" con cinco nodos (Zuur & Ieno, 2018).

Para la parte Bernouilli se exploraron tres modelos, un modelo GAM, un modelo GAM con un factor aleatorio espacial, y un modelo GAM con un factor aleatorio espacio-temporal. En base a la comparación de los valores DIC (Deviance Information Criteria) y WAIC (Watanabe-Akaike Information Criteria) (Zuur *et al.,* 2017, pp. 126-130) de estos modelos, se determinó que el que ofrecía un mejor ajuste era el GAM con un factor aleatorio espacial (Tabla 4.2), y este modelo es el que se comenta y valora en el apartado de resultados. La distribución de contraste en este modelo fue una binomial (family = "binomial"), y se utilizó un prior.range = c(1 * 1000, 0.0001) (es improbable que el rango sea menor que 1 km), y un prior.sigma = c(.5, 0.05).

Para la parte Zero-truncated se exploraron igualmente tres modelos, un modelo GAM, un modelo GAM con un factor aleatorio espacial, y un modelo GAM con un factor aleatorio espacio-temporal, siendo este último modelo el que mejor ajuste ofrecía (Tabla 4.2), y es el que se comenta y valora en el apartado de resultados. La distribución de contraste en este modelo fue una Poisson inflada de ceros (family = 'zeroinflatedpoisson0'), y se utilizó un prior.range = c(1 * 1000, NA), y un prior.sigma = c(.5, NA).

La formulación de ambos modelos ha sido la siguiente:

<-formula(y ~ -1 + Intercept + f_ano2007 + f_ano2008 + f_ano2009 + f_ano2010 + f_etapa_vital2 + f_etapa_vital3 + parqueMeda_AM + parqueSB_PC + parqueSil + Vento + Temp1 + Temp2 + Temp3 + Temp4 + (código del campo aleatorio espacial o del campo espacio-temporal).

Los modelos fueron validados analizando el comportamiento de los residuos (residuos de Pearson) frente a los valores ajustados y frente a cada una de las covariables, analizando su correlación espacial, y evaluando a través de técnicas de simulación la cantidad de ceros generada por el modelo ajustado. Para efectuar estas validaciones se han utilizado los códigos contenidos en Zuur *et al.* (2017) y Zuur & Ieno (2018).

Los códigos de los análisis más destacados vinculados al presente capítulo se pueden consultar en el correspondiente apartado de material suplementario.

Tabla 4.2. Valores DIC y WAIC de los modelos Bernouilli y Zero-truncated explorados.

Modelo	DIC	WAIC
Parte Bernouilli		
B1 - Bernoulli GAM	2780,416	2780,567
B2 - Bernoulli GAM + SRF (Spatial Random Factor)	2725,477	2725,919
B3 - Bernoulli GAM + spat.temp RF (spatio-temporal Random Factor)	2744,121	2744,602
Parte Zero-truncated		
PP1 - ZT GAM	7130,953	7373,466
PP2 - ZT GAM + SRF	6009,013	6850,021
PP3 - ZT GAM + spat.temp RF	5074,695	5969,630

4.2 RESULTADOS

4.2.1 Análisis frecuentista-parques Serra do Burgo-Pena da Cruz y Sil

El modelo con el menor AIC está integrado en su parte condicional por la interacción de las variables viento y temperatura, por la fecha del muestreo, y por la interacción parque y año como factores fijos; y como factores aleatorios el efecto de la fecha en cada punto de muestreo. La parte zero-inflation está integrada por las interacciones viento-temperatura y parque-año como factores fijos, y carece de factores aleatorios. En el ajuste del mismo no se viola ninguna de las asunciones numéricas requeridas (consultar material suplementario), por lo que sus resultados se pueden considerar confiables, aunque del ajuste del modelo se deriva un aviso de convergencia singular vinculada a la parte aleatoria del mismo, y también valores inusuales del estadístico Z (estima/error estándar) para las variables: f_parque Sil:f_ano2009, zi~ventostd2:temp_std2 ; theta_fecha_completa_n|id_estacionf.1 y .3, que no invalidan la utilidad del modelo.

En relación a la parte aleatoria del modelo, la varianza recogida por la fecha en cada punto de muestreo es muy pequeña (Tabla 4.3). El valor de ICC (Intraclass Correlation Coeficient), vinculado al valor de la varianza del factor aleatorio, que mide en este caso el grado de similitud en el número de pasos de quirópteros de los puntos de muestreo en función de la fecha, son bajos (Adjusted ICC: 0,166, Conditional ICC: 0,136; pueden oscilar entre 0 y 1), de lo que se deduce que la actividad acústica varía a lo largo de la fecha de forma diferente entre estaciones de muestreo. El cálculo de un test de equivalencia para esta parte del modelo no diferencia entre estaciones de muestreo.

Tabla 4.3. Resultados numéricos de la parte aleatoria condicional del modelo SB_PC_Sil_06_09_fijos_zinb00c3_glmmTMB. 1246 observaciones, 37 id_estacion_f.

Grupos	Nombre	Varianza	Desviación estándar
id_estacionf	(Intercept)	0,915	0,957
	fecha_completa_n	0,0000332	0,00576

En la parte condicional alcanzó significación estadística la interacción entre el viento y la temperatura, de forma que a temperaturas bajas (en torno a los 7ºC), el viento ejerce un efecto positivo en los niveles de actividad de los quirópteros; y es sólo a partir de los 16ºC cuando el viento ejerce un efecto negativo (Figuras 4.1 y 4.2). No se detectan diferencias estadísticamente significativas entre los dos parques eólicos por año, aunque el parque Sil tiene mayores valores medios de pasos de quirópteros que el parque Serra do Burgo-Pena da Cruz los cuatro años analizados. La abundancia de quirópteros parece incrementarse con la fecha, pero los intervalos de confianza de la relación son muy amplios, y la relación carece de significación estadística (Figuras 4.1 y 4.2; Tablas 4.4 y 4.5).

La parte zero-inflation del modelo, como quedó especificado en el apartado de metodología, describe la probabilidad de observar un cero extra que no es generado por el modelo condicional (Brooks *et al*., 2017a,b). Alcanzaron significación estadística el viento, con un efecto positivo (el aumento de la velocidad del viento incrementa la probabilidad de obtener un valor 0 en el número de pasos de quirópteros en cuatro minutos); la temperatura, con un efecto negativo (el aumento de la temperatura reduce la probabilidad de obtener un 0 en el número de pasos de quirópteros contabilizados en cuatro minutos); y el parque eólico Sil, con un efecto negativo (el muestreo en este parque reduce la probabilidad de obtener un 0 en el número de pasos de quirópteros) (Tablas 4.4 y 4.5).

En relación a la varianza explicada por el modelo, el valor R^2 condicional (considerando tanto factores fijos como aleatorios) es 0,318, y el valor R^2 marginal (considerando sólo factores fijos) es 0,183. El modelo tiene problemas de correlación espacial.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO

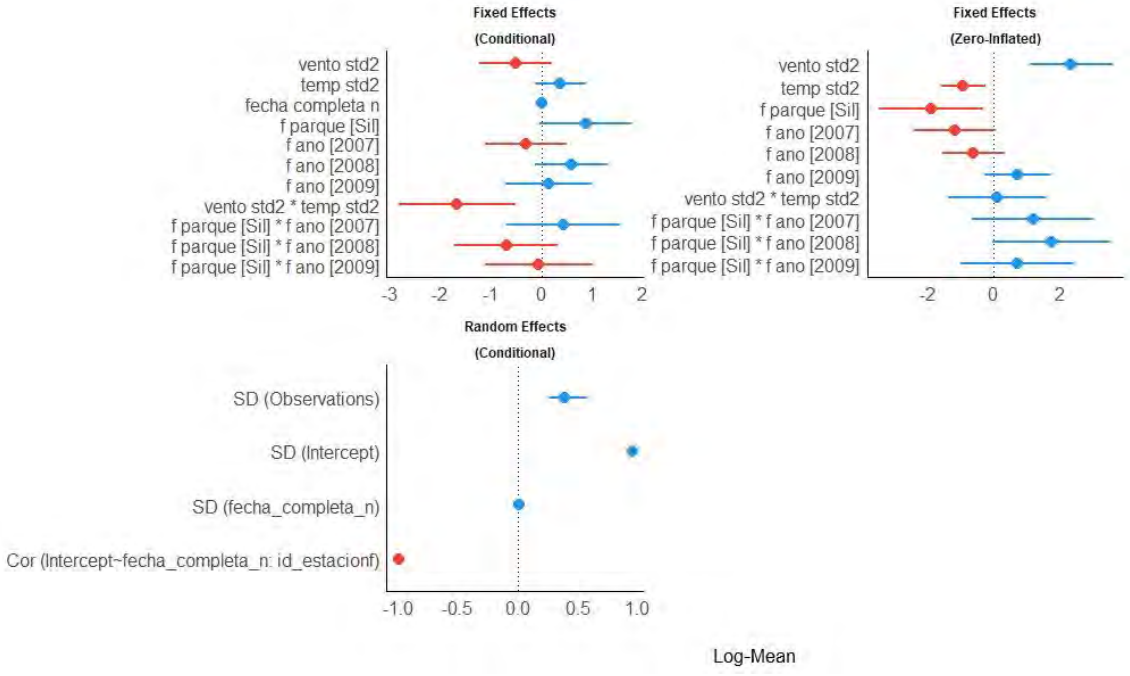


Figura 4.1. Resultados del modelo SB_PC_Sil_06_09_fijos_zinb00c3_glmmTMB (consultar Tablas 1.10 y 1.11), aquel con el menor AIC de todos los explorados (consultar Tabla 1.12).

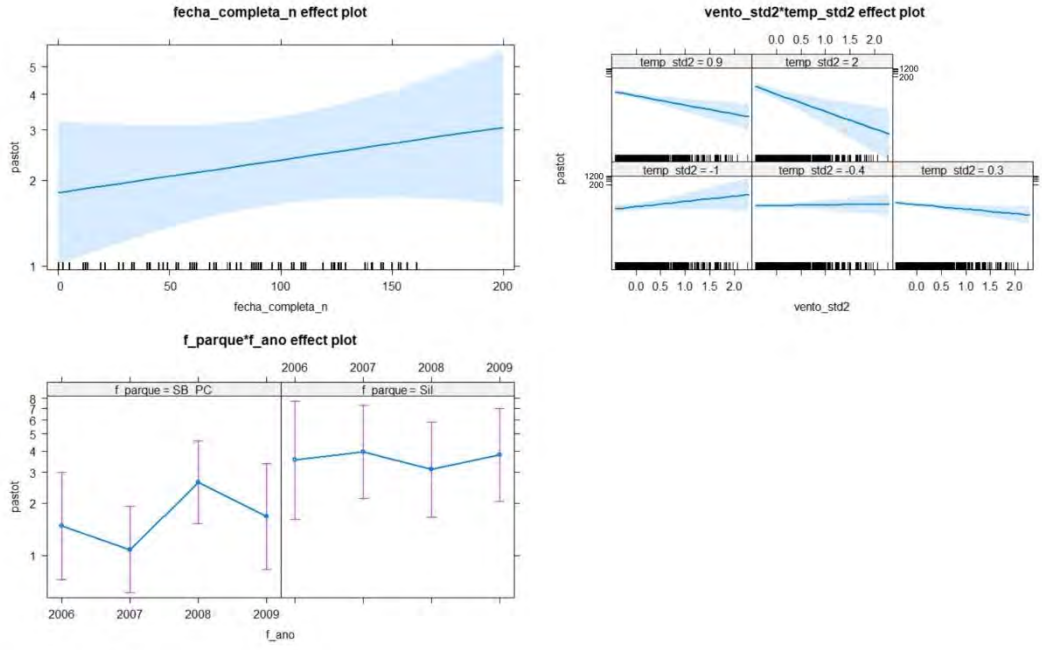


Figura 4.2. Representación gráfica de los resultados del modelo SB_PC_Sil_ 06_09_fijos_ zinb00c3_glmmTMB. En relación a la velocidad del viento, 2,06 de viento estandarizado2 equivale a 10,50 m/s, y -0,43 a 0 m/s. En relación a la temperatura, -1 de temperatura estandarizada2 equivale a 7,4 ºC; -0,4 a 11ºC; 0,3 a 16ºC; 0,9 a 20ºC; y 2 a más de 25ºC.

Tabla 4.4. Resultados numéricos del modelo SB_PC_Sil_06_09_fijos_zinb00c3_glmmTMB <- glmmTMB(pastot~ vento_std2 * temp_std2 + fecha_completa_n + f_parque*f_ano + (fecha_completa_n|id_estacionf), data=Analisis2c_2006_2009_SB_PC_Sil, ziformula=~vento_std2 * temp_std2 + f_parque*f_ano, family= nbinom2).

Modelo condicional				
Variables	**Estima**	**Error estánd.**	**Z value**	**Pr (>|z|)**
(Intercept)	0,184	0,402	0,456	0,648
vento_std2	-0,508	0,362	-1,402	0,161
temp_std2	0,369	0,259	1,426	0,154
fecha_completa_n	0,003	0,002	1,067	0,286
f_parqueSil	0,873	0,462	1,887	0,059 .
f_ano2007	-0,312	0,406	-0,770	0,441
f_ano2008	0,577	0,365	1,580	0,114
f_ano2009	0,128	0,433	0,296	0,768
vento_std2:temp_std2	-1,664	0,589	-2,823	0,005 **
f_parqueSil:f_ano2007	0,421	0,567	0,743	0,458
f_parqueSil:f_ano2008	-0,701	0,516	-1,358	0,174
f_parqueSil:f_ano2009	-0,058	0,540	-0,108	0,914
Modelo Zero-inflation				
(Intercept)	0,616	0,405	1,522	0,128
vento_std2	2,336	0,636	3,674	0,000 ***
temp_std2	-0,913	0,334	-2,735	0,006 **
fecha_completa_n	-1,880	0,804	-2,337	0,019 *
f_parqueSil	-1,177	0,630	-1,868	0,062 .
f_ano2007	-0,606	0,485	-1,248	0,212
f_ano2008	0,728	0,515	1,414	0,157
f_ano2009	0,088	0,752	0,117	0,907
vento_std2:temp_std2	1,179	0,933	1,263	0,206
f_parqueSil:f_ano2007	1,725	0,906	1,903	0,057 .
f_parqueSil:f_ano2008	0,717	0,872	0,822	0,411
f_parqueSil:f_ano2009	0,616	0,405	1,522	0,128

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Tabla 4.5. Intervalos de confianza al 95% de las estimas del modelo SB_PC_Sil_06_09_fijos_zinb00c3_glmmTMB.

Modelo condicional			
Variables	**2,5 %**	**97,5%**	**Estima**
(Intercept)	-0,605	0,972	0,184
vento_std2	-1,217	0,202	-0,508
temp_std2	-0,138	0,877	0,369
fecha_completa_n	-0,002	0,007	0,003
f_parqueSil	-0,034	1,779	0,873
f_ano2007	-1,107	0,483	-0,312
f_ano2008	-0,139	1,292	0,577
f_ano2009	-0,720	0,976	0,128
vento_std2:temp_std2	-2,819	-0,509	-1,664
f_parqueSil:f_ano2007	-0,690	1,533	0,421
f_parqueSil:f_ano2008	-1,712	0,311	-0,701
f_parqueSil:f_ano2009	-1,116	0,999	-0,058
Modelo Zero-inflation			
(Intercept)	-0,177	1,410	0,616
vento_std2	1,090	3,581	2,335
temp_std2	-1,567	-0,259	-0,913
f_parqueSil	-3,456	-0,303	-1,880
f_ano2007	-2,412	0,058	-1,177
f_ano2008	-1,557	0,345	-0,606
f_ano2009	-0,281	1,736	0,727
vento_std2:temp_std2	-1,386	1,561	0,088
f_parqueSil:f_ano2007	-0,650	3,008	1,179
f_parqueSil:f_ano2008	-0,051	3,502	1,725
f_parqueSil:f_ano2009	-0,992	2,426	0,717

4.2.2 Análisis frecuentista - todos los parques

El modelo con el menor AIC está integrado en su parte condicional por las variables viento, temperatura, cobertura de nubes, porcentaje de disco lunar visible, la presencia o ausencia de aerogenerador en el punto de muestreo, la división del viento con el aerogenerador, la fecha, y la interacción parque y año (parque*año) como factores fijos; y como factores aleatorios el efecto de la fecha en función del punto de muestreo (estación). Como factores fijos de la parte zero-inflation de este modelo se encuentran las mismas variables que en la parte condicional, aunque en este caso sin parte aleatoria.

En el ajuste del mismo no se viola ninguna de las asunciones numéricas requeridas (consultar material suplementario), a excepción de un exceso de dispersión de los residuos para la variable viento en torno al cuantil 0,75, motivado probablemente por un menor número de datos con velocidades de viento altas, aunque se estima, este hecho no merma la confianza en los resultados obtenidos. Del ajuste del modelo se deriva un aviso de convergencia singular vinculada a la parte aleatoria del mismo, y también valores inusuales del estadístico Z (estima/error estándar) para las variables: nubes_cobertura_std2, f_ano2007, vento_std2:f_aeropresente, f_parqueSil:f_ano2007, f_parqueTesteiro_f_ano2007, f_parqueTesteiro:f:ano2008, zi~lua_porc_std2, zi~f_parqueTesteiro y theta_fecha_completa_n|id_estacionf.3, que se considera no invalidan la utilidad de modelo.

En relación a la parte aleatoria del modelo, la varianza recogida por la fecha en cada punto de muestreo es muy pequeña (Tabla 4.6), y no es posible calcular el valor de ICC (Intraclass Correlation Coeficient), vinculado al valor de la varianza del factor aleatorio. El cálculo de un test de equivalencia para esta parte del modelo no diferencia entre estaciones de muestreo.

En la parte condicional del modelo únicamente alcanzó significación estadística la velocidad del viento, de modo que el número de pasos de quirópteros desciende con el aumento de la velocidad del viento, tanto en los puntos de muestreo con aerogenerador como en los puntos sin ellos (Figuras 4.3 y 4.4; Tablas 4.7 y 4.9).

En la parte zero-inflation del modelo alcanzaron significación estadística la velocidad del viento, con un efecto positivo (el aumento de la velocidad del viento incrementa la probabilidad de obtener un valor 0 en el número de pasos de quirópteros en cuatro minutos); la temperatura, con un efecto negativo (el aumento de la temperatura reduce la probabilidad de obtener un 0 en el número de pasos de quirópteros contabilizados en cuatro minutos); la cobertura de nubes, con un efecto positivo (el aumento de la cobertura de nubes incrementa la probabilidad de obtener un valor 0 en el número de pasos de quirópteros en cuatro minutos); y la presencia de aerogenerador, con un efecto positivo (el muestrear en puntos junto a aerogeneradores incrementa la probabilidad de obtener un 0 en el número de pasos de quirópteros) (Figura 4.4). Alcanzan también significación estadística el año 2007, con un efecto positivo (la probabilidad de obtener un 0 en el número de pasos en un punto de muestreo se incrementó este año); y las interacciones parque-año Masgalán 2007, Outeiro do Coto 2007, Testeiro 2007, Masgalán 2008, Sil 2008, Testeiro 2008 y Masgalán 2009, todas ellas con un efecto positivo (la probabilidad de obtener un 0 en los muestreos de estos años en estos parques se incrementó) (Tablas 4.8 y 4.10).

En relación a la varianza explicada, el modelo no estima el valor R^2 condicional (considerando tanto factores fijos como aleatorios), por problemas de convergencia; el valor R^2 marginal (considerando sólo factores fijos) es 0,255.

La parte aleatoria del modelo condicional no tiene capacidad para diferenciar los niveles de actividad de los quirópteros entre diferentes puntos de muestreo.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

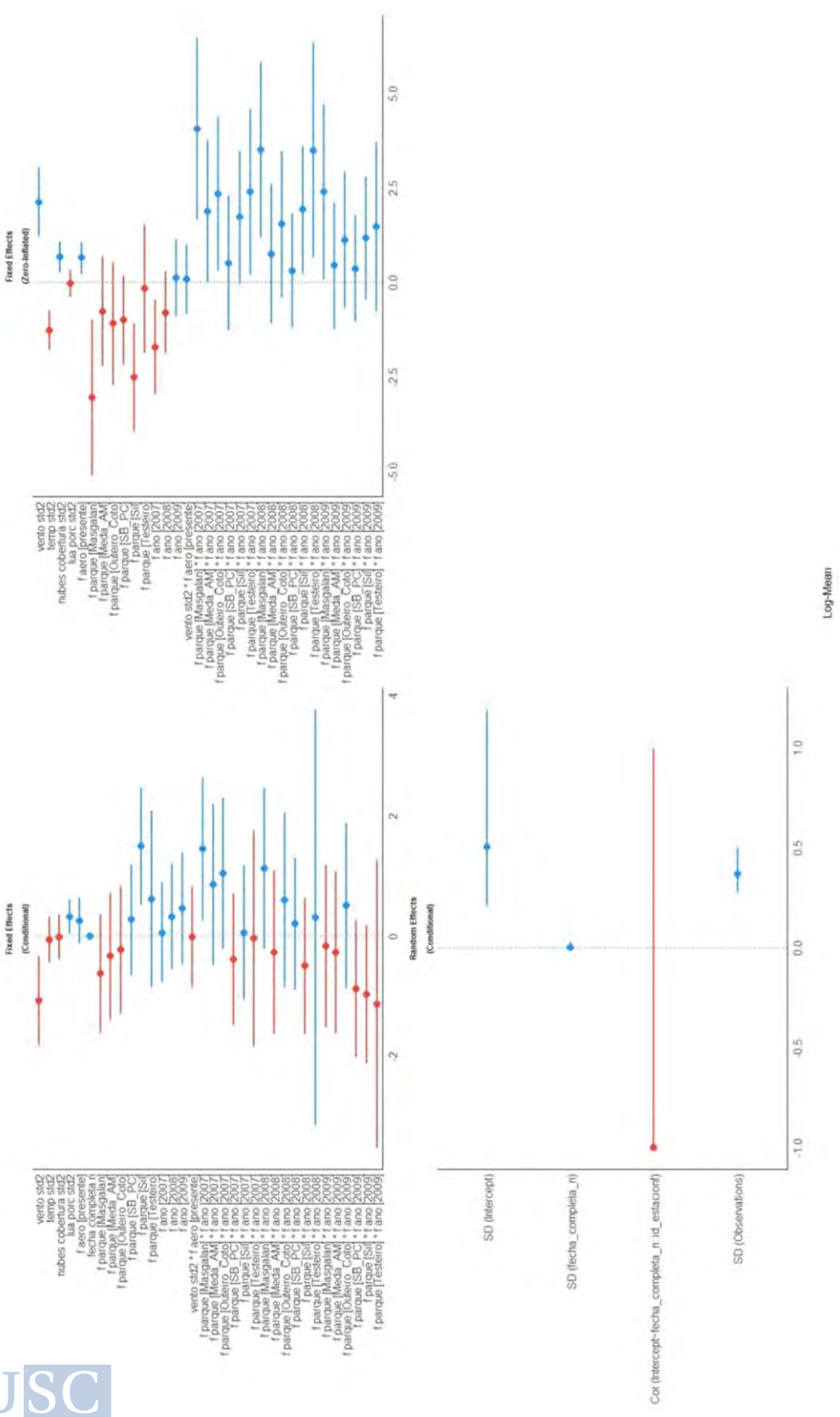


Figura 4.3. Resultados del modelo TODOS_06_09_fijos_zinb00a3_glmmTMB, aquel con el meror AIC de todos los explorados (consultar Tablas 1.13 y 1.14).

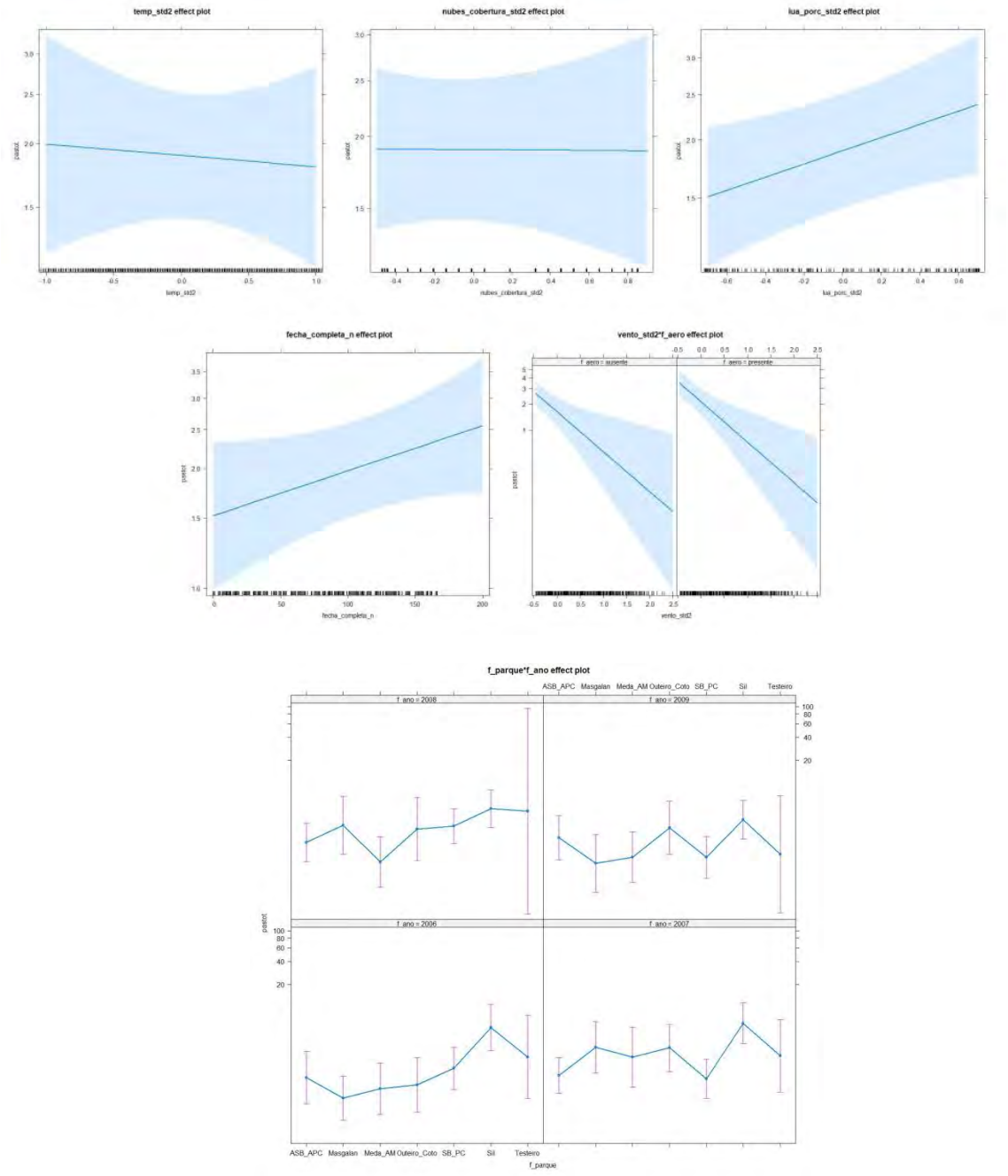


Figura 4.4. Representación gráfica de los resultados del modelo TODOS_06_09_fijos_zinb00a3_glmmTMB. En relación a la velocidad del viento, 2,06 de viento estandarizado2 equivale a 10,50 m/s, y -0,43 a 0 m/s. En relación a la temperatura, -1 de temperatura estandarizada2 equivale a 7,4 ºC; y 1 a 21,5 ºC. En relación a la cobertura de nubes, -0,4 de nubes cobertura estandarizada2 equivale a 5%, y 0,85 a 100%. En relación a la luna, -0,65 de disco lunar estandarizado2 equivale a 0,04, y 0,61 a 0,93.

Tabla 4.6. Resultados numéricos de la parte aleatoria condicional del modelo TODOS_06_09_fijos_zinb00a3_glmmTMB. 3836 observaciones, 115 id_estacion_f.

Grupos	Nombre	Varianza	Desviación estándar
id_estacionf	(Intercept)	0,2553	0,5052
	fecha_completa_n	1,836e-06	0,0013

Tabla 4.7. Resultados numéricos del modelo TODOS_06_09_fijos_zinb00a3_glmmTMB<- glmmTMB(pastot~ vento_std2 + temp_std2 + nubes_cobertura_std2 + lua_porc_std2 + f_aero + vento_std2:f_aero + fecha_completa_n + f_parque*f_ano + (fecha_completa_n|id_estacionf), data=Analisis2c_2006_2009_TODOS, ziformula=~vento_std2 + temp_std2 + nubes_cobertura_std2 + lua_porc_std2 + f_aero + vento_std2:f_aero + f_parque*f_ano, family= nbinom2), parte condicional.

Modelo condicional				
Variables	**Estima**	**Error estánd.**	**Z value**	**Pr (>|z|)**
(Intercept)	-0,164	0,444	-0,370	0,712
vento_std2	-1,065	0,379	-2,812	0,005 **
temp_std2	-0,051	0,193	-0,263	0,792
nubes_cobertura_std2	-0,005	0,190	-0,027	0,979
lua_porc_std2	0,326	0,142	2,286	0,022 *
f_aeropresente	0,262	0,193	1,354	0,176
fecha_completa_n	0,003	0,002	1,688	0,091 .
f_parqueMasgalan	-0,615	0,502	-1,226	0,220
f_parqueMeda_AM	-0,326	0,539	-0,604	0,546
f_parqueOuteiro_Coto	-0,219	0,539	-0,407	0,684
f_parqueSB_PC	0,278	0,472	0,589	0,556
f_parqueSil	1,499	0,497	3,015	0,003 **
f_parqueTesteiro	0,617	0,748	0,825	0,409
f_ano2007	0,065	0,424	0,154	0,878
f_ano2008	0,332	0,448	0,742	0,458
f_ano2009	0,473	0,474	0,998	0,318
vento_std2:f_aeropresente	-0,009	0,426	-0,020	0,984
f_parqueMasgalan:f_ano2007	1,458	0,604	2,413	0,016 *
f_parqueMeda_AM:f_ano2007	0,869	0,683	1,272	0,203
f_parqueOuteiro_Coto:f_ano2007	1,047	0,641	1,633	0,103
f_parqueSB_PC:f_ano2007	-0,381	0,559	-0,680	0,496
f_parqueSil:f_ano2007	0,065	0,572	0,114	0,910
f_parqueTesteiro:f_ano2007	-0,030	0,912	-0,033	0,974
f_parqueMasgalan:f_ano2008	1,128	0,678	1,665	0,096 .
f_parqueMeda_AM:f_ano2008	-0,262	0,691	-0,379	0,705
f_parqueOuteiro_Coto:f_ano2008	0,612	0,742	0,825	0,410
f_parqueSB_PC:f_ano2008	0,213	0,560	0,380	0,704
f_parqueSil:f_ano2008	-0,489	0,577	-0,848	0,397
f_parqueTesteiro:f_ano2008	0,318	1,760	0,180	0,857
f_parqueMasgalan:f_ano2009	-0,157	0,689	-0,228	0,820
f_parqueMeda_AM:f_ano2009	-0,257	0,687	-0,374	0,708
f_parqueOuteiro_Coto:f_ano2009	0,513	0,701	0,732	0,464
f_parqueSB_PC:f_ano2009	-0,866	0,583	-1,486	0,137
f_parqueSil:f_ano2009	-0,959	0,589	-1,629	0,103
f_parqueTesteiro:f_ano2009	-1,119	1,220	-0,917	0,359

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Tabla 4.8. Resultados numéricos del modelo TODOS_06_09_fijos_zinb00a3_glmmTMB, parte Zero-inflation.

Modelo Zero-inflation				
Variables	**Estima**	**Error estánd.**	**Z value**	**Pr (>|z|)**
(Intercept)	1,187	0,458	2,594	0,009 **
vento_std2	2,131	0,462	4,618	0,000 ***
temp_std2	-1,257	0,263	-4,783	0,000 ***
nubes_cobertura_std2	0,683	0,207	3,296	0,001 ***
lua_porc_std2	-0,012	0,180	-0,066	0,947
f_aeropresente	0,673	0,217	3,101	0,002 **
f_parqueMasgalan	-3,039	1,049	-2,898	0,004 **
f_parqueMeda_AM	-0,752	0,743	-1,011	0,312
f_parqueOuteiro_Coto	-1,079	0,826	-1,305	0,192
f_parqueSB_PC	-0,990	0,602	-1,644	0,100
f_parqueSil	-2,507	0,732	-3,425	0,001 ***
f_parqueTesteiro	-0,158	0,863	-0,183	0,855
f_ano2007	-1,701	0,638	-2,666	0,008 **
f_ano2008	-0,794	0,552	-1,440	0,150
f_ano2009	0,132	0,517	0,255	0,799
vento_std2:f_aeropresente	0,098	0,472	0,207	0,836
f_parqueMasgalan:f_ano2007	4,079	1,235	3,303	0,001 ***
f_parqueMeda_AM:f_ano2007	1,897	0,957	1,981	0,048 *
f_parqueOuteiro_Coto:f_ano2007	2,351	1,041	2,258	0,024 *
f_parqueSB_PC:f_ano2007	0,526	0,916	0,575	0,565
f_parqueSil:f_ano2007	1,735	0,900	1,928	0,054 .
f_parqueTesteiro:f_ano2007	2,398	1,119	2,144	0,032 *
f_parqueMasgalan:f_ano2008	3,527	1,181	2,986	0,003 **
f_parqueMeda_AM:f_ano2008	0,764	0,943	0,811	0,417
f_parqueOuteiro_Coto:f_ano2008	1,548	0,990	1,564	0,118
f_parqueSB_PC:f_ano2008	0,323	0,769	0,419	0,675
f_parqueSil:f_ano2008	1,940	0,856	2,265	0,023 *
f_parqueTesteiro:f_ano2008	3,509	1,447	2,424	0,015 *
f_parqueMasgalan:f_ano2009	2,405	1,182	2,034	0,042 *
f_parqueMeda_AM:f_ano2009	0,454	0,860	0,528	0,597
f_parqueOuteiro_Coto:f_ano2009	1,135	0,921	1,232	0,218
f_parqueSB_PC:f_ano2009	0,377	0,720	0,523	0,601
f_parqueSil:f_ano2009	1,178	0,831	1,417	0,156
f_parqueTesteiro:f_ano2009	1,489	1,144	1,301	0,193

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Tabla 4.9. Intervalos de confianza al 95% de las estimas del modelo TODOS_06_09_fijos_zinb00a3_glmmTMB, parte condicional.

Modelo condicional			
Variables	**2,5 %**	**97,5%**	**Estima**
(Intercept)	-1,034	0,706	-0,164
vento_std2	-1,807	-0,323	-1,065
temp_std2	-0,430	0,328	-0,051
nubes_cobertura_std2	-0,378	0,368	-0,005
lua_porc_std2	0,046	0,605	0,326
f_aeropresente	-0,117	0,641	0,262
fecha_completa_n	0,000	0,006	0,003
f_parqueMasgalan	-1,599	0,368	-0,615
f_parqueMeda_AM	-1,382	0,731	-0,326
f_parqueOuteiro_Coto	-1,275	0,837	-0,219
f_parqueSB_PC	-0,646	1,202	0,278
f_parqueSil	0,525	2,473	1,499
f_parqueTesteiro	-0,848	2,082	0,617
f_ano2007	-0,765	0,895	0,065
f_ano2008	-0,546	1,210	0,332
f_ano2009	-0,456	1,402	0,473
vento_std2:f_aeropresente	-0,843	0,826	-0,009
f_parqueMasgalan:f_ano2007	0,274	2,642	1,458
f_parqueMeda_AM:f_ano2007	-0,470	2,207	0,869
f_parqueOuteiro_Coto:f_ano2007	-0,210	2,305	1,047
f_parqueSB_PC:f_ano2007	-1,477	0,716	-0,381
f_parqueSil:f_ano2007	-1,056	1,186	0,065
f_parqueTesteiro:f_ano2007	-1,816	1,757	-0,030
f_parqueMasgalan:f_ano2008	-0,200	2,456	1,128
f_parqueMeda_AM:f_ano2008	-1,616	1,092	-0,262
f_parqueOuteiro_Coto:f_ano2008	-0,843	2,067	0,612
f_parqueSB_PC:f_ano2008	-0,885	1,310	0,213
f_parqueSil:f_ano2008	-1,621	0,642	-0,489
f_parqueTesteiro:f_ano2008	-3,131	3,767	0,318
f_parqueMasgalan:f_ano2009	-1,507	1,193	-0,157
f_parqueMeda_AM:f_ano2009	-1,604	1,090	-0,257
f_parqueOuteiro_Coto:f_ano2009	-0,861	1,887	0,513
f_parqueSB_PC:f_ano2009	-2,009	0,276	-0,866
f_parqueSil:f_ano2009	-2,113	0,195	-0,959
f_parqueTesteiro:f_ano2009	-3,511	1,273	-1,119

Tabla 4.10. Intervalos de confianza al 95% de las estimas del modelo TODOS_06_09_fijos_zinb00a3_glmmTMB, parte Zero-inflation.

Modelo Zero-inflation			
Variables	**2,5 %**	**97,5%**	**Estima**
(Intercept)	0,290	2,084	1,187
vento_std2	1,227	3,036	2,131
temp_std2	-1,773	-0,742	-1,257
nubes_cobertura_std2	0,277	1,090	0,683
lua_porc_std2	-0,364	0,340	-0,012
f_aeropresente	0,248	1,099	0,673
f_parqueMasgalan	-5,095	-0,984	-3,039
f_parqueMeda_AM	-2,209	0,705	-0,752
f_parqueOuteiro_Coto	-2,698	0,541	-1,079
f_parqueSB_PC	-2,169	0,190	-0,990
f_parqueSil	-3,941	-1,072	-2,507
f_parqueTesteiro	-1,848	1,533	-0,158
f_ano2007	-2,952	-0,450	-1,701
f_ano2008	-1,875	0,287	-0,794
f_ano2009	-0,882	1,146	0,132
vento_std2:f_aeropresente	-0,828	1,023	0,098
f_parqueMasgalan:f_ano2007	1,659	6,500	4,079
f_parqueMeda_AM:f_ano2007	0,020	3,773	1,896
f_parqueOuteiro_Coto:f_ano2007	0,310	4,391	2,351
f_parqueSB_PC:f_ano2007	-1,268	2,321	0,526
f_parqueSil:f_ano2007	-0,029	3,499	1,735
f_parqueTesteiro:f_ano2007	0,206	4,591	2,398
f_parqueMasgalan:f_ano2008	1,212	5,843	3,527
f_parqueMeda_AM:f_ano2008	-1,083	2,612	0,764
f_parqueOuteiro_Coto:f_ano2008	-0,392	3,488	1,548
f_parqueSB_PC:f_ano2008	-1,185	1,830	0,323
f_parqueSil:f_ano2008	0,261	3,618	1,940
f_parqueTesteiro:f_ano2008	0,672	6,346	3,509
f_parqueMasgalan:f_ano2009	0,088	4,722	2,405
f_parqueMeda_AM:f_ano2009	-1,231	2,139	0,454
f_parqueOuteiro_Coto:f_ano2009	-0,671	2,940	1,135
f_parqueSB_PC:f_ano2009	-1,034	1,788	0,377
f_parqueSil:f_ano2009	-0,451	2,806	1,178
f_parqueTesteiro:f_ano2009	-0,754	3,732	1,489

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

4.2.3 Análisis bayesiano espacio-temporal para los parques orientales

Los resultados del modelo de Bernouilli indican que las variables importantes (aquellas que no incorporan el valor 0 dentro de sus intervalos de confianza) son los años 2006, 2007, 2009 y 2010; las etapas vitales 1, 2 y 3; los parques eólicos ASB-APC y Sil; la velocidad del viento y la temperatura 4 (Tabla 4.11).

La probabilidad de detectar la presencia de murciélagos en los años 2007, 2009 y 2010 difirió de la del año de referencia 2006, siendo superior en 2007 y 2010, e inferior en 2009. Prestando atención a los valores medios de los parámetros de regresión, la probabilidad de presencia fue mayor en 2010, seguida de la de 2007, 2006 y 2009.

La probabilidad media de presencia de actividad acústica registrada durante las etapas vitales 2 (período reproductor) y 3 (período post-reproductor) fue superior a la registrada en la etapa vital 1 (período pre-reproductor). La probabilidad de presencia media de actividad en la etapa vital 3 es mayor que la de la etapa vital 2.

La probabilidad media de detectar quirópteros en el parque eólico Sil es superior a la del parque de referencia Ampliación Serra do Burgo-Ampliación Pena da Cruz; y si prestamos atención a los valores medios de los parámetros de regresión de los parques SB-PC y Meda (aunque sus intervalos de confianza contienen el valor 0), la probabilidad media de registrar actividad en Sil es igualmente superior a la de estos parques, siendo Meda el que registra la menor probabilidad de detección acústica de todos los analizados.

La velocidad del viento ejerce una influencia negativa en la probabilidad de detectar la presencia de quirópteros. El efecto de la temperatura ya no es tan claro como el del viento, siendo tan solo importante en la última sección del suavizado (Figura 4.5).

La representación del campo aleatorio espacial recogida en la Figura 4.6., identifica una zona fría (baja probabilidad de niveles de actividad elevados) en el extremo septentrional del parque eólico Sil; y una segunda zona fría, menos marcada, en el extremo SO del parque Serra do Burgo-Pena da Cruz (SB-PC). Se identifican también dos zonas calientes (alta probabilidad de niveles elevados de actividad) bien marcadas, una en el extremo sur del parque Meda-AM, y otra en la mitad norte del parque Ampliación Serra do Burgo-Ampliación Pena da Cruz (ASB-APC); y otras dos zonas calientes menos marcadas, localizadas una en el extremo oriental de la alineación del parque Sil, y que se extiende al extremo norte de la alineación de aerogeneradores del parque Meda-AM, y una segunda que se extiende a lo largo de la alineación de puntos de muestreo del parque SB-PC en lo que serían las laderas de la sierra en la que se ubican los aerogeneradores del parque.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Tabla 4.11. Valores medios posteriores (posterior mean values) e intervalos creibles al 95% de los parámetros de regresión del modelo Bernoulli GAM + SRF (Spatial Random Factor) ajustado a los datos de presencia/ausencia de quirópteros. Los valores de los hiperparámetros de este modelo son: Kappa= 0,00078, sigma_u= 0,71327, rango= 4,49 km (a partir de 4,5 km, el valor de autocorrelación espacial es < 0,1).

variables	media	cuantil 0,025	cuantil 0,975
Intercept	**-2,431**	**-3,847**	**-1,127**
f_ano2007_4	**0,448**	**0,131**	**0,767**
f_ano2008_4	0,183	-0,121	0,489
f_ano2009_4	**-0,353**	**-0,682**	**-0,023**
f_ano2010_4	**0,559**	**0,205**	**0,914**
f_etapa_vital2_4	**0,332**	**0,003**	**0,670**
f_etapa_vital3_4	**0,399**	**0,071**	**0,735**
parqueMeda_AM_4	-0,337	-2,135	1,390
parqueSB_PC_4	0,443	-0,937	1,898
parqueSil_4	**1,696**	**0,063**	**3,875**
Vento_4	**-0,947**	**-1,119**	**-0,781**
Temp1	0,370	-0,260	1,051
Temp2	-0,191	-1,457	1,139
Temp3	-0,152	-3,172	3,075
Temp4	**0,835**	**0,136**	**1,618**

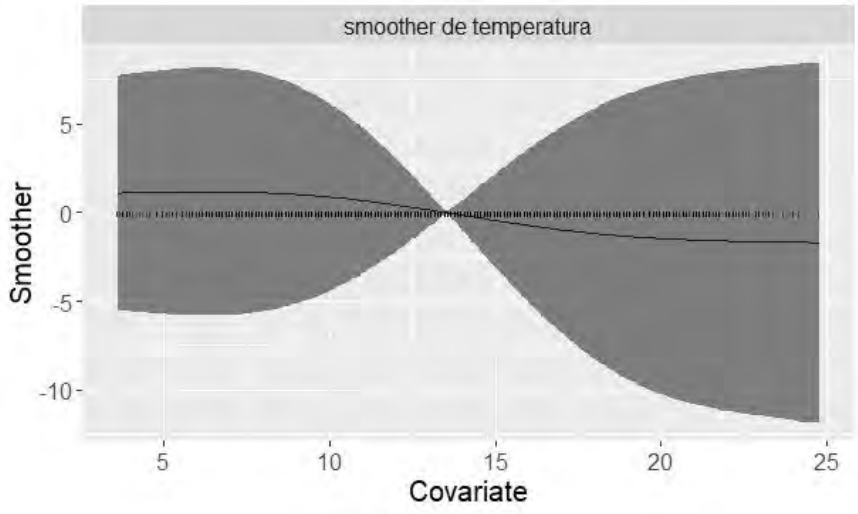


Figura 4.5. Suavizador para la variable temperatura obtenido por el modelo Bernoulli GAM + SRF (Spatial Random Factor) ajustado a los datos de presencia/ausencia de quirópteros.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

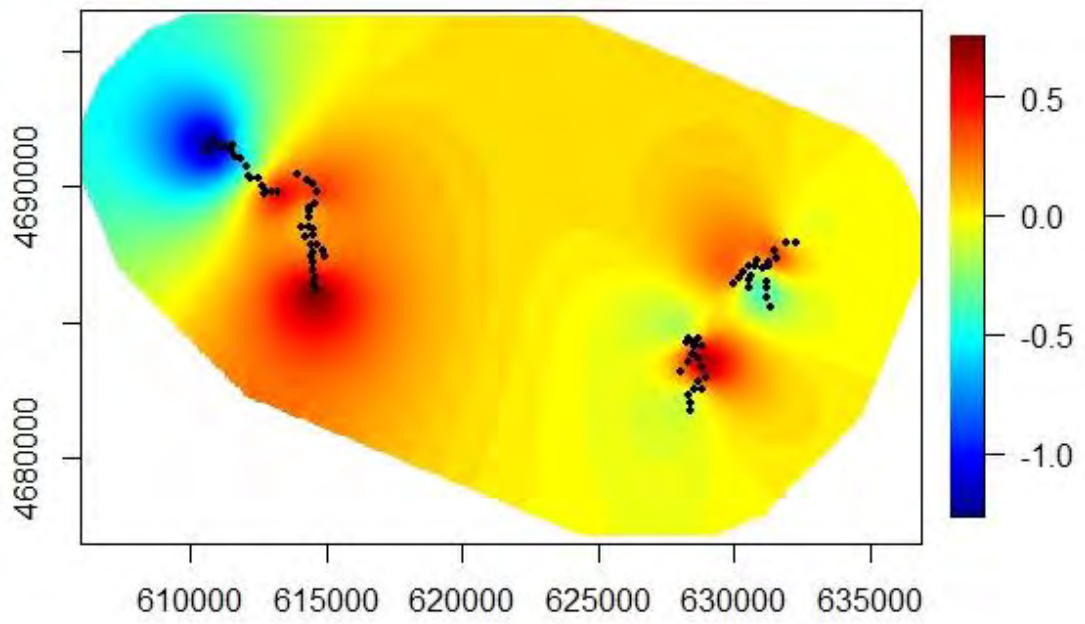


Figura 4.6. Representación del campo aleatorio espacial del modelo Bernouilli GAM SRF ajustado a la presencia/ausencia de quirópteros en el área de estudio. Se representan zonas calientes (rojo, alta probabilidad de niveles de actividad elevados) y frías (azul, baja probabilidad de niveles de actividad elevados).

A la vista de los resultados del modelo zero truncated GAM espacio temporal ajustado, las variables importantes son los años 2006 y 2010; las etapas vitales 1, 2 y 3; los parques eólicos Ampliación Serra do Burgo-Ampliación Pena da Cruz y Sil; la velocidad del viento y la temperatura 2 (Tabla 4.12).

La probabilidad de detectar un mayor número de pasos de murciélago fue mayor en el año 2010 que en el año 2006. En los restantes años, aunque los intervalos de confianza incorporan el valor 0, atendiendo al valor medio de los parámetros, la actividad de los quirópteros habría sido también superior a la de 2006.

La actividad acústica media aumenta de la etapa vital 1 (período pre-reproductor) a la 2 (período reproductor), donde se alcanza el valor máximo, y desciende en la etapa vital 3 (período post-reproductor), aunque sigue siendo superior a la registrada en la etapa vital 1.

La actividad media registrada en el parque eólico Sil es superior a la del parque de referencia Ampliación Serra do Burgo-Ampliación Pena da Cruz. Si se presta atención a los valores de los parámetros de regresión de los restantes parques, Meda-AM sería el que registra los menores niveles de actividad de quirópteros.

El viento ejerce una influencia negativa en la actividad acústica de los quirópteros. El efecto de la temperatura tan solo es importante (coeficiente significativamente diferente de 0) en una segunda sección del suavizador (entre los 8 y los 14ºC aproximadamente) (Figura 4.7).

A través de la representación gráfica del campo aleatorio espacial (Figura 4.8), se observa una zona fría (baja probabilidad de niveles de actividad elevados) en el extremo noroeste de la alineación del parque Sil, y una zona caliente (alta probabilidad de niveles de actividad elevados) en el extremo sureste de la misma, que se mantienen en ambos casos a lo largo de los años analizados. Para los restantes parques y años se observa un patrón irregular y dinámico, en el que determinados sectores pueden ser fríos un año y calientes en otro. El

USC UNIVERSIDADE DE COMPOSTELA

parque Meda-AM es el caso más extremo observado, en el que las zonas frías son mayoritarias, excepto en el año 2007, en el que se registró una notable actividad de quirópteros a lo largo de toda su superficie.

Tabla 4.12. Valores medios posteriores (posterior mean values) e intervalos creíbles al 95% de los parámetros de regresión del modelo zero truncated GAM espacio temporal ajustado a los datos de actividad de quirópteros mayores que cero. Los valores de los hiperparámetros de este modelo son: Kappa= 0.00078, sigma_u= 0.71327, rango= 4,49 km.

variables	media	cuantil 0,025	cuantil 0,975
Intercept	**0,554**	**0,172**	**0,935**
f_ano2007_4	0,250	-0,136	0,636
f_ano2008_4	0,351	-0,026	0,729
f_ano2009_4	0,166	-0,218	0,550
f_ano2010_4	**0,490**	**0,104**	**0,876**
f_etapa_vital2_4	**0,439**	**0,307**	**0,572**
f_etapa_vital3_4	**0,254**	**0,118**	**0,391**
parqueMeda_AM_4	-0,127	-0,474	0,218
parqueSB_PC_4	0,134	-0,194	0,461
parqueSil_4	**0,708**	**0,371**	**1,045**
Vento_4	-0,441	-0,513	-0,369
Temp1	0,244	-0,057	0,551
Temp2	**0,598**	**0,087**	**1,115**
Temp3	1,202	-0,065	2,489
Temp4	0,315	-0,040	0,680

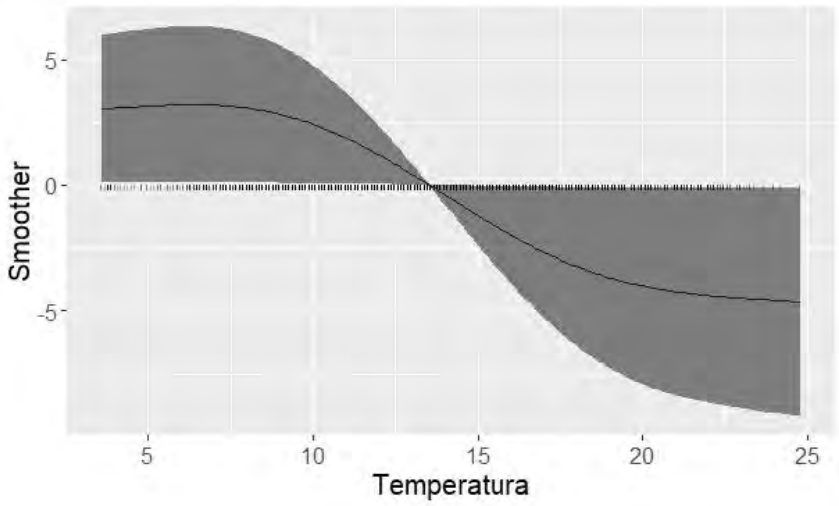


Figura 4.7. Suavizador para la variable temperatura obtenido por el modelo Poisson GAM + ST-RF (spatial-temporal random field) ajustado a los datos de abundancia relativa (nº de pasos > 0) de quirópteros.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

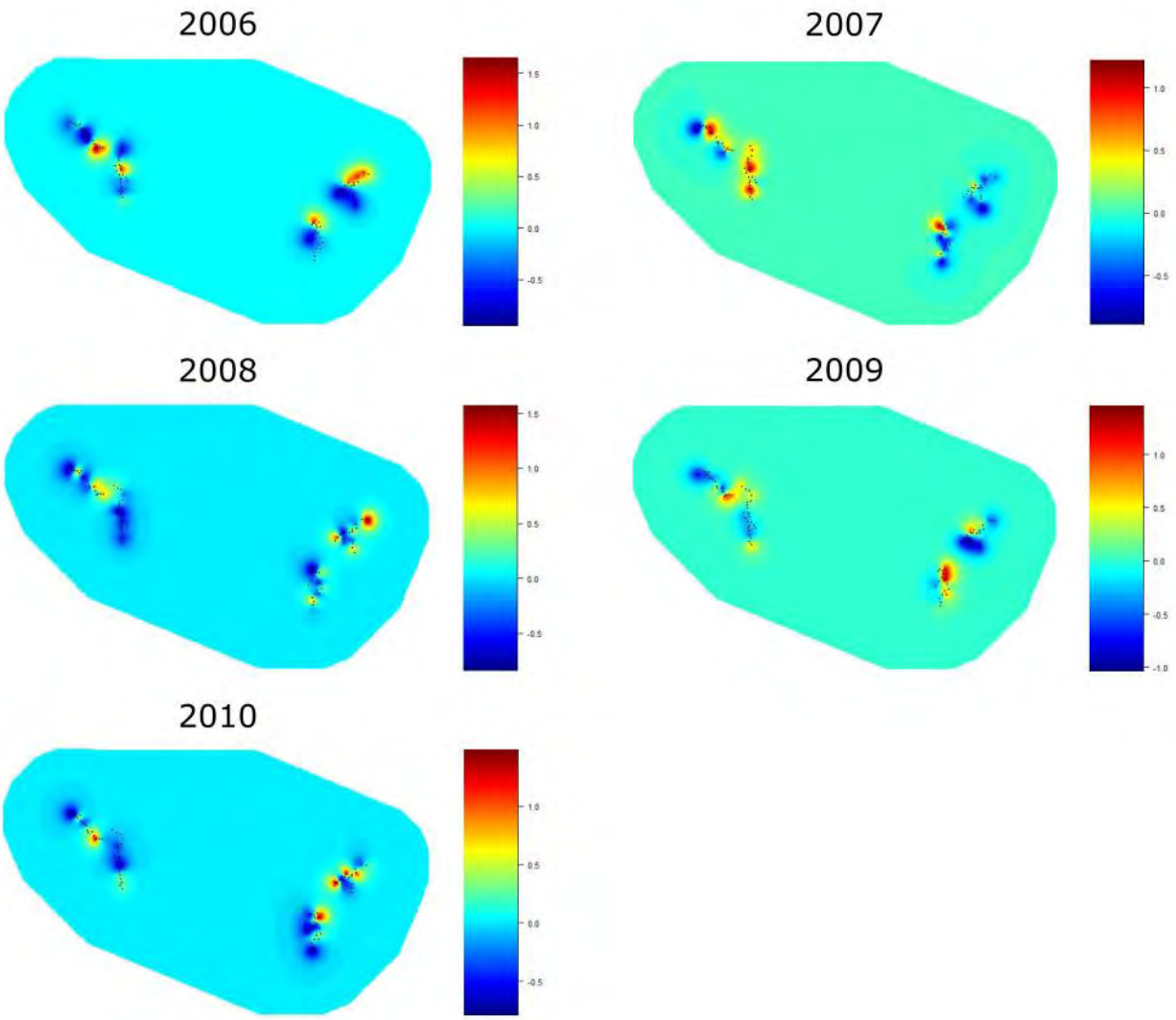


Figura 4.8. Representación del campo aleatorio espacial para los años 2006 a 2010 del modelo Poisson GAM ST-RF ajustado a la abundancia relativa (nº de pasos en cuatro minutos > 0) de quirópteros en el área de estudio. Se representan zonas calientes (rojo, alta probabilidad de niveles de actividad elevados) y frías (azul, baja probabilidad de niveles de actividad elevados).

4.3 DISCUSIÓN

Los resultados del presente capítulo ponen de manifiesto la variabilidad espacial y espacio-temporal de la presencia y de la abundancia de quirópteros respectivamente, en parques eólicos del sur de Galicia. Esta variabilidad es principalmente dependiente de la velocidad del viento, así como de la etapa vital y del parque eólico. De esta variabilidad observada se derivan claras implicaciones para el diseño de medidas destinadas a reducir la mortalidad.

Variables importantes

Las variables que explican de manera robusta la variabilidad en el número de pasos de quirópteros en cuatro minutos son la velocidad del viento y la temperatura. Cuando se analizaron los parques SB_PC y Sil alcanzó significación estadística la interacción de ambas variables en la parte condicional del modelo, mientras que la parte inflada de ceros del mismo puso de manifiesto igualmente la relevancia de la velocidad del viento y de la temperatura, en este caso por separado, de forma que el aumento de la velocidad del viento incrementa la probabilidad de obtener un valor 0 en el número de pasos de quirópteros en cuatro minutos, mientras que el aumento de la temperatura reduce esta probabilidad.

Cuando se consideran los datos de todos los parques, la velocidad del viento es la única variable que conserva la significación estadística en la parte condicional del modelo, ejerciendo un efecto negativo sobre los niveles de actividad acústica de los quirópteros, tanto en los puntos de muestreo con aerogenerador como en aquellos sin máquina. Y en la parte inflada de ceros alcanzan significación estadística nuevamente el viento (con un efecto positivo) y la temperatura (con un efecto negativo).

Los resultados de los modelos bayesianos, ajustados con los datos de los parques eólicos orientales, también señalan al viento como la variable que ejerce un efecto importante, de signo negativo, tanto sobre la probabilidad de presencia de actividad como en el número de pasos que se puedan registrar.

La temperatura es igualmente una variable importante en estos modelos, aunque con una importancia de alcance limitado y de interpretación incierta. Así, para explicar la presencia o ausencia de murciélagos sólo alcanzó importancia el tramo comprendido entre los 19 y los 25ºC aproximadamente, mientras que para explicar el mayor o menor número de pasos registrados fue el tramo comprendido entre los 8 y los 14ºC el que alcanzó importancia, en ambos casos ejerciendo un efecto positivo (el incremento de la temperatura induce un mayor número de pasos). En relación a la abundancia, prestando atención a los valores medios de los parámetros de regresión (independientemente de los intervalos de confianza creíbles), podría ser que la probabilidad de detección de un mayor número de pasos se incremente progresivamente a medida que aumenta la temperatura, pero que a partir de aproximadamente 20 ºC dejaría de hacerlo. Sin embargo, viendo la representación gráfica del suavizador, se observa un primer tramo estable con temperaturas frías (entre los 3 y los 8 ºC aproximadamente), que estaría recogiendo la actividad de *Tadarida teniotis*, una especie tolerante a las bajas temperaturas (Arletazz *et al*., 2000) (Figura 4.9); se observa también un descenso de la actividad entre los 8 y los 20ºC aproximadamente, tramo en el que ya se muestran activas las especies dominantes en la comunidad, como *Pipistrellus pipistrellus*, y que respoderían negativamente a la misma dentro del rango señalado; y por último se observa una nueva estabilización entre los 20 y los 25ºC, donde el incremento de la temperatura ya no ejercería ningún efecto sobre los quirópteros. Sin embargo, los intervalos de confianza creíbles son muy amplios, y se observa un comportamiento inconsistente en la zona central del rango (en torno a los 15ºC), que estaría relacionado con la dificultad de modelizar

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

adecuadamente los eventos raros (la actividad de murciélagos) con los que en realidad se está trabajando; estos eventos raros son más frecuentes a temperaturas medio-altas, pero como ni en todos los años ni en todos los parques eólicos hay los mismos eventos raros, la relación con la temperatura es inestable, y se produce la constricción que se puede observar en las Figuras 4.5 y 4.7. En todo caso, la representación del índice número de pasos/número de registros de cada clase de temperatura para el conjunto de parques eólicos analizados, apunta hacia un incremento progresivo de la actividad en función de la temperatura (Figura 4.10).

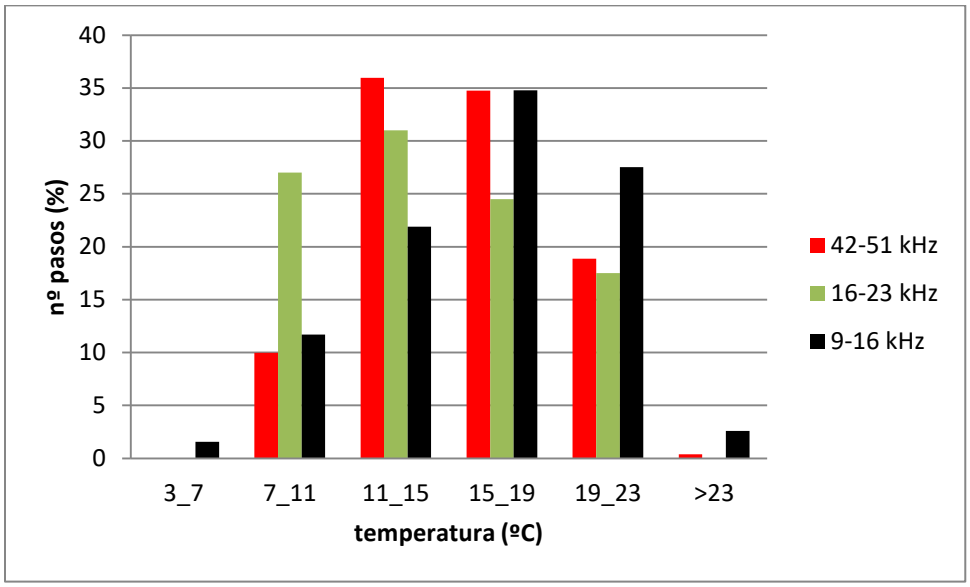


Figura 4.9. Número de pasos de diferentes grupos fónicos (expresados en %) en función de valores crecientes de temperatura (clase 3-7 = 3,001-7ºC, clase 7-11= 7,001-11ºC; clase 11-15= 11,001-15ºC; …).

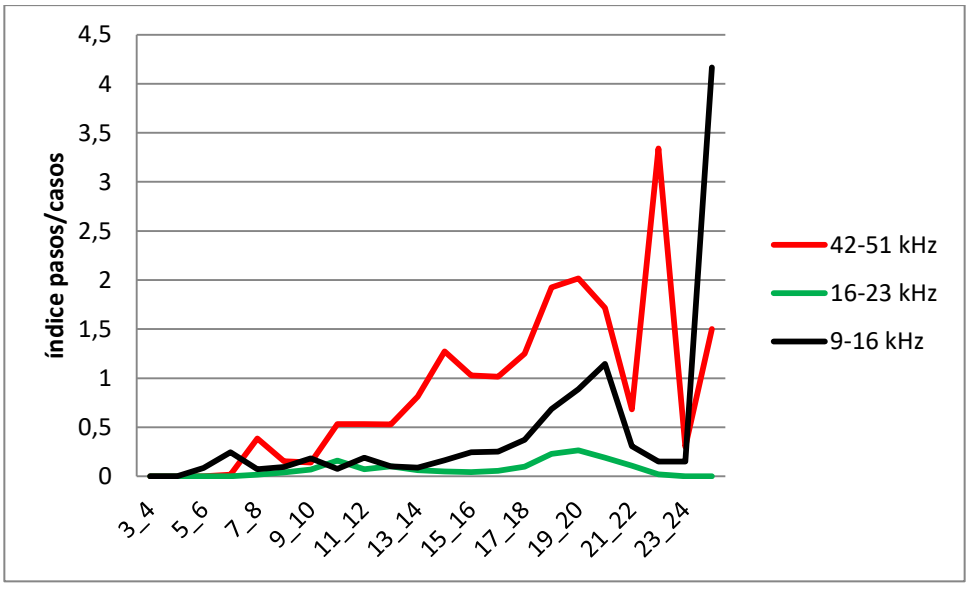


Figura 4.10. Representación del índice nº de pasos/nº de registros de cada clase de temperatura para diferentes grupos fónicos, en función de valores crecientes de temperatura (clase 3-4 = 3,001-4ºC, clase 4-5= 4,001-5ºC; clase 5-6= 5,001-6ºC; …), para el conjunto de parques eólicos.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

La complejidad observada en la relación de los quirópteros con la temperatura ha sido ya señalada por Perks & Goodenough (2020) en el sur de Inglaterra. Estas autoras identificaron una correlación positiva, aunque débil, con la actividad para el conjunto de quirópteros y para *Pipistrellus pipistrellus* individualmente, lo cual es esperable, según apuntan, ya que la actividad de los murciélagos tiende a alcanzar un pico en los meses estivales, cuando las temperaturas son habitualmente más altas. Encuentran además una relación negativa, igualmente débil, de la actividad de *Myotis spp*. y *Nyctalus spp*. con la temperatura, que vinculan al hecho en el caso de los *Myotis* al menos, a la tendencia de la especie dominante en el grupo, *Myotis daubentonii*, a mostrar un notable pico de actividad antes del amanecer, cuando se suelen alcanzar las temperaturas más bajas. Y apoyan la explicación dada por Rydell (1989), quien señala que la temperatura es importante como umbral, más que estar linealmente relacionada con los niveles de actividad.

Las relaciones de los quirópteros con el viento son también complejas y dinámicas. Por ejemplo, Perks & Goodenough (2020) detectaron una relación positiva de la actividad de los quirópteros con la velocidad del viento (murciélagos agrupados, *Pipistrellus pipistrellus*, *Pipistrellus pygmaeus* y *Myotis* spp.) a excepción del grupo de los *Nyctalus spp*, para los que la relación fue negativa. Y lo relacionan con el hecho de que todos sus muestreos fueron realizados junto a elementos lineales, donde los murciélagos encontrarían protección frente al viento o se verían atraídos por los insectos que se concentrarían allí en condiciones ventosas (Verboom & Spoelstra, 1999). Igualmente Wellig *et al.* (2018) detectan un incremento de la actividad de los quirópteros al nivel del suelo con el aumento de la velocidad del viento (hasta los 7 m/s) en un valle suizo de los Alpes, que relacionan con un cambio en el comportamiento y en la distribución de los murciélagos, que se trasladarían desde zonas altas a zonas más bajas buscando la protección del terreno y de la vegetación.

Behr *et al.* (2017) detectan, con datos obtenidos desde la góndola de aerogeneradores en Alemania, una fuerte influencia negativa de la velocidad del viento sobre la actividad (nº de grabaciones) de los quirópteros (Nictaloides, Pipistreloides, *Pipistrellus pipistrellus*, *Pipistrellus nathusii* y todas las especies juntas), relación que muestra una tendencia logarítmica.

Como ya se ha citado anteriormente, se ha observado una interacción significativa del viento con la temperatura cuando sólo se modelizan los datos de los parques con mayor actividad (Sil y SB_PC), que ejemplifica la complejidad de la influencia de estas variables sobre los quirópteros. Se observa que a temperaturas bajas (7-11ºC), el viento ejerce un efecto positivo o no afecta a los niveles de actividad de los quirópteros; y es sólo a partir de los 16ºC cuando el viento ejerce un efecto negativo (Figura 4.2). La explicación a este hecho probablemente radica en que con temperaturas de 7-10ºC, la actividad está dominada por *Tadarida teniotis* (grupo fónico 9-16 kHz), una especie tolerante a las bajas temperaturas y al viento (Wellig *et al.*, 2018; O'Mara *et al.*, 2021), y por *Nyctalus* spp. (grupo fónico 16-23 kHz), que agrupa a especies de vuelo rápido e igualmente adaptadas a desenvolverse con velocidades de viento más elevadas; la creciente actividad de especies dominantes en la comunidad como *Pipistrellus pipistrellus* (grupo fónico 42-51 kHz), menos tolerantes a bajas temperaturas, se impone en rangos superiores de temperatura (p.ej. 16 y 20ºC) a la actividad de *Tadarida* y *Nyctalus*, y con ello también su relación menos tolerante al viento (Wellig *et al.*, 2018) (Figuras 4.11 y 4.12). Para el conjunto de parques eólicos analizados, el 95% de los pasos acumulados para el grupo fónico 42-51 kHz se alcanza a los 3 m/s., pero a los 4 m/s para el grupo fónico 9-16 kHz; y a los 6 m/s para el grupo fónico 16-23 kHz.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

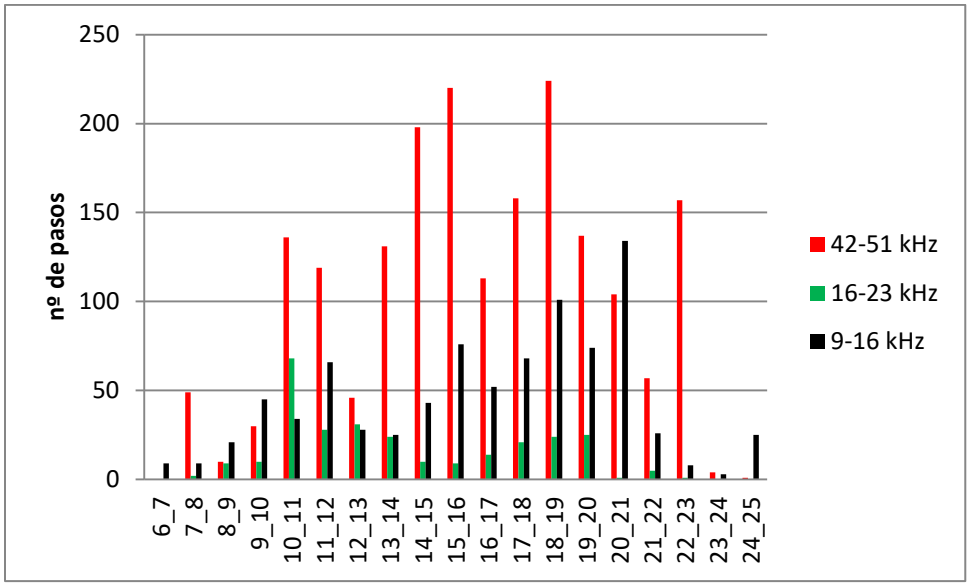


Figura 4.11. Número de pasos de diferentes grupos fónicos en función de valores crecientes de temperatura (clase 6-7 = 6,001-7ºC, clase 7-8= 7,001-8ºC; clase 8-9= 8,001-9ºC; …) para los parques eólicos Sil y SB-PC.

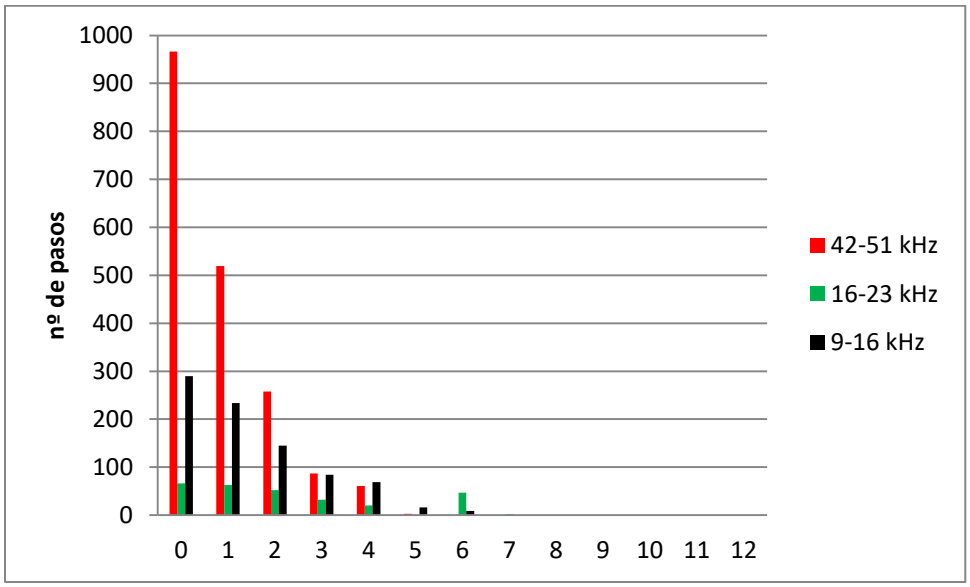


Figura 4.12. Número de pasos de diferentes grupos fónicos en función de velocidades crecientes de viento, agrupadas en clases (clase 0= 0 m/s, clase 1= 0,001-1 m/s; clase 2= 1,001-2 m/s; clase 3= 2,001-3 m/s; …) para los parques eólicos Sil y SB-PC.

No se han obtenido evidencias relevantes del efecto de la cobertura de nubes ni de la iluminación lunar; aunque en relación a la primera se ha identificado un efecto estadísticamente significativo en la parte inflada de ceros del modelo ajustado con los datos del conjunto de parques, de forma que el aumento de la nubosidad incrementa la probabilidad de no obtener registros de quirópteros en un punto de muestreo. Los días de elevada

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

nubosidad se combinan habitualmente en el área de estudio con la niebla (el 92% de los momentos con niebla, n=338, registraron una cobertura media de nubes del 96%), por lo que esta relación negativa con la actividad de los quirópteros es similar al efecto ejercido por la lluvia, les obligaría a consumir una mayor cantidad de energía para mantener la temperatura corporal (Perks & Goodenough, 2020), y tenderían a reducir la actividad bajo estas circunstancias. Igualmente la niebla absorve los pulsos de ecolocación (Ciechanowski *et al.*, 2007), y dificultaría la localización de presas.

Hay autores que igualmente no han detectado el efecto de la iluminación lunar sobre los quirópteros (p.ej. Russo & Jones, 2003; Di Salvo *et al.*, 2009). Perks & Goodenough (2020) estiman que puede ser debido a una mala evaluación si no se considera el efecto de la cobertura de nubes en la misma. En los presentes análisis efectivamente no se ha considerado la interacción de esta variable con la cobertura de nubes, debido a la disponibilidad de un número insuficiente de combinaciones para evaluarlo correctamente, pero si se le ha prestado una atención especial al cálculo preciso de la superficie del disco lunar visible en función de la hora exacta del muestreo y de la hora del solpor en cada punto de muestreo, lo que sin duda le da robustez a los datos que se han explorado. De todas formas, independientemente del posible efecto a escala local de esta interacción, el efecto negativo de la iluminación lunar es menos marcado en zonas templadas y en zonas abiertas (Saldaña-Vázquez & Munguía-Rosas, 2013), como son las áreas muestreadas, por lo que podría ser esperable el resultado obtenido. Además, Roeleke *et al.* (2018) aportan evidencias de que la relación de los quirópteros con la iluminación lunar es compleja, y señalan que *Nyctalus noctula* prefiere cazar en campos abiertos alrededor de la luna llena, como estrategia para incrementar el éxito de captura de insectos que emergen y se dispersan bajo estas condiciones de iluminanción.

Se ha detectado además un efecto negativo de la presencia de aerogenerador (es más probable obtener un cero en el número de pasos de quirópteros en las estaciones de muestreo que los tengan). Estos resultados están en concordancia con lo determinado en el capítulo 2 de la presente tesis doctoral, dónde se señalaban, para el conjunto de parques eólicos, mayores niveles de actividad en los puntos de muestreo sin aerogenerador, al igual que sucede individualmente para los parques Masgalán, Outeiro do Coto y Sil, aunque en SB-PC la mayor actividad se registra en los puntos de muestreo con máquinas. A través de los análisis exploratorios del capítulo introductorio, se ha comprobado que las estaciones con aerogenerador son más ventosas y se encuentran a mayor altitud que las estaciones sin máquinas, lo cual podría explicar las diferencias observadas en los niveles de actividad. Sin embargo, el modelo que ha detectado el efecto negativo del aerogenerador incorpora también como variable la división entre la velocidad del viento y el aerogenerador, pero el efecto del viento sobre los quirópteros ha sido el mismo en las estaciones con máquinas que en las estaciones sin máquinas. Este resultado deja abierta la posibilidad de la posible existencia de comportamientos de repulsión hacia las turbinas (Barré *et al*., 2018; Reusch *et al*., 2022), que en todo caso deberán ser corroborados.

Diferencias entre parques

Cuando se analizan los datos de los parques SB-PC y Sil, el modelo ajustado indica que el muestreo en el parque eólico Sil reduce la probabilidad de obtener un 0 en el número de pasos de quirópteros. Analizando los datos de todos los parques, el mejor modelo ajustado señala que en Masgalán y Sil se reduce la probabilidad de no obtener pasos de quirópteros.

Los modelos bayesianos ajustados con los datos de los parques orientales identifican como importantes las diferencias entre los parques Sil y ASB-APC, tanto en lo que respecta a la presencia como a la abundancia de los quirópteros, siendo mayor en Sil que en ASB-APC.

USC UNIVERSIDADE DE COMPOSTELA

Y si se presta atención exclusivamente a los valores medios de los parámetros de regresión (los IC contienen el valor 0), tanto para la presencia como para la abundancia, Meda-AM sería el parque menos utilizado por los quirópteros; y SB-PC tendría una probabilidad menor de registrar quirópteros que Sil.

En conjunto, los resultados de los análisis indican claramente que Sil es el parque más utilizado por los quirópteros, tanto en frecuencia de aparición como en intensidad de uso. Las diferencias entre los restantes parques son ya más difíciles de determinar, pero se estima que hay indicios suficientes para considerar que Meda-AM está entre los menos utilizados.

Diferencias entre años y entre parques/años

Analizando los datos de todos los parques, el mejor modelo señala al año 2007 como aquel en el que la probabilidad de obtener un cero en un punto de muestreo fue menor.

Los modelos bayesianos (referidos a los parques orientales) señalaron que la probabilidad de presencia de quirópteros fue mayor en el año 2010, seguida de la de 2007, 2006 y 2009. Y señalaron también que la probabilidad de detectar un mayor número de pasos de murciélago fue mayor en el año 2010 que en el año 2006. En los restantes años, si dejamos de lado los valores de los IC y prestamos atención al valor medio de los parámetros, la actividad habría sido también superior a la de 2006.

Los resultados de los dos tipos de modelos ajustados no son comparables a efectos de valorar la consistencia de las diferencias o similitudes hayadas entre años, ya que proceden de áreas geográficas diferentes que de por si pueden explicarlas. En todo caso, sea cual sea el ámbito geográfico abarcado, se han registrado diferencias interanuales tanto en la probabilidad de detección de quirópteros como en la probabilidad de contabilizar un mayor o menor número de pasos. Los procesos que pueden estar detrás de estas fluctuaciones numéricas deben ser sin duda complejos, y pueden ser debidos, al menos, tanto a condiciones meteorológicas cambiantes como a cambios en la distribución y abundancia de los insectos de los que se alimentan (Dechmann *et al.*, 2010; Rainho & Palmeirim, 2011; Krauel *et al*., 2014).

En el año 2007 la probabilidad de obtener un cero en el número de pasos de quirópteros en un punto de muestreo fue mayor en los parques Masgalán, Outeiro do Coto y Testeiro; en el año 2008 esta probabilidad fue mayor en los parques Masgalán, Sil y Testeiro; y en 2009 nuevamente en Masgalán.

Diferencias entre etapas vitales

La posible existencia de diferencias entre etapas vitales solo ha sido evaluada a través de los modelos bayesianos, y las tres adquirieron relevancia en explicar la variabilidad observada en los datos de actividad acústica de los quirópteros. Así, la probabilidad media de presencia se incrementa a lo largo de las tres etapas vitales consideradas, alcanzando su máximo en agosto-octubre (etapa 3, post-reproductora); mientras que el máximo de abundancia se alcanza en el período reproductor (etapa 2, junio-julio).

El aumento progresivo observado en la probabilidad de detectar quirópteros en las áreas de estudio entre los períodos pre-reproductor, reproductor y post-reproductor, puede encontrar explicación en la existencia de movimientos locales altitudinales en época reproductora de machos y/o ejemplares no reproductores inducidos por causas variadas (recopilación en McGuire & Boyle, 2013). A estos ejemplares se les unirían en época post-reproductora los individuos juveniles recién incorporados a la población (Maier, 1992; Dietz *et al*., 2009); ejemplares migrantes de *Nyctalus lasiopterus*, *N. noctula*, *N. leislerii* o *Pipistrellus nathusii* (Hutterer *et al.*, 2005; Dietz *et al.*, 2009); individuos atraídos por la presencia de insectos migradores, que serían más accesibles desde las áreas en las que se ubican los parques eólicos,

USC DE COMPOSTELA

o por la presencia de insectos congregados en las propias turbinas (Rydell *et al.*, 2010a,b; Long *et al*., 2011; Foo *et al*., 2017); o simplemente debido a la progresiva mejora de las condiciones meteorológicas estacionales que favorecen la presencia de murciélagos (Amorim *et al.*, 2012).

Sin embargo, cabría esperar un mismo patrón de incremento progresivo para la abundancia de quirópteros, pero no se ha observado, alcanzando el máximo en los meses de junio y julio, resultado que respaldaría la existencia de desplazamientos altitudinales de machos y/o de ejemplares no reproductores.

Amorim *et al.* (2012) para dos parques eólicos localizados en el norte de Portugal enmarcados en la región biogeográfica Mediterránea, efectuando muestreos mensuales comprendidos entre marzo y octubre (exceptuando julio) desde el suelo, han detectado el mayor nivel de actividad para el conjunto de murciélagos en los meses de septiembre y octubre, seguido por el del mes de agosto; si consideramos conjuntamente la actividad de estos meses (agosto-octubre), la máxima actividad vendría a coincidir con el período post-reproductor considerado en la presente tesis doctoral. A nivel específico, estos autores analizan datos para *Nyctalus leislerii* y para el grupo *Pipistrellus* spp., detectando en ambos casos los mayores niveles de actividad en el mismo período que el conjunto de murciélagos, aunque con un pico en septiembre diferenciado de la actividad observada en agosto y octubre. En Francia, Roemer *et al.* (2019) modelizan un pico de mayor actividad de *Nycatlus leisleri* en agosto.

En Alemania, Behr *et al.* (2017), en base a muestreos de actividad efectuados desde turbinas eólicas, señalan que tanto para el conjunto de especies como para los grupos Nictaloides (engloba a *Nyctalus noctula*, *Vespertilio murinus*, *Nyctalus leislerii*, *Eptesicus nilsonii* y *Eptesicus serotinus*) y Pipistreloides (engloba a *Pipistrellus pipistrellus*, *Pipistrellus nathusii* y *Pipistrellus pygmaeus*), o las especies *Pipistrellus pipistrellus* y *Pipistrellus nathusii*, mostraron un pequeño descenso de la actividad entre los meses de mayo y junio, y un marcado pico al final del verano o en otoño; aunque para *Pipistrellus pipistrellus* detectaron este pico en julio, para el grupo de los nictaloides en agosto, y para *Pipistrellus nathusii* a finales de agosto y en septiembre. El pico de actividad observado en el período reproductor en los parques muestreados en Galicia viene a coincidir con el pico de actividad de *Pipistrellus pipistrellus* en Alemania en julio.

Representación espacial de los modelos bayesianos

Una parte relevante de los análisis desarrollados es la posibilidad de ver representado espacialmente el resultado de los modelos ajustados. Para los datos de presencia/ausencia, el modelo con el mejor ajuste no requirió de la consideración de la componente temporal, lo que podría indicar la existencia de un efecto robusto ejercido por una serie de variables que no varió entre los años 2006 y 2010, que canalizan a los quirópteros hacia una serie de lugares concretos, o al menos los alejan claramente de zonas con una serie de características definidas.

Lo que se observa es que las zonas frias vinculadas a una baja probabilidad de presencia de quirópteros coinciden con las zonas frías vinculadas a una baja probabilidad de registrar niveles altos de actividad a lo largo de los años; al menos la más marcada, localizada en el extremo septentrional del parque eólico Sil.

En relación a los niveles de abundancia, la variabilidad espacio-temporal observada ha sido importante, lo que induce a pensar que la distribución de los quirópteros sería un proceso dinámico regido por la intensidad del viento, la época del año (etapa vital) y el propio parque eólico (las características que lo definen). Sin embargo se observa una zona fría en el extremo

USC UNIVERSIDADE DE COMPOSTELA

noroeste de la alineación del parque Sil, y una zona caliente en el extremo sureste de la misma, que se mantienen en ambos casos a lo largo de los cinco años analizados, de lo que se puede deducir que también existen variables no tan dinámicas que pueden explicar que sistematicamente se produzcan mayores o menores niveles de actividad acústica en determinados lugares.

En el capítulo 3 de la presente tesis doctoral se ajustaron dos modelos que explicaban parte de la variabilidad en la actividad acústica de los murciélagos utilizando variables descriptoras del paisaje, en concreto la pendiente y el perímetro forestal en superficies delimitadas por radios de 150 m alrededor de los puntos de muestreo, la conectividad (coste de ruta medio desde el entorno de los parques), y la insolación a pequeña escala (radios de 50 m). La representación espacial de ambos modelos recogen la misma zona caliente identificada en el extremo sureste del parque eólico Sil por el modelo meteorológico a lo largo de los años, lo cual evidencia la existencia de zonas que por sus especiales características, concentran la actividad de los quirópteros en parques eólicos.

Límites de los modelos ajustados

El número de parques eólicos (siete) y años analizados (cinco), son reducidos para lo que se recomienda deben contar las variables que se incorporan dentro de unos efectos aleatorios (Harrison *et al*., 2018).

La reducida variabilidad observada entre los puntos de muestreo está vinculada a un elevado número de ceros. Este exceso de ceros puede ser resultado tanto de un tiempo limitado de muestreo (cuatro minutos), como realmente de un uso reducido por parte de los quirópteros de las áreas en las que se asientan los parques eólicos estudiados, aunque ambas explicaciones no son excluyentes. Por ejemplo, Roemer *et al.* (2019) no predicen más de 2 pasos/noche de *Nyctalus leisleri* en Francia. Este patrón se repite a grandes rasgos tanto si se considera una base de datos limitada a los muestreos de los parques SB_PC y Sil, como si se considera el conjunto de todos los parques.

En relación a los modelos bayesianos, los ajustes han sido igualmente complejos, y no totalmente satisfactorios, ya que, a pesar de haberse correjido considerablemente la dependencia espacial de los datos a lo largo del proceso de modelización, todavía sigue existiendo en los modelos que se han presentado. Además, el modelo tampoco genera un número de ceros similar al contenido en la base de datos analizada, lo que genera igualmente incertezas.

De todas formas, a pesar de las limitaciones numéricas, se estima que los modelos capturan aspectos de relevancia biológica dignos de atención, y que podrán ser nuevamente testados con mejores datos.

Valoraciones

Los trabajos que analizan la variabilidad espaciotemporal en el estudio de los quirópteros son cada vez más frecuentes (Mendes *et al*., 2014; Heim *et al*., 2017; Davy *et al*., 2020; Perks & Goodenough, 2020; Beilke *et al*., 2021; Johns, 2021; Lin *et al*., 2021), aunque no son abundantes aquellos estudios que, sin estar vinculados a procesos de modelización de idoneidad de hábitat, hagan representaciones espaciotemporales de los resultados obtenidos y los utilicen para la toma de decisiones en materia de conservación (p.ej. Medinas *et al*., 2021). Peterson (2020) instaló detectores de ultrasonidos en las góndolas de aerogeneradores en dos parques eólicos en el estado de Virginia Oeste (EE.UU), para documentar la distribución de la actividad de los murciélagos en función de la temperatura y de la velocidad del viento, y mejorar la comprensión de los factores que controlan el riesgo de mortalidad en las turbinas.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Empleando métricas de distancia espacial, encontró que la distribución de los quirópteros en función del viento y de la temperatura era consistente a lo largo de los años y entre sitios, aunque los patrones variaban entre las especies y las épocas del año. Peterson (2020) estima que, en general, sus resultados sugieren que los murciélagos responden de manera predecible y a gran escala a las condiciones de la aerosfera, que la variación estacional e interespecífica sigue un mismo patrón, y por lo tanto estará contenida en series de datos acústicos que representen los períodos durante los cuales los murciélagos permanecen activos.

En el área de estudio que nos ocupa, los muestreos han sido realizados a la altura del suelo, por lo que es esperable que los resultados de los modelos hayan capturando una mayor proporción de la actividad de aquellas especies que se desenvuelven más próximas al mismo (Roemer *et al*., 2017 y 2019), posiblemente más dependiente de las características topográficas y de la cobertura vegetal que de las condiciones de la aerosfera apuntadas por Peterson (2020) y Peterson *et al.* (2021), por lo que la predecibilidad encontrada por este autor se vería más afectada a nivel del suelo por la variabilidad espacial de los insectos presa y su vinculación a la vegetación y a las características topográficas, y podría ser más difícil de determinar.

Lo hayado en el presente capítulo pone de manifiesto nuevamente la necesidad de considerar la variabilidad espaciotemporal en la presencia y en el nivel de uso que los murciélagos hacen de las áreas ocupadas por parques eólicos, en este caso vinculado a la velocidad del viento, la época del año y las características de los sitios donde se ubican los parques. Al igual que se indicó en el capítulo precedente, esto tiene implicaciones a la hora de implementar medidas para reducir el riesgo de colisión, y obliga a incorporar las componentes espacial y temporal en los análisis de evaluación de riesgos que se desarrollen.

4.4 REFERENCIAS

Alcalde, J.T. 2019. Primeros datos sobre migración e hibernación de nóctulos en el Pirineo occidental. Journal of Bat Research & Conservation, 12 (1): 52-59. https://doi.org/10.14709/BarbJ.12.1.2019.07

Altrigham, J.D. 2011. Bats. From evolution to conservation. Second Edition. Oxford University Press. Oxford. UK.

Amorim, F., Rebelo, H. & Rodrigues, L. 2012. Factors influencing bat activity and mortality at a wind farm in the Mediterranean region. Acta Chiropterologica, 14(2): 439–457. https://doi.org/10.3161/150811012X661756

Arlettaz, R., Ruchet, C., Aeschimann, J., Brun, E., Genoud, M. & Vogel, P. 2000. Physiological traits affecting the distribution and wintering strategy of the bat *Tadarida teniotis*. Ecology, 81(4): 1004-1014. https://doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081[1004:PTATDA]2.0.CO;2

Arnett, E.B., Brown, W.K., Erickson, W.P.,Fiedler, J.K., Hamilton, B.L., Henry, T.H., Jain, A., Johnson, G.D., Kerns, J., Koford, R.R., Nicholson, C.P., O`Connell, T.J., Piorkowski, M.D. & Tankersley JR, R.D. 2008. Patterns of bat fatalities at wind energy facilities in North America. Journal of Wildlife Management, 72(1): 61-78. https://doi.org/10.2193/2007-221

Arnett, E.B., Huso, M.M., Schirmacher, M.R., & Hayes, J.P. 2011. Altering turbine speed reduces bat mortality at wind-energy facilities. Frontiers in Ecology and the Environment, 9(4), 209-214. https://doi.org/10.1890/100103

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Barré K., Le Viol, I., Bas, Y., Julliard, R. & Kerbiriou, C. 2018. Estimating habitat loss due to wind turbine avoidance by bats: implications for European siting guidance. *Biological Conservation*, 226: 205-214. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.07.011

Bates, D, Maechler, M., Bolker, B. & Walker, S. 2015. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67(1), 1-48. https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01

Behr, O., Brinkmann, R., Hochradel, K., Mages, J., Korner-Nievergelt, F., Nierman, I., Reich, M., Simon, R., Weber, N. & Nagy, M. 2017. Mitigating bat mortality with turbine-specific curtailment algorithms: a model based approach. In: Köppel, J. (eds) Wind Energy and Wildlife Interactions. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-51272-3_8

Beilke, E.A., Blake, R.V. & O'Keefe, J.M. 2020. Bats partition activity in space and time in a large, heterogeneous landscape. Ecology & Evolution, 11(11): 6513-6526. https://doi.org/10.1002/ece3.7504

Bolker, B. 2022. http://bbolker.github.io/mixedmodels-misc/glmmFAQ.html. Junio 2022.

Bolker, B., Brooks, M., Clark, C., Geange, S., Poulsen, J., Stevens, H. & White, J-S. 2009. Generalized Linear Mixed Models: A Practical Guide for Ecology and Evolution. Trends in ecology & evolution 24. 127-135. https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.10.008

Brooks, M.E., Kristensen, K., van Benthem, K.J., Magnusson, A., Berg, C.W., Nielsen, A., Skaug, H.J., Mächler, M. & Bolker, B.M. 2017a. Modeling zero-inflated count data with glmmTMB. bioRxiv doi: https://doi.org/10.1101/132753

Brooks, M.E., Kristensen, K., van Benthem, K.J., Magnusson, A., Berg, C.W., Nielsen, A., Skaug, H.J., Mächler, M. & Bolker, B.M. 2017b. glmmTMB Balances Speed and Flexibility Among Packages for Zero-inflated Generalized Linear Mixed Modeling. *The R Journal*, 9(2): 378-400. https://doi.org/10.32614/RJ-2017-066

Campbell, H., & Gustafson, P. 2018. Conditional equivalence testing: an alternative remedy for publication bias. PloS ONE, 13(4), e0195145. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0195145 Ver también https://easystats.github.io/bayestestR/articles/region_of_practical_equivalence.html

Ciechanowski, M., Zajac, T., Bilas, A. & Dunajski, R., 2007. Spatiotemporal variation in activity of bats species differing in hunting tactics: effects of weather, moonlight, food abundance and structural clutter. Canadian Journal of Zoology, 85(12): 1249-1263. https://doi.org/10.1139/Z07-090

Davy, C.M., Squires, K., & Zimmerling, J.R. 2020. Estimation of spatiotemporal trends in bat abundance from mortality data collected at wind turbines. Conservation Biology, 35(1): 227-238. DOI:10.1111/cobi.13554

Dechmann, D.K.N., Kranstauber, B., Gibbs. D. & Wikelski, M. 2010. Group hunting - a reason for sociality in Molossid bats? PLoS ONE 5: e9012. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0009012

Dechmann, D.K.N., Wikelski, M., Ellis-Soto, D., Safi, K. & O'Mara, M.T. 2017. Determinants of spring migration departure decision in a bat. Biol. Lett. 13: 20170395. http://dx.doi.org/10.1098/rsbl.2017.0395

Di Salvo, I., Russo, D., & Sarà, M. 2009. Habitat preferences of bats in a rural area of Sicily determined by acoustic surveys. Hystrix, 20(2). https://doi.org/10.4404/hystrix-20.2-4444

Dietz, C., Nill, D. & Von Helversen, O. 2009. *Bats of Europe and Northwest Africa*. A & C Black Publishers, London, 400 pp.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Ellerbrok, J.S., Delius, A., Peter, F., Farwig, N. & Voigt, C.C. 2022. Activity of forest specialist bats decreases towards wind turbines at forest sites. Journal of Applied Ecology, https://doi.org/10.1111/1365-2664.14249

Erickson, J.L. & West, S.D. 2002. The influence of regional climate and nightly weather conditions on activity patterns of insectivorous bats. Acta Chiropterologica, 4(1): 17-24. https://doi.org/10.3161/001.004.0103

Finch, W.H., Bolin, J.E. & Kelley, K. 2014. *Multilevel modeling using R*. 1st edition. Crc Press.

Foo, C.F., Bennett, V.J., Hale, A.M., Korstian, J.M., Schildt, A.J. & Williams, D.A. 2017. Increasing evidence that bats actively forage at wind turbines. PeerJ. Nov 3;5:e3985. doi: 10.7717/peerj.3985. PMID: 29114441; PMCID: PMC5672837.

Gaisler, J., Zukal, J., Rehak, Z. & Homolka, M. 1998. Habitat preference and flight activity of bats in a city. Journal of Zoology, 244: 439-445. https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1998.tb00048.x

Gelman, A., & Hill, J. 2006. *Data Analysis Using Regression and Multilevel/Hierarchical Models. Analytical Methods for Social Research*. Cambridge University Press. doi:10.1017/CBO9780511790942

Goiti, U.,. Aihartza, J.R, Almenar, D., Salsamendi, E. & Garin, I. 2006. Seasonal foraging by *Rhinolophus euryale* (Rhinolophidae) in an Atlantic rural landscape in northern Iberian Peninsula. Acta Chiropterologica, 8: 141–156. https://doi.org/10.3161/1733-5329(2006)8[141:SFBRER]2.0.CO;2

Hartig, F. 2022. DHARMa: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level/Mixed) Regression Models. http://florianhartig.github.io/DHARMa/ R package version 0.4.5. https://CRAN.R-project.org/package=DHARMa

Harrison, X.A., Donaldson, L., Correa-Cano, M.E., Evans, J., Fisher, D.N., Goodwin, C.E.D., Robinson, B.S., Hodgson, D.J. & Inger, R. 2018. A brief introduction to mixed effects modelling and multi-model inference in ecology. PeerJ 6:e4794 https://doi.org/10.7717/peerj.4794

Heim, O., Lorenz, L., Kramer-Schadt, S., Jung, K., Voigt, C.C. & Eccard, J.A. 2017. Landscape and scale-dependent spatial niches of bats foraging above intensively used arable fields. Ecological Processes, 6, 24. https://doi.org/10.1186/s13717-017-0091-7

Hutterer, R., Ivanova, T., Meyer-Cords, C. & Rodrigues, L. 2005. *Bat migrations in Europe: a review of banding data and literature*. Naturschutz und Biologische Vielfalt, 28: 1–176.

Johns, S.E. 2021. Bats, insects and weather: spatial – temporal trends on a Boreal Forest wind facility in Norway. Master‘s Thesis. Faculty of Environmental Sciences and Natural Resource Management. Norwegian University of Life Sciences. 65 pp.

Krauel, J.J., Westbrook, J.K. & McCracken, G.F. 2014. Weather-driven dyna mics in a dual-migrant system: moths and bats. Journal of Animal Ecology, 84: 604-614. doi: 10.1111/1365-2656.12327

Lin, J., Harris, L.S., Truan, M.L., Engilis Jr., A., & Kelt, D.A. 2021. Spatiotemporal patterns of riparian bat assemblages in a novel riparian ecosystem. Journal of Mammalogy, 103(3): 512-527. https://doi.org/10.1093/jmammal/gyab170

Long, C,V., Flint, J.A. & Lepper, P.A. 2011. Insect attraction to wind turbines: does colour play a role? Eur J Wildl Res, 57: 323–331. https://doi.org/10.1007/s10344-010-0432-7

Lüdecke, D., Ben-Shachar, M., Patil, I., Waggoner, P. & Makowski, D. 2021. performance: An R Package for Assessment, Comparison and Testing of Statistical Models. Journal of Open Source Software, 6(60), 3139. https://doi.org/10.21105/joss.03139

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Mackie, I.J. & Racey, P.A. 2007. Habitat use varies with reproductive state in noctule bats (Nyctalus noctula): implications for conservation. Bilogical Conservation, 140: 70-77. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.07.031

Maier, C. 1992. Activity patterns of pipistrelle bats (*Pipistrellus pipistrellus*) in Oxfordshire. Journal of Zoology (London), 228: 69-80. https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1992.tb04433.x

McGuire, L.P. & Boyle, W.A., 2013. Altitudinal migration in bats: evidence, patterns and drivers. Biological Reviews, 88: 767-786. https://doi.org/10.1111/brv.12024

Medinas, D., Marques, J.T., Costa, P., Santos, S., Rebelo, H., Barbosa, A.M. & Mira, A. 2021. Spatiotemporal persistence of bat roadkill hotspots in response to dynamics of habitat suitability and activity patterns. Journal of Environmetal Management, 277. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111412

Mendes, E.S., Ramos, M.J., Marques, S.F. & Fonseca, C. 2014. A mosaic of opportunities? Spatio-temporal patterns of bat diversity and activity in a strongly humanized Mediterranean wetland. Eur J Wildl Res 60: 651–664. https://doi.org/10.1007/s10344-014-0832-1

Milne, D.J., Fisher, A. Rainey, I. & Pavey, C.R. 2005. Temporal patterns of bats in the top end of the Northern Territory, Australia. Journal of Mammalogy, 86(5): 909-920. https://doi.org/10.1644/1545-1542(2005)86[909:TPOBIT]2.0.CO;2

Nakagawa, S., Johnson, P.C.D. & Schielzeth, H. 2017. The coefficient of determination R2 and intra-class correlation coefficient from generalized linear mixed-effects models revisited and expanded. Journal of The Royal Society Interface, 14(134), 20170213. https://doi.org/10.1098/rsif.2017.0213

O'Mara, M.T., Amorim, F., Scacco, M., McCracken, G.F., Safi, K., Mata, V., Tomé, R., Swartz, S., Wikelski, M., Beja, P., Rebelo, H. & Dechmann, D. K. 2021. Bats use topography and nocturnal updrafts to fly high and fast. Current Biology, 31(6), 1311-1316. https://doi.org/10.1016/j.cub.2020.12.042

Perks, S.J. & Goodenough, A.E. 2020. Abiotic and spatiotemporal factors affect activity of European bat species and have implications for detectability for acoustic surveys. Wildlife Biology: wlb.00659 https://doi.org/10.2981/wlb.00659

Peterson, T.S. 2020. *Predicting and Managing Risk to Bats at Commercial Wind Farms using Acoustics*. University of Maine. Electronic Theses and Dissertations. 3195. https://digitalcommons.library.umaine.edu/etd/3195

Peterson, T.S., Mcgill, B., Hein, C.D. & Rusk, A. 2021. Acoustic Exposure to Turbine Operation Quantifies Risk to Bats at Commercial Wind Energy Facilities. Wildl. Soc. Bull., 45: 552-565. https://doi.org/10.1002/wsb.1236

Racey, P.A. & Swift, S.M. 1985. Feeding ecology of *Pipistrellus pipistrellus* (Chiroptera: Vespertilionidae) during pregnancy and lactation. 1. Foraging behaviour. Animal Ecology, 54: 205-215. https://doi.org/10.2307/4631

Rainho, A. & Palmeirim, J.M. 2011. The importance of distance to resources in the spatial modelling of bat foraging habitat. PLoS ONE 6(4): e19227. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0019227

Ransome, R.D. & Hutson, M. 2000. Action plan for the conservation of the greater horseshoe bat in Europe (*Rhinolophus ferrumequinum*). Nature and Environment, Nº 109. Council of Europe Publishing.

R Core Team. 2022. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL https://www.R-project.org/

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Reusch, C., Lozar, M., Kramer-Schadt, S., & Voigt, C. 2022. Coastal onshore wind turbines lead to habitat loss for bats in Northern Germany. Journal of Environmental Management, 310, 114715. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114715

Roeleke, M., Teige, T., Hoffmeister, U., Klingler, F. & Voigt, C. 2018. Aerial-hawking bats adjust their use of space to the lunar cycle. Movement Ecology, 6(11). https://doi.org/10.1186/s40462-018-0131-7

Roemer, C., Bas, Y., Disca, T. & Coulon, A. 2019. Influence of landscape and time of year on bat wind turbines collision risks. Landscape Ecology, 34(12): 2869-2881. https://doi.org/10.1007/s10980-019-00927-3

Roemer, C., Disca, T., Coulon, A. & Bas, Y. 2017. Bat flight height monitored from wind masts predicts mortality risk at wind farms. Biological Conservation, 215: 116-122. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.09.002

Rue, H., Martino, S. & Chopin, N. 2009. Approximate Bayesian Inference for Latent Gaussian Models Using Integrated Nested Laplace Approximations (with discussion). *Journal of the Royal Statistical Society B*, 71: 319-392. https://doi.org/10.1111/j.1467-9868.2008.00700.x

Russo, D. & Jones, G. 2003. Use of foraging habitats by bats in a Mediterranean area determined by acoustic surveys: conservation implications. Ecography, 26: 197-209. https://doi.org/10.1034/j.1600-0587.2003.03422.x

Rydell, J. 1989. Feeding activity of the northern bat *Eptesicus nilssoni* during pregnancy and lactation. Oecologia, 80: 562–565. https://doi.org/10.1007/BF00380082

Rydell, J., Bach, L., Dubourg-Savage, M.-J., Green, M., Rodrigues, L. & Hedenström, A. 2010a. Bat mortality at wind turbines in northwestern Europe. Acta Chiropterologica 12, 261-274. https://doi.org/10.3161/150811010X537846

Rydell, J., Bach, L., Dubourg-Savage, M-J.,Green, M., Rodrigues, L. & Hedenström, A. 2010b. Mortality of bats at wind turbines links to nocturnal insect migration? European Journal of Wildlife Research, 56(6): 823-827. https://doi.org/10.1007/s10344-010-0444-3

Saldaña-Vázquez, R.A. & Munguía-Rosas, M.A. 2013. Lunar phobia in bats and its ecological correlates: a meta-analysis. Mammalian Biology, 78: 216-219. https://doi.org/10.1016/j.mambio.2012.08.004

Seidman, V.M., & Zabel, C.J. 2001. Bat activity along intermittent streams in northwestern California. Journal of Mammalogy, 82(3), 738-747. https://doi.org/10.1644/1545-1542(2001)082<0738:BAAISI>2.0.CO;2

Shiel, C.B., Shiel, R.E. & Fairley, J.S. 1999. Seasonal changes in the foraging behaviour of Leisler's bats (Nyctalus leisleri) in Ireland as revealed by radio-telemetry. Journal of Zoology (London), 249: 347–358. https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1999.tb00770.x

Speakman, J.R. & Thomas, D.W. 2003. Physiological ecology and energetics of bats. Pp. 430-490. In: T.H. Kunz & M.B. Fenton Eds. *Bat ecology*. The University of Chicago Press. Chicago and London.

Stoycheva, S., Georgiev, D., & Velcheva, I. 2008. Feeding activity of three bat species (*Mammalia:Chiroptera*) in urban habitats of upper Thracian Valley (Bulgaria). In Proceedings of the Anniversary Scientific Conference of Ecology (pp. 538-542). http://web.uni-plovdiv.bg/ecology/files/ASCE2008/538-542_Stoycheva_et_al_(2008)_ASCE.pdf

Thieurmel, B. & Elmarhraoui, A. 2019. suncalc: Compute Sun Position, Sunlight Phases, Moon Position and Lunar Phase. R package version 0.5.0. https://CRAN.R-project.org/package=suncalc

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Vaughan , N., Jones, G. & Harris, S. 1997. Habitat use by bats (*Chiroptera*) assessed by means of a broad-band acoustic method. Journal of Applied Ecology, 34(3): 716-730. https://doi.org/10.2307/2404918

Verboom, B. & Spoelstra, K. 1999. Effects of food abundance and wind on the use of tree lines by an insectivorous bat, *Pipistrellus pipistrellus*. Canadian Journal of Zoology. 77(9): 1393-1401. https://doi.org/10.1139/z99-116

Weller, T.J. & Baldwin, J.A. 2012. Using echolocation monitoring to model bat occupancy and inform mitigations at wind energy facilities. The Journal of Wildlife Management, 76: 619-631. https://doi.org/10.1002/jwmg.260 https://www.fs.usda.gov/treesearch/pubs/39603

Wellig, S,D., Nussle´, S., Miltner, D., Kohle, O., Glaizot, O., Braunisch, V., Obrist, M.K. & Arlettaz, R. 2018. Mitigating the negative impacts of tall wind turbines on bats: vertical activity profiles and relationships to wind speed. PLoS ONE 13(3): e0192493. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0192493

Zuur, A.F. & Ieno, E.N. 2018. *Beginers`s guide to spatial, temporal and spatial-temporal ecological data analysis with R-INLA, Volume II: GAM and zero-inflated models.* Highland Statistics Ltd, Newburgh, UK.

Zuur, A.F., Ieno, E.N. & Saveliev, A.A. 2017. *Spatial, temporal and spatial-temporal ecological data analysis with R-INLA. Vol. 1: Using GLM and GLMM*. Highland Statistics Ltd., Newburgh, UK.

4.5 APÉNDICES

4.5.1 Modelos frecuentistas con glmmTMB; parques SB-PC y Sil 2006-2009

Modelo con el menor AIC. Parte condicional: ~viento * temp + fecha + parque*año + (fecha|estacion). Parte zeo inflation: ~ viento * temp + parque * año (SB_PC_Sil_06_09_fijos_zinb00c3_glmmTMB).

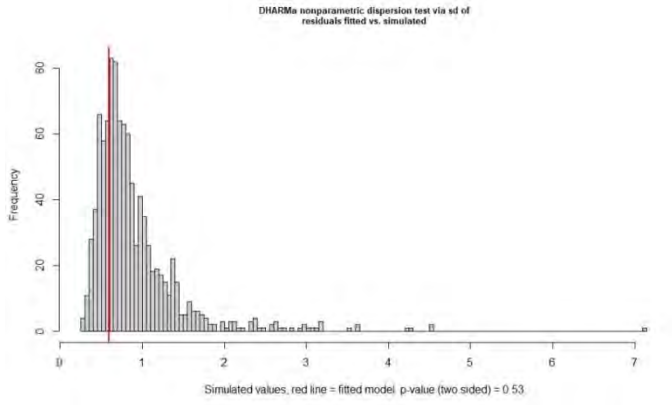


Figura 4.11. Resultados del test de dispersión calculado con la función "testDispersion" del paquete DHARMA (Hartig, 2021), previo cálculo de 1.000 simulaciones de residuos del modelo con la función simulateResiduals del mismo paquete. DHARMa nonparametric dispersion test via sd of residuals fitted vs. simulated; dispersion = 0,66332, p-value = 0,53, alternative hypothesis: two.sided.

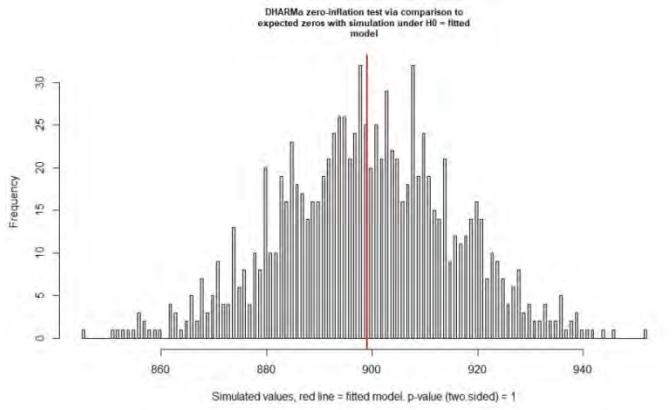


Figura 4.12. Resultados del test de inflación de ceros calculado con la función "testZeroInflation" del paquete DHARMa (Hartig, 2021), previo cálculo de 1.000 simulaciones de residuos del modelo con la función simulateResiduals del mismo paquete. DHARMa zero-inflation test via comparison to expected zeros with simulation under H0 = fitted model; ratioObsSim = 0,99978, p-value = 1; alternative hypothesis: two.sided.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

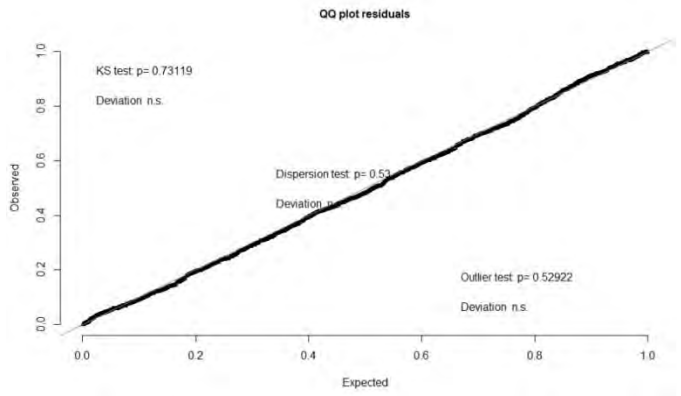


Figura 4.13. Representación gráfica del testado de la asunción de normalidad de los residuos, utilizando la función "plotQQunif" del paquete DHARMa (Hartig, 2021), en base a 1.000 simulaciones.

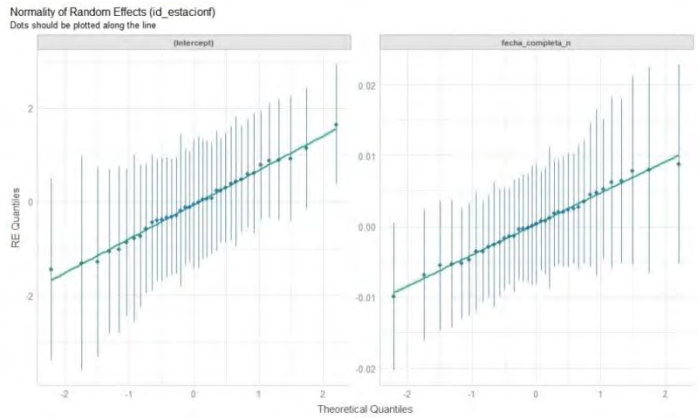


Figura 4.14. Representación gráfica del testado de la asunción de normalidad de los residuos para la parte aleatoria del modelo, utilizando la función "check_model" del paquete performance (Lüdecke *et al.*, 2021).

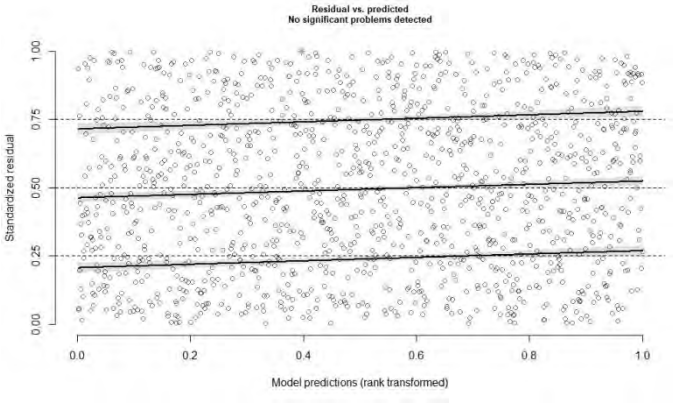


Figura 4.15. Comportamiento de los residuos del modelo frente a las predicciones del mismo, utilizando la función "plotResiduals" del paquete DHARMa (Hartig, 2021), en base a 1.000 simulaciones.

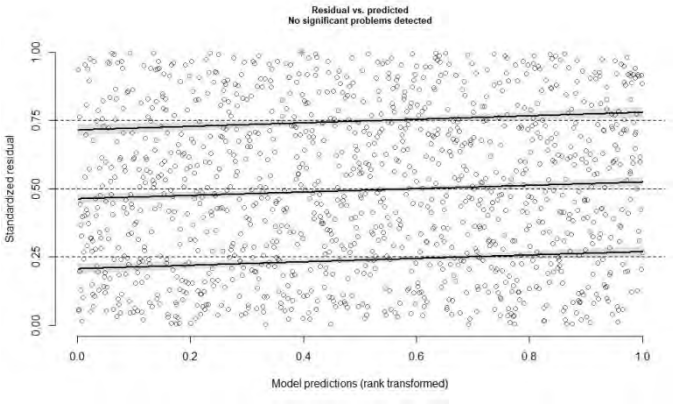


Figura 4.16. Comportamiento de los residuos del modelo frente a las predicciones del mismo para la variable estación, utilizando la función "plotResiduals" del paquete DHARMa (Hartig, 2021), en base a 1.000 simulaciones.

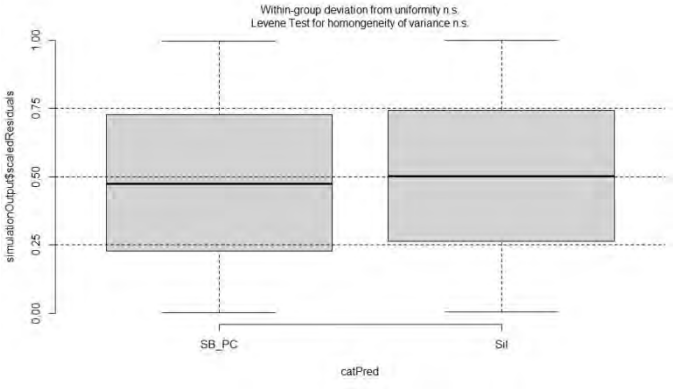


Figura 4.17. Comportamiento de los residuos del modelo frente a las predicciones del mismo para la variable parque eólico, utilizando la función "plotResiduals" del paquete DHARMa (Hartig, 2021), en base a 1.000 simulaciones.

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

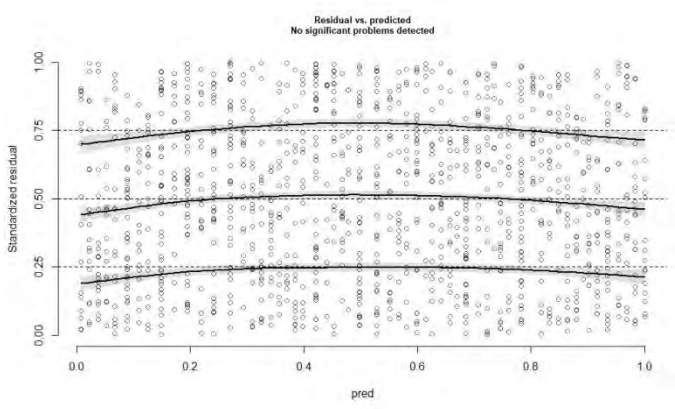


Figura 4.18. Comportamiento de los residuos del modelo frente a las predicciones del mismo para la variable fecha completa, utilizando la función "plotResiduals" del paquete DHARMa (Hartig, 2021), en base a 1.000 simulaciones.

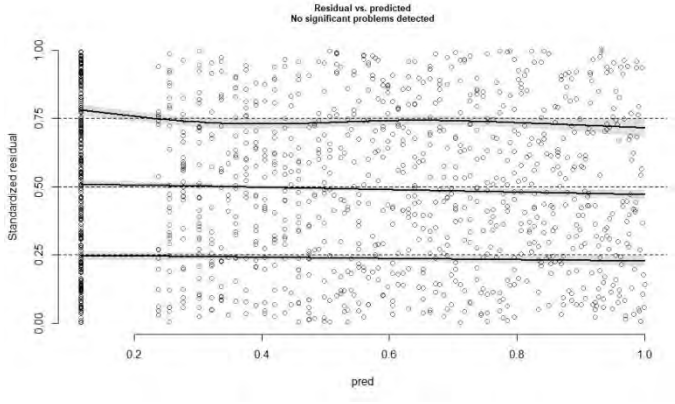


Figura 4.19. Comportamiento de los residuos del modelo frente a las predicciones del mismo para la variable viento, utilizando la función "plotResiduals" del paquete DHARMa (Hartig, 2021), en base a 1.000 simulaciones.

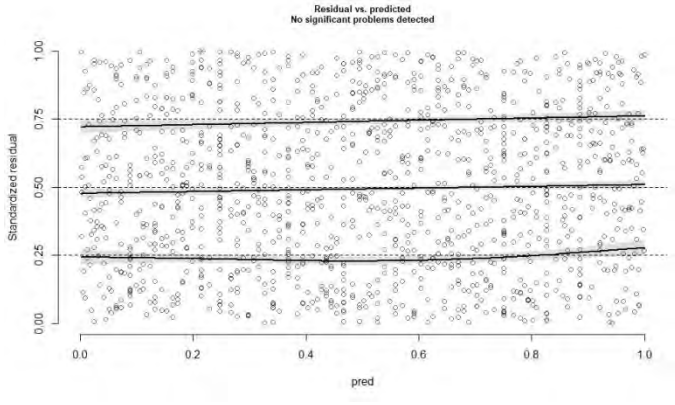


Figura 4.20. Comportamiento de los residuos del modelo frente a las predicciones del mismo para la variable temperatura, utilizando la función "plotResiduals" del paquete DHARMa (Hartig, 2021), en base a 1.000 simulaciones

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

4.5.2 Modelos frecuentistas con glmmTMB; todos los parques 2006-2009

Modelo con el menor AIC. Parte condicional: ~viento + temp + nubes + luna + aero + viento:aero + fecha + parque*año + (fecha|estacion); parte zi: ~ viento + temp + nubes + luna + aero + viento:aero + parque*año (TODOS_06_09_fijos_zinb00a3_glmmTMB).

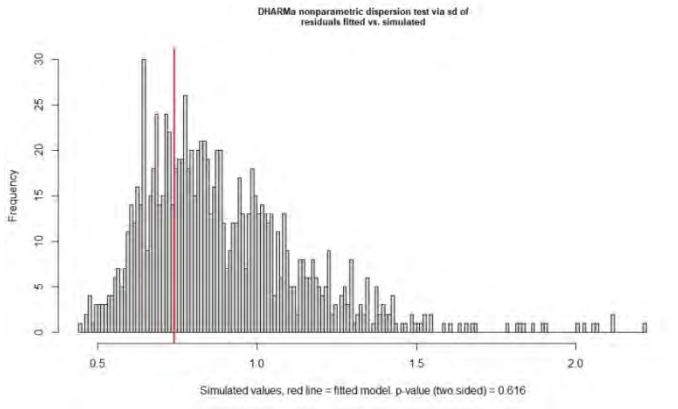


Figura 4.21. Resultados del test de dispersión calculado con la función "testDispersion" del paquete DHARMa (Hartig, 2021), previo cálculo de 1.000 simulaciones de residuos del modelo con la función simulateResiduals del mismo paquete. DHARMa nonparametric dispersion test via sd of residuals fitted vs. simulated; dispersion = 0,83108, p-value = 0,616, alternative hypothesis: two.sided.

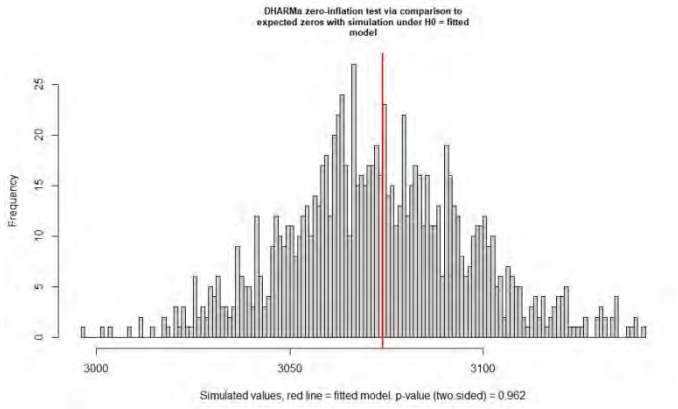


Figura 4.22. Resultados del test de inflación de ceros calculado con la función "testZeroInflation" del paquete DHARMa (Hartig, 2021), previo cálculo de 1.000 simulaciones de residuos del modelo con la función simulateResiduals del mismo paquete. DHARMa zero-inflation test via comparison to expected zeros with simulation under H0 = fitted model; ratioObsSim = 1,0002, p-value = 0,962; alternative hypothesis: two.sided.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

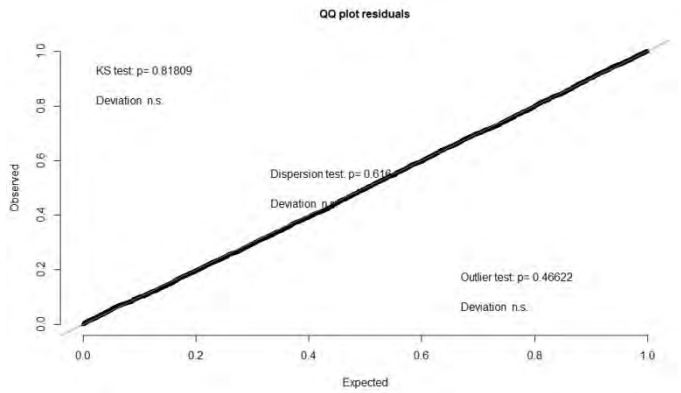


Figura 4.23. Representación gráfica del testado de la asunción de normalidad de los residuos, utilizando la función "plotQQunif" del paquete DHARMa (Hartig, 2021), en base a 1.000 simulaciones.

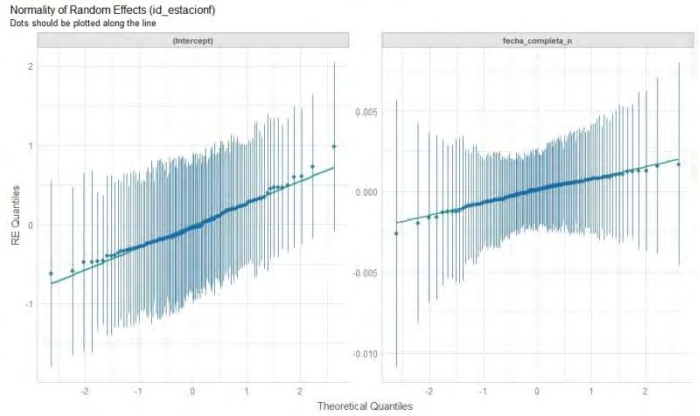


Figura 4.24. Representación gráfica del testado de la asunción de normalidad de los residuos para la parte aleatoria del modelo, utilizando la función "check_model" del paquete performance (Lüdecke *et al.*, 2021).

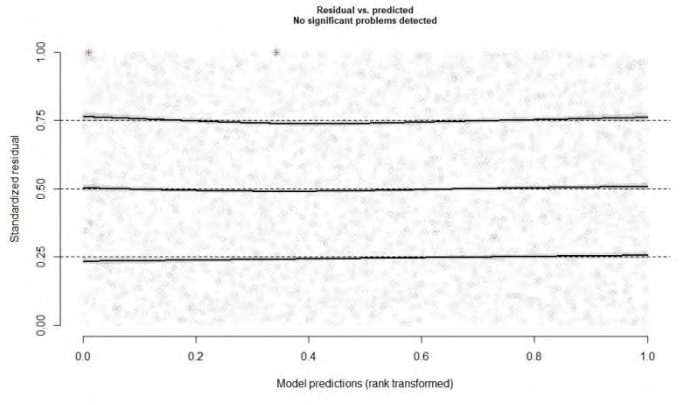


Figura 4.25. Comportamiento de los residuos del modelo frente a las predicciones del mismo, utilizando la función "plotResiduals" del paquete DHARMA (Hartig, 2021), en base a 1.000 simulaciones.

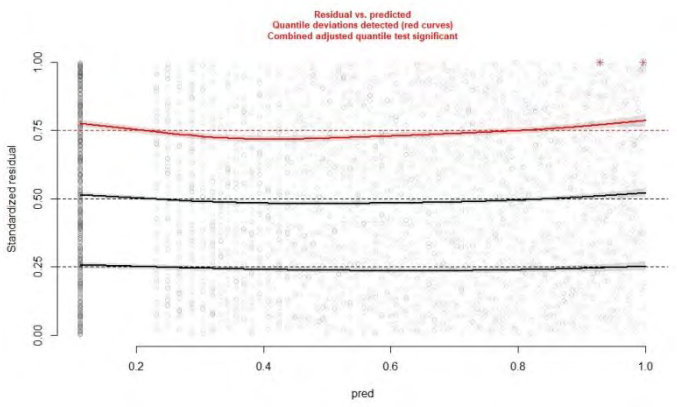


Figura 4.26. Comportamiento de los residuos del modelo frente a las predicciones del mismo para la variable viento, utilizando la función "plotResiduals" del paquete DHARMa (Hartig, 2021), en base a 1.000 simulaciones.

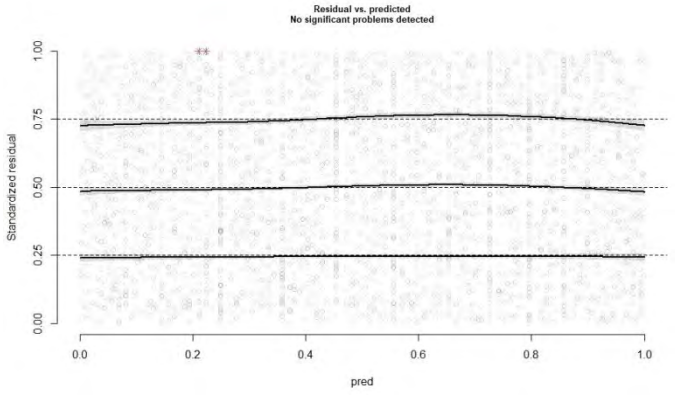


Figura 4.27. Comportamiento de los residuos del modelo frente a las predicciones del mismo para la variable temperatura, utilizando la función "plotResiduals" del paquete DHARMa (Hartig, 2021), en base a 1.000 simulaciones.

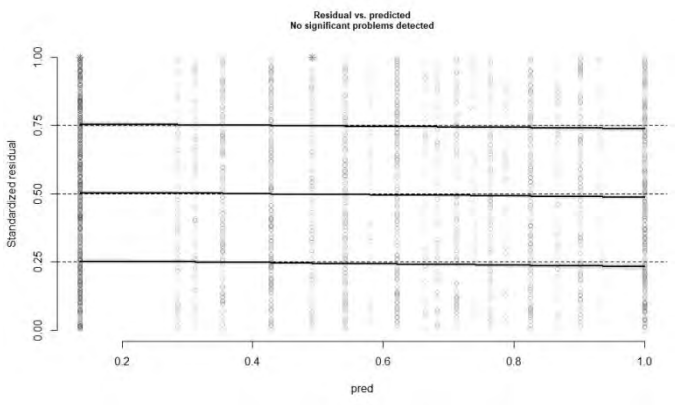


Figura 4.28. Comportamiento de los residuos del modelo frente a las predicciones del mismo para la variable nubes, utilizando la función "plotResiduals" del paquete DHARMa (Hartig, 2021), en base a 1.000 simulaciones.

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

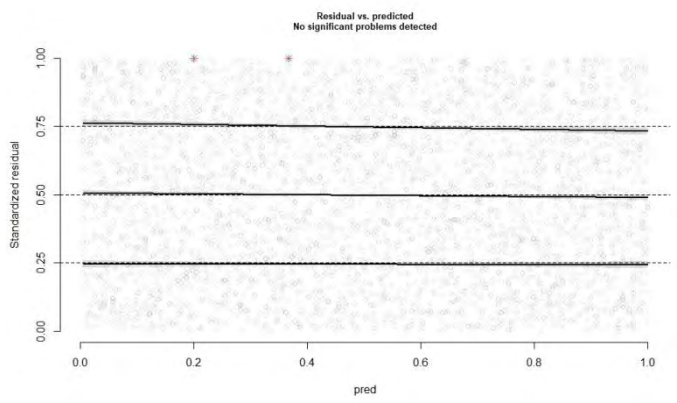


Figura 4.29. Comportamiento de los residuos del modelo frente a las predicciones del mismo para la variable luna, utilizando la función "plotResiduals" del paquete DHARMa (Hartig, 2021), en base a 1.000 simulaciones.

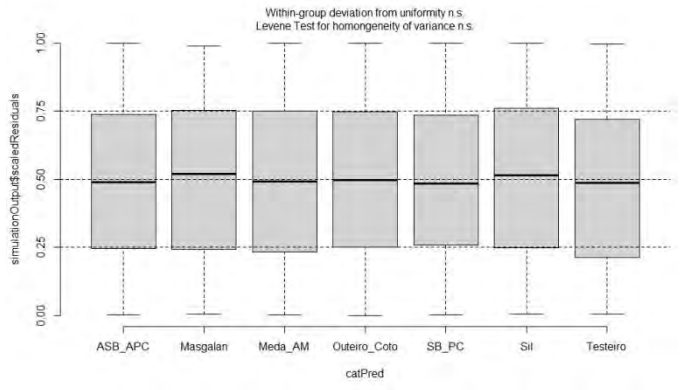


Figura 4.30. Comportamiento de los residuos del modelo frente a las predicciones del mismo para la variable parque eólico, utilizando la función "plotResiduals" del paquete DHARMa (Hartig, 2021), en base a 1.000 simulaciones.

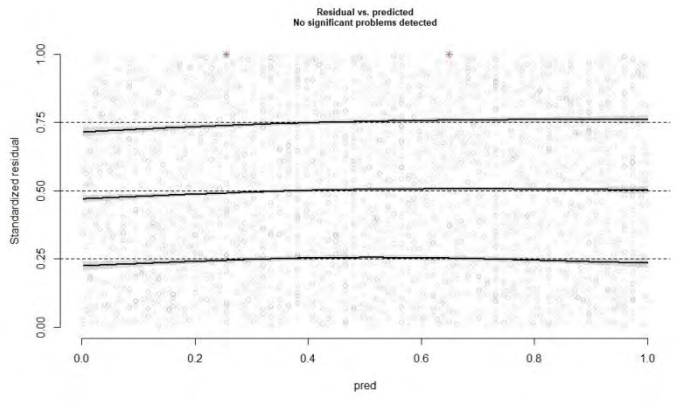


Figura 4.31. Comportamiento de los residuos del modelo frente a las predicciones del mismo para la variable fecha completa, utilizando la función "plotResiduals" del paquete DHARMa (Hartig, 2021), en base a 1.000 simulaciones.

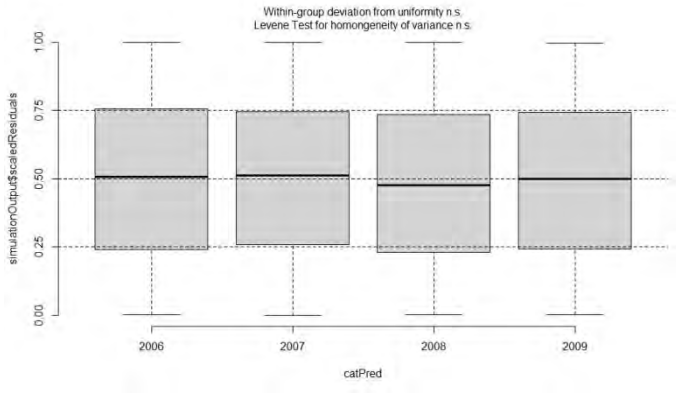


Figura 4.32. Comportamiento de los residuos del modelo frente a las predicciones del mismo para la variable año, utilizando la función "plotResiduals" del paquete DHARMa (Hartig, 2021), en base a 1.000 simulaciones.

4.5.3 Modelos Bayesianos con R-INLA

Proceso de validación del modelo ajustado (partes Bernouilli y Poisson conjuntamente).

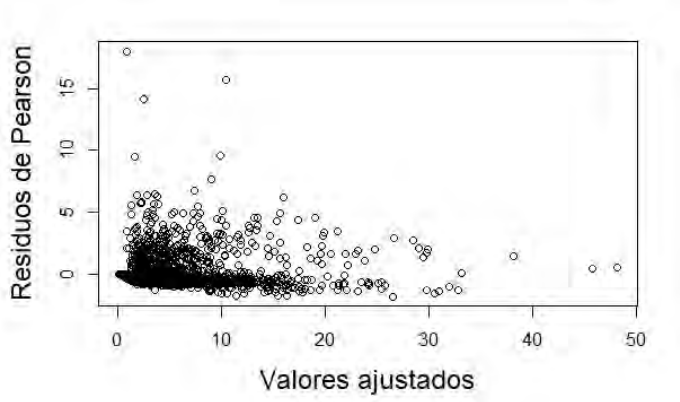


Figura 4.33. Representación del comportamiento del los residuos del modelo en relación a los valores ajustados por el mismo. 1,38 de sobredispersión.

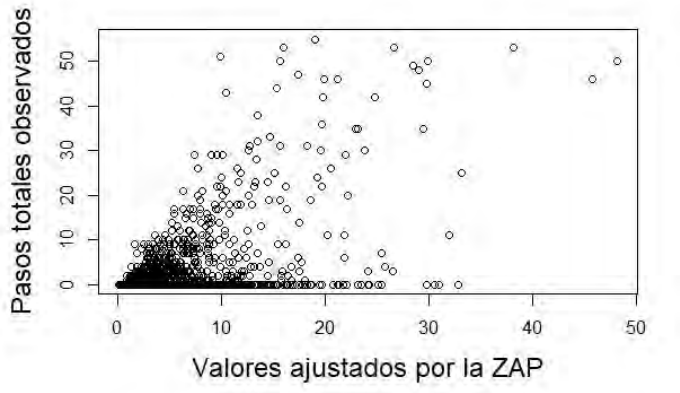


Figura 4.34. Representación del comportamiento de los pasos de quirópteros observados en relación a los valores ajustados por el modelo. Los puntos no se ajustan a la diagonal del gráfico, de lo que se puede concluir la ausencia de un sobreajuste.

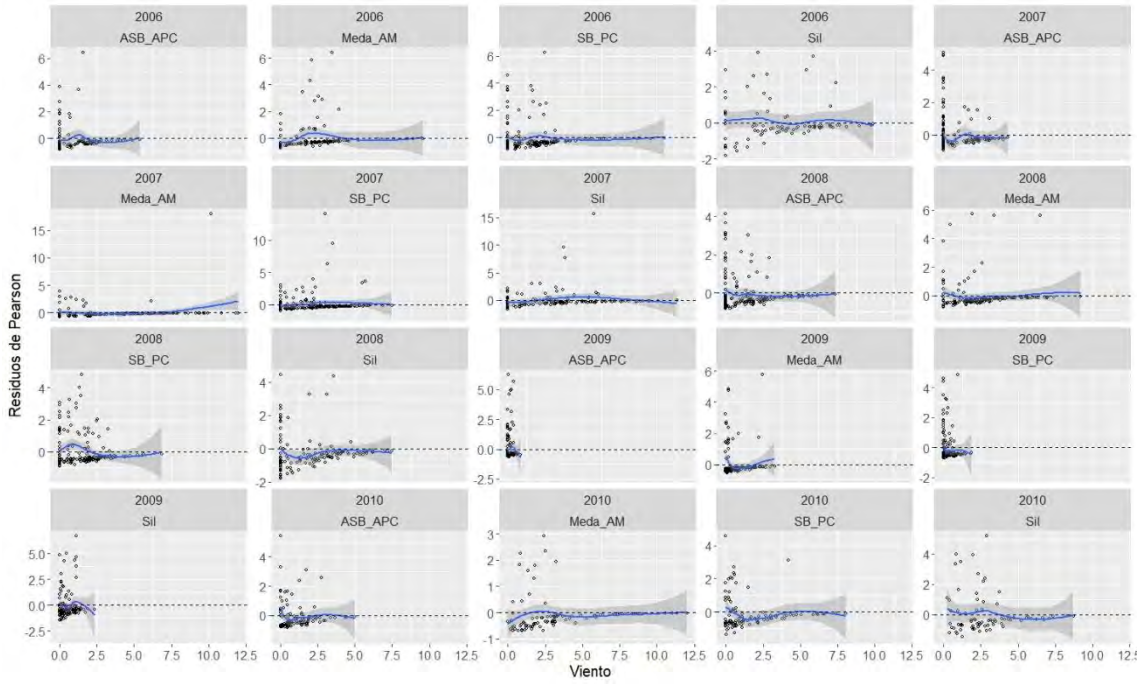


Figura 4.35. Comportamiento de los residuos del modelo ajustado frente a la variable viento, representado en función del año para cada parque eólico.

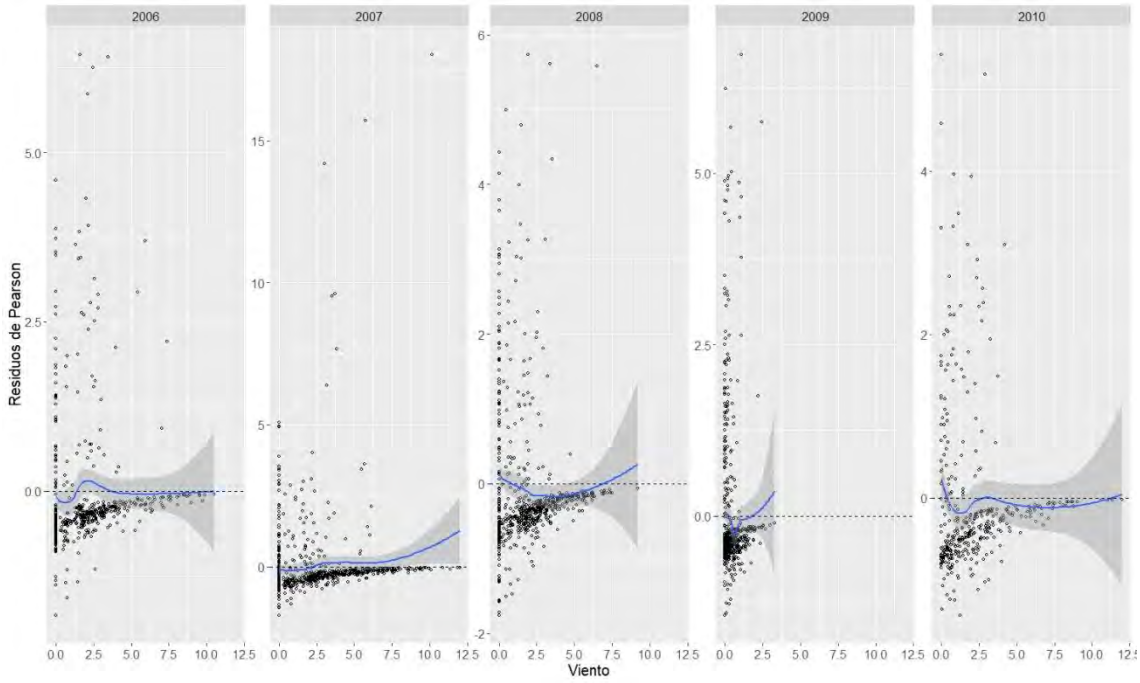


Figura 4.36. Comportamiento de los residuos del modelo ajustado frente a la variable viento, representado en función del año.

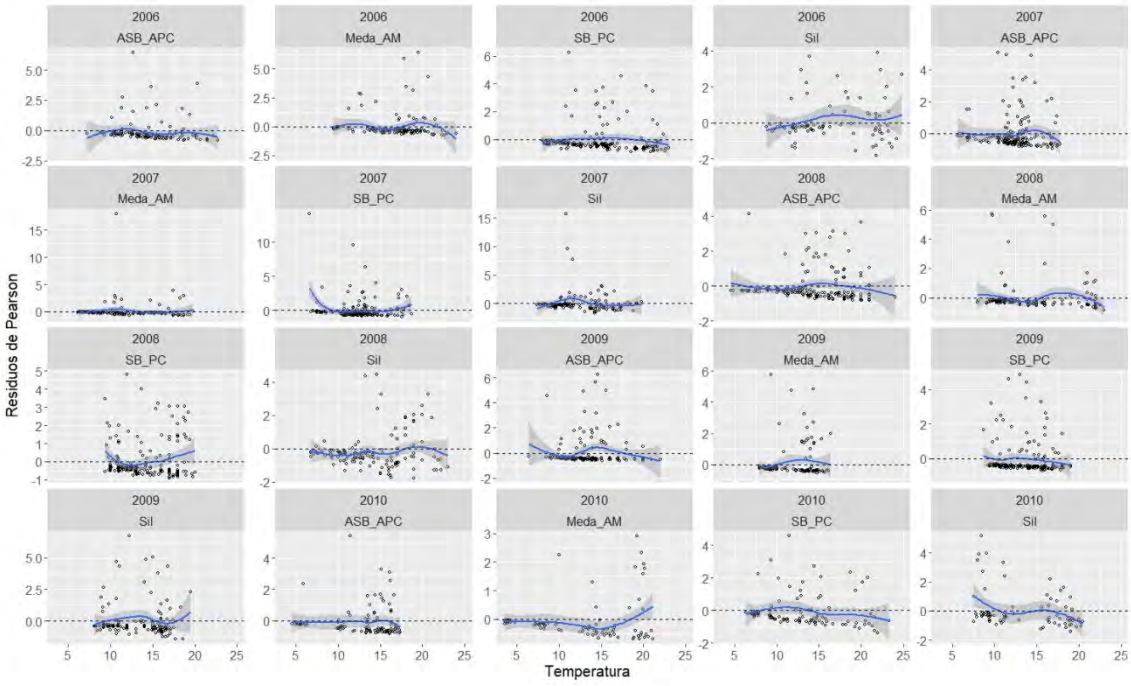


Figura 4.37. Comportamiento de los residuos del modelo ajustado frente a la variable temperatura, representado en función del año para cada parque eólico.

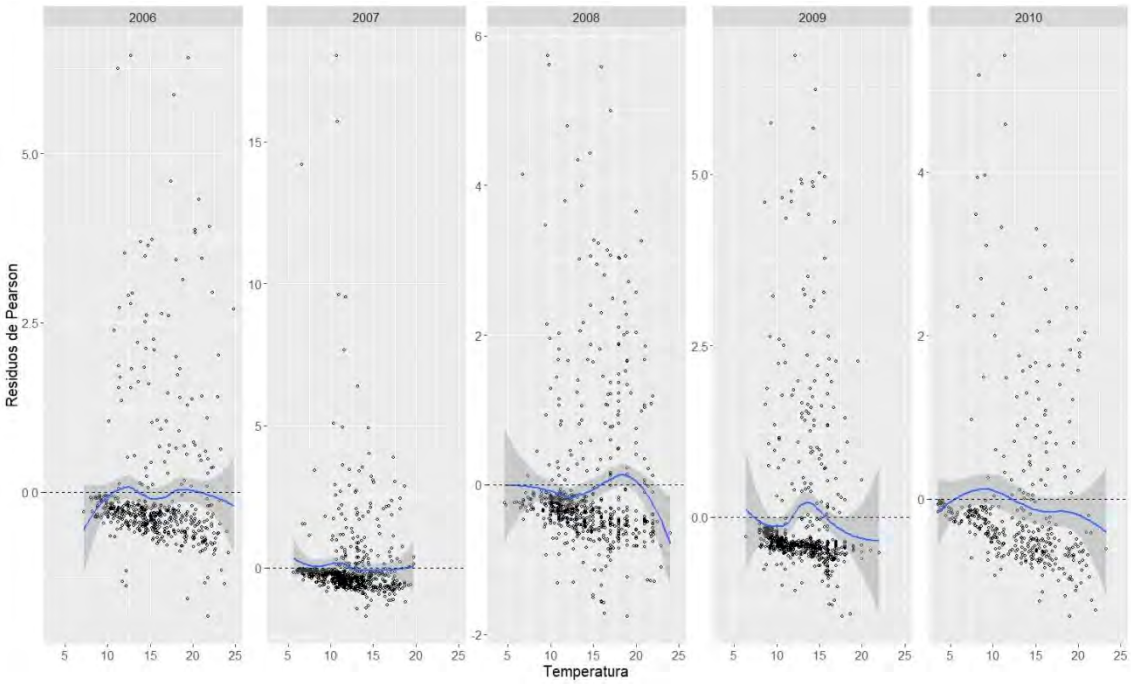


Figura 4.38. Comportamiento de los residuos del modelo ajustado frente a la variable temperatura, representado en función del año.

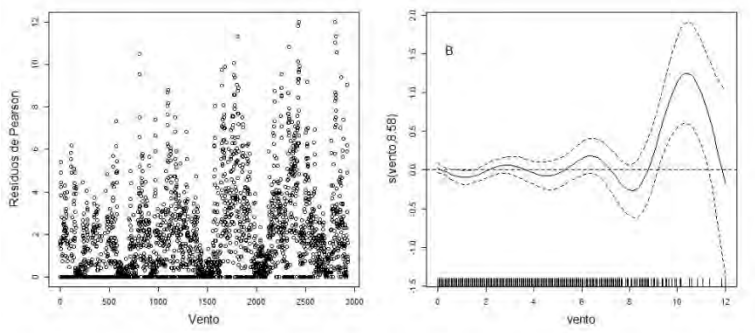


Figura 4.39. Comportamiento de los residuos del modelo ajustado frente a la variable viento, resultado del ajuste de un modelo GAM. Se espera observar que la línea punteada quede enmarcada dentro de los intervalos de confianza del suavizador para considerar la ausencia de patrones que indiquen la existencia de una relación no lineal.

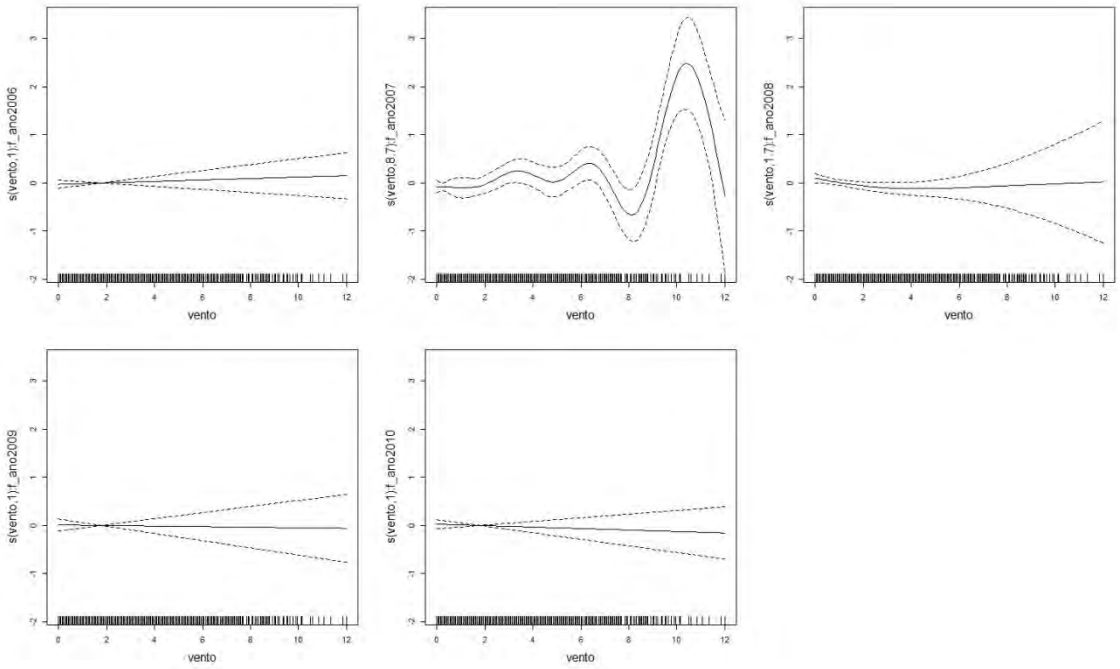


Figura 4.40. Comportamiento de los residuos del modelo ajustado frente a la variable viento, separadamente por año, resultado del ajuste de un modelo GAM. Se espera observar que una línea imaginaria que parta del valor 0 del suavizador paralela al eje x, quede enmarcada dentro de los intervalos de confianza del suavizador para considerar la ausencia de patrones que indiquen la existencia de una relación no lineal. En este caso el año problemático es 2007.

USC
UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

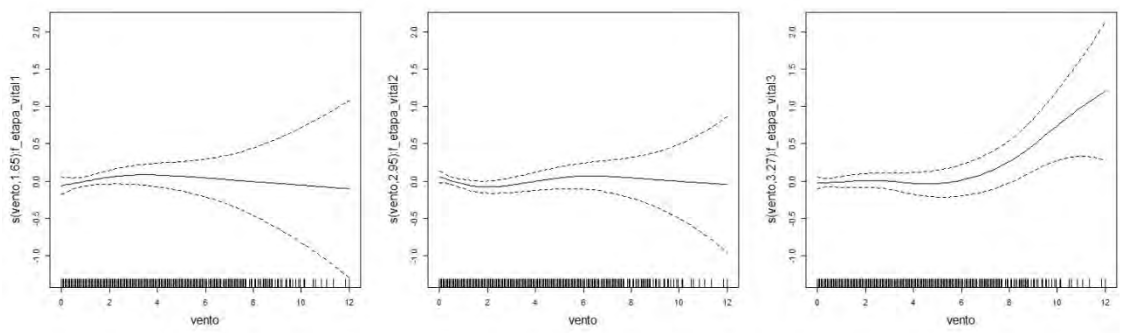


Figura 4.41. Comportamiento de los residuos del modelo ajustado frente a la variable viento, separadamente por etapa vital, resultado del ajuste de un modelo GAM. Se espera observar que una línea imaginaria que parta del valor 0 del suavizador paralela al eje x, quede enmarcada dentro de los intervalos de confianza del suavizador para considerar la ausencia de patrones que indiquen la existencia de una relación no lineal.

Tabla 4.13. Modelos GAM ajustados para comprobar el comportamiento de los residuos frente a la variable velocidad del viento.

modelos	df	AIC
~1	2,000	9298,071
s(vento)	10,578	9261,238
s(vento, by=f_ano)	15,394	9245,952
s(vento, by= f_etapa_vital)	9,877	9263,323

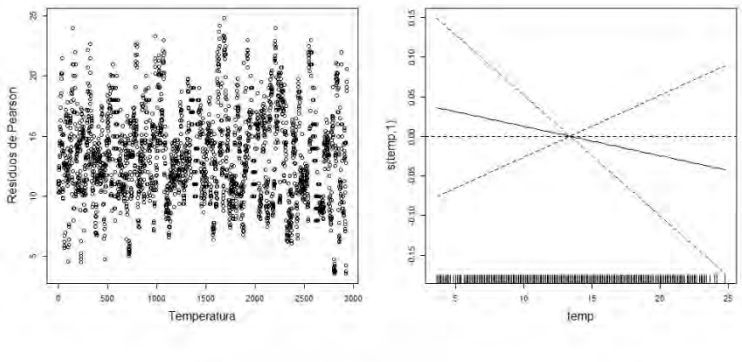


Figura 4.42. Comportamiento de los residuos del modelo ajustado frente a la variable temperatura, resultado del ajuste de un modelo GAM. Se espera observar que la línea punteada quede enmarcada dentro de los intervalos de confianza del suavizador para considerar la ausencia de patrones que indiquen la existencia de una relación no lineal.

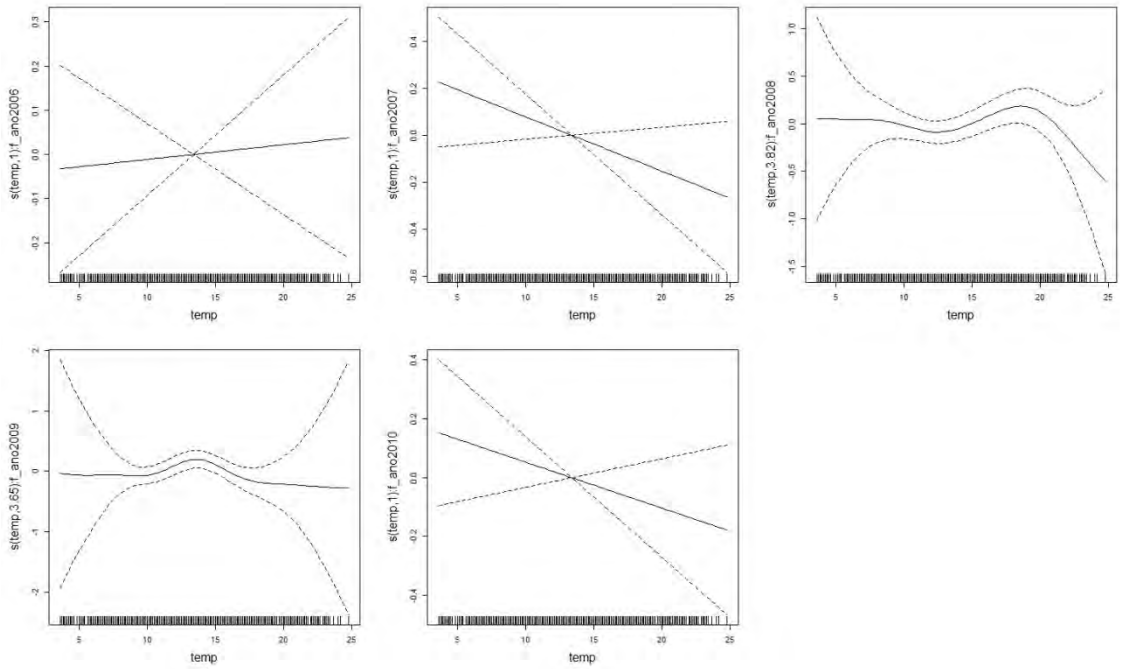


Figura 4.43. Comportamiento de los residuos del modelo ajustado frente a la variable temperatura, separadamente por año, resultado del ajuste de un modelo GAM. Se espera observar que una línea imaginaria que parta del valor 0 del suavizador paralela al eje x, quede enmarcada dentro de los intervalos de confianza del suavizador para considerar la ausencia de patrones que indiquen la existencia de una relación no lineal.

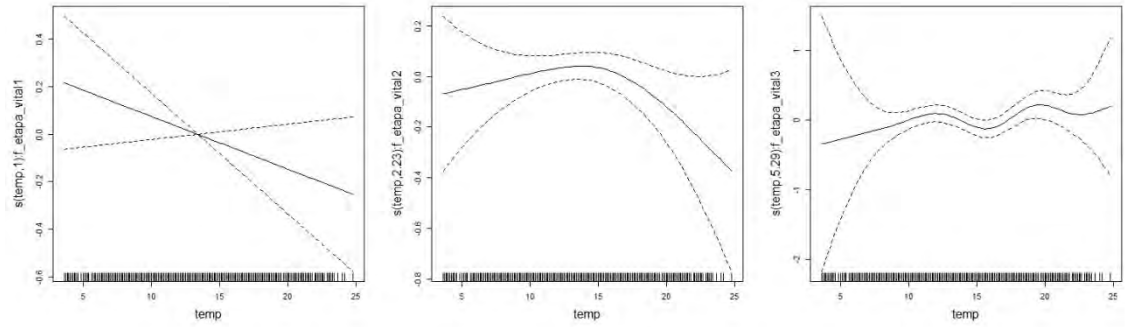


Figura 4.44. Comportamiento de los residuos del modelo ajustado frente a la variable temperatura, separadamente por etapa vital, resultado del ajuste de un modelo GAM. Se espera observar que una línea imaginaria que parta del valor 0 del suavizador paralela al eje x, quede enmarcada dentro de los intervalos de confianza del suavizador para considerar la ausencia de patrones que indiquen la existencia de una relación no lineal.

USC
UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Tabla 4.14. Modelos GAM ajustados para comprobar el comportamiento de los residuos frente a la variable temperatura.

modelos	df	AIC
~1	2,000	9268,071
s(temp)	3,000	9269,655
s(temp, by=f_ano)	12,477	9266,654
s(temp, by= f_etapa_vital)	10,514	9264,511

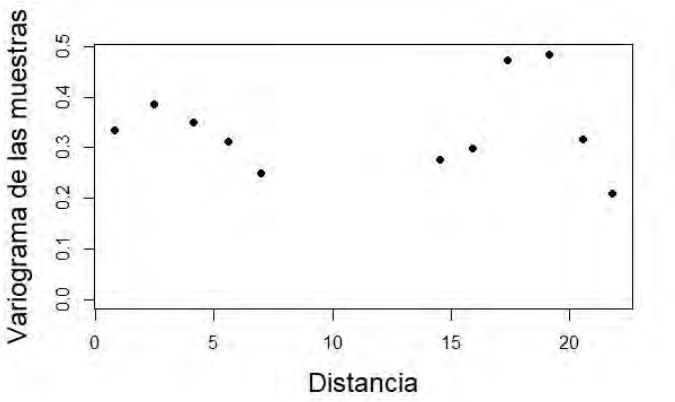


Figura 4.45. Testado de la existencia de correlación espacial de los residuos del modelo ajustado. Los puntos deberían seguir una línea horizontal para considerar la ausencia de correlación espacial. Sin embargo, el comportamiento de los mismos es considerablemente mejor que el observado en otros modelos alternativos ajustados (reducción de la escala a valores decimales frente a variaciones de unidades previas), gracias a la consideración de un factor aleatorio espacial en la parte binomial del modelo, y de un factor aleatorio espacio temporal en la parte ZT Poisson (Zero Truncated) del mismo. Distancia en km.

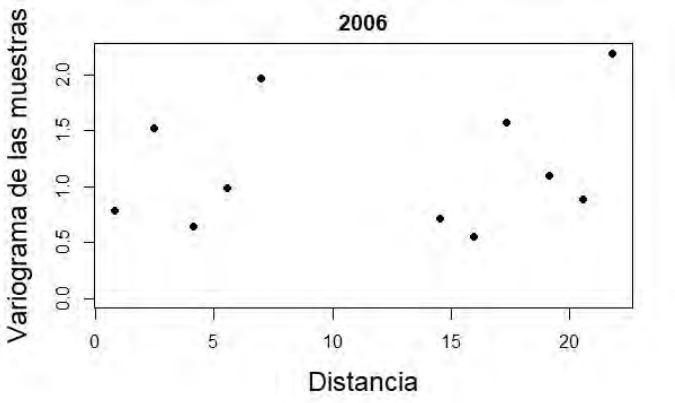


Figura 4.46. Testado de la existencia de correlación espacial de los residuos del modelo ajustado para el año 2006. Los puntos deberían seguir una línea horizontal para considerar la ausencia de correlación espacial.

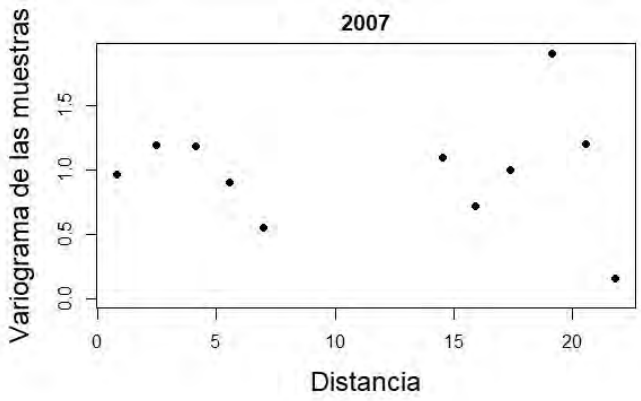


Figura 4.47. Testado de la existencia de correlación espacial de los residuos del modelo ajustado para el año 2007. Los puntos deberían seguir una línea horizontal para considerar la ausencia de correlación espacial.

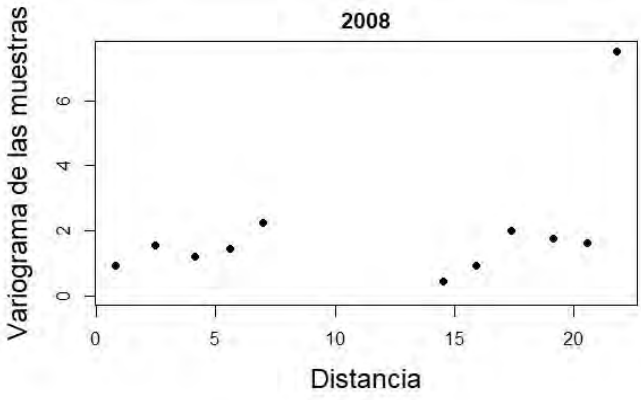


Figura 4.48. Testado de la existencia de correlación espacial de los residuos del modelo ajustado para el año 2008. Los puntos deberían seguir una línea horizontal para considerar la ausencia de correlación espacial.

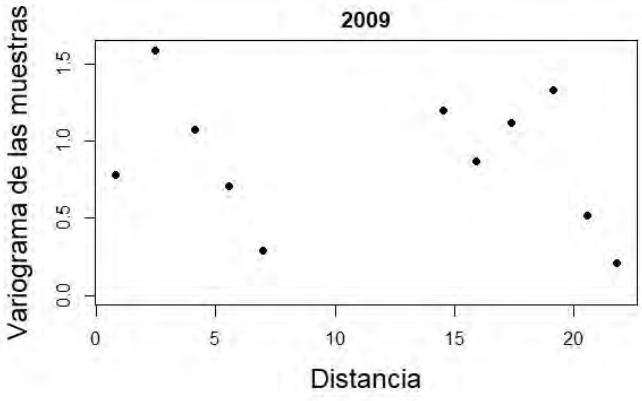


Figura 4.49. Testado de la existencia de correlación espacial de los residuos del modelo ajustado para el año 2009. Los puntos deberían seguir una línea horizontal para considerar la ausencia de correlación espacial.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

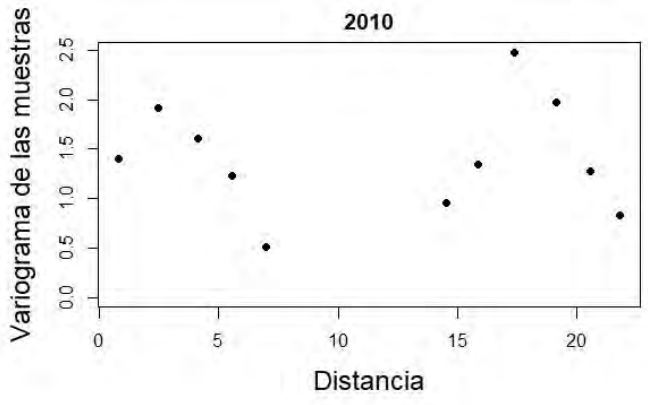


Figura 4.50. Testado de la existencia de correlación espacial de los residuos del modelo ajustado para el año 2010. Los puntos deberían seguir una línea horizontal para considerar la ausencia de correlación espacial.

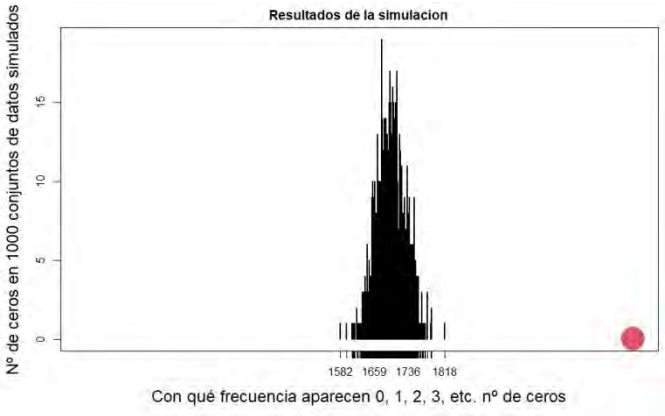


Figura 4.51. Resultados del ejercicio de simulación para testar el número de ceros generados por el modelo ajustado y el número de ceros de los datos analizados. Se han generado 1000 conjuntos de datos en base al modelo ajustado, y se han contabilizado el número de ceros existente en cada uno de ellos.

4.6 CÓDIGO EN LENGUAJE R

```
# Uso del paquete "suncalc" para los cálculos de hora de puesta de sol, porcentaje de
# iluminación de la luna y elevación de la luna sobre el horizonte (visible/no visible)
library(suncalc)
Analises<-read.csv2("Bats_clim_con_lua.csv", header=TRUE, dec=",")
# Como ese paquete necesita que la variable de longitud se llame "lon"
# y que la fecha tenga formato fecha y se llame "date", se crean esas
Analises$lon <-Analises$long
Analises$date <-as.Date(Analises$data, format = "%d/%m/%Y")
# Cálculo de la hora de puesta de sol por punto y fecha de muestreo
solpor<-getSunlightTimes(data = Analises,
                         keep = c("sunset"),
                         tz = "Europe/Madrid")
# Cálculo del porcentaje de iluminación de la luna (entre 0.0, luna nueva, y 1.0,
# luna llena), y elevación sobre el horizonte
solpor$hora <-Analises$hora
library(lubridate)
solpor$hora2 <- solpor$sunset + lubridate::minutes(solpor$hora)
Analises$date <-Analises$hora2
lua_altura<-getMoonPosition(data = Analises,
                            keep = c("altitude"))
lua_iluminacion<-getMoonIllumination(date = solpor$date,
                                     keep = c("fraction"))
solpor$lua_altitude <-lua_altura$altitude
solpor$lua_visible<-ifelse(solpor$lua_altitude < 0, "0", "1")
solpor$lua_porc <-lua_iluminacion$fraction
write.xlsx(solpor, file = "lua_e_sol_rev.xlsx",
           sheetName = "solpor", append = FALSE)
# Estos valores se incorporaron en Excel a la tabla general de datos, y a partir
# de aquí se realizaron los análisis correspondientes a este capítulo.
#
# Carga de las restantes librerías de R
librerias <- c(~~b~~ayesplot", ~~b~~bmle", ~~b~~rms",~~c~~oefplot", ~~D~~ataExplorer", ~~D~~HARMa",
~~d~~plyr", ~~e~~ffects", ~~fi~~elds", ~~g~~geffects", ~~g~~gmap", ~~g~~ggplot2", ~~g~~lmmTMB", ~~g~~stat",
~~in~~fluence.ME", ~~I~~NLA", ~~in~~sight", ~~j~~anitor", ~~k~~nitr", ~~l~~ang", ~~l~~attice", ~~l~~me4", ~~M~~uMIn",
~~nc~~f", ~~p~~arameters", ~~p~~erformance", ~~p~~sych, ~~q~~qplotr", ~~r~~gdal", ~~r~~geos", ~~r~~stan", ~~s~~ee",
~~sj~~Plot", ~~sj~~stats", ~~sp~~", "tidyr", ~~q~~pcR")
apply(librerias, require, character.only = TRUE)
source("HighstatLibV11.R")
# Carga de los datos completos para este capítulo
Analisis<-read.csv2("Bats_clim_con_lua.csv", header=TRUE, dec=",")
# Se exploran los valores no disponibles (NA's)
summary(Analisis)
# En este caso los valores no disponibles están solo en las variables funaero (38 NA's) y
# funaero_2 (2140 NA's). También se podrían contar con:
(Analisis, function(y) sum(length(which(is.na(y)))))
na_count <- data.frame(na_count)
na_count
```

USC UNIVERSIDADE DE COMPOSTELA

```
# Se elimina la columna funaero_2 de la tabla de datos
Analisis2 <- subset(Analisis, select = -funaero_2)
# Y se eliminan los 38 valores NA que quedan en la variable funaero
Analisis2c<-na.omit(Analisis2)
# Se parte de un 'data.frame' de 4.496 observaciones de 79 variables sin valores NA's
# Se asigna el tipo "factor" a determinadas variables con formato texto
Analisis2c$f_etapa_vital <-factor(Analisis2c$etapa_vital)
Analisis2c$f_ano<-factor(Analisis2c$ano)
Analisis2c$id_mesf<-factor(Analisis2c$id_mes)
Analisis2c$id_estacionf<-factor(Analisis2c$id_estacion)
Analisis2c$lua_codf<-factor(Analisis2c$lua_cod)
Analisis2c$lua_cod_2f<-factor(Analisis2c$lua_cod_2)
Analisis2c$neboaf<-factor(Analisis2c$neboa, labels = c("ausente", "presente"))
Analisis2c$etapa_vitalf<-factor(Analisis2c$etapa_vital)
Analisis2c$f_parque <-factor(Analisis2c$parque)
Analisis2c$f_lua_visible <-factor(Analisis2c$lua_visible,
                                  labels = c("No visible", "Visible"))
Analisis2c$f_lua_intens <-factor(Analisis2c$lua_intens)
Analisis2c$f_funaero <-factor(Analisis2c$funaero,
                              labels = c("parado", "funcionando", "ausente"))
# Se codifica la anterior variable "aero"
Analisis2c$f_aero <-factor(Analisis2c$aero,
                           labels = c("ausente", "presente"))
# Y se estandarizan algunas variables continuas, que se registran en origen con
# escalas muy diferentes.
Analisis2c$vento_std2 <-
  (Analisis2c$vento-mean(Analisis2c$vento))/(2*sd(Analisis2c$vento))
Analisis2c$temp_std2 <-
  (Analisis2c$temp-mean(Analisis2c$temp))/(2*sd(Analisis2c$temp))
Analisis2c$nubes_cobertura_std2 <-
  (Analisis2c$nubes_cobertura-mean(Analisis2c$nubes_cobertura))/
  (2*sd(Analisis2c$nubes_cobertura))
Analisis2c$lua_porc_std2 <-
  (Analisis2c$lua_porc-mean(Analisis2c$lua_porc))/(2*sd(Analisis2c$lua_porc))
# Búsqueda de valores extremos:
MyVar <- c( "fecha", "vento",  "temp", "nubes_cobertura", "lua_porc", "lua_visible",
    "lua_cod_2", "neboa", "hora", "funaero", "aero")
Mydotplot(Analisis2c[,MyVar])
# Exploración de los valores de inflación de varianza (VIF)
corvif(Analisis2c[,MyVar])
#' Relación entre variables (colinearidad)[EJEMPLO con algunas variables]
MyVar2 <- c( "f_ano", "f_parque", "fecha", "vento",  "temp",
             "nubes_cobertura", "lua_porc","f_lua_visible", "neboa", "hora")
Mypairs(Analisis2c[,MyVar2])
# Exploración del número de ceros y porcentaje sobre el total de observaciones
sum(Analisis2c$pastot == 0)
100 * sum(Analisis2c$pastot == 0) / nrow(Analisis2c)
# En caso de los distintos grupos fónicos [ejemplo para uno de ellos]:
```

USC UNIVERSIDADE DE COMPOSTELA

```
sum(Analisis2c$pasos_42_51 == 0)
100 * sum(Analisis2c$pasos_42_51 == 0) / nrow(Analisis2c)
# Ejemplo con datos de 2008, figuras 1.7 y 1.8
Analisis2c_2008 <- Analisis2c [ which(Analisis2c$ano == 2008 & Analisis2c$id_mesf != 4),
]
Analisis2c_2008$data <- as.Date(Analisis2c_2008$data,
                                tryFormats = c("%d-%m-%Y", "%d/%m/%Y"))
fecha_origen_2008 <- as.Date("2008-05-19", format = "%Y-%m-%d")
Analisis2c_2008$fecha_completa <- Analisis2c_2008$data - fecha_origen_2008
Analisis2c_2008$fecha_completa_n <- as.numeric(Analisis2c_2008$fecha_completa)
ggplot(subset(Analisis2c_2008, f_parque=="Sil"), aes(fecha_completa_n, pastot)) +
  geom_point() + geom_smooth() + ggtitle("Sil-2008") +
  xlab("Fecha de muestreo") + ylab("Pasos totales") +
  facet_wrap(vars(f_aero, id_estacionf))
ggplot(subset(Analisis2c_2008,      f_parque=="Testeiro"),aes(fecha_completa_n,      pastot))+
geom_point() + geom_smooth() + ggtitle("Testeiro-2008") +
  xlab("Fecha de muestreo") + ylab("Pasos totales") +
  facet_wrap(vars(f_aero, id_estacionf))
#
# Figura 1.9 [para la figura 1.10, usar el mismo código cambiando el conjunto de datos]
Analisis2c_2006_2009_SB_PC_Sil<- subset(Analisis2c, f_ano != '2010' &
                                  f_parque=="Sil"|f_ano != '2010' & f_parque=="SB_PC")
ggplot(data = Analisis2c_2006_2009_SB_PC_Sil) +
  geom_boxplot(mapping = aes(x = id_estacionf, y = pastot))
ggplot(data = Analisis2c_2006_2009_SB_PC_Sil) +
  geom_boxplot(mapping = aes(x = f_parque, y = pastot))
ggplot(data = Analisis2c_2006_2009_SB_PC_Sil) +
  geom_boxplot(mapping = aes(x = f_ano, y = pastot))
#
# Ejemplo de ajuste de uno de los modelos testados en el apartado
# 4.1.4.1 Proceso frecuentista (en este caso, SB_PC_Sil_06_09_zinb00a )
#
SB_PC_Sil_06_09_zinb00a_glmmTMB<-glmmTMB(pastot~ vento_std2 + temp_std2
+nubes_cobertura_std2 +lua_porc_std2 + f_aero +vento_std2:f_aero + fecha_completa_n +
(fecha_completa_n|f_parque/id_estacionf) + (fecha_completa_n|f_ano),
data=Analisis2c_2006_2009_SB_PC_Sil, ziformula=~.,family= nbinom2)

SB_PC_Sil_06_09_nb00a_glmmTMB<-glmmTMB(pastot~ vento_std2 + temp_std2 +
nubes_cobertura_std2 +lua_porc_std2 + f_aero +vento_std2:f_aero +fecha_completa_n +
(fecha_completa_n|f_parque/id_estacionf) + (fecha_completa_n|f_ano),
data=Analisis2c_2006_2009_SB_PC_Sil, ziformula=~0, family= nbinom2)

SB_PC_Sil_06_09_nb00a_lme4<-glmer.nb(pastot~ vento_std2 + temp_std2
+nubes_cobertura_std2 + lua_porc_std2 + f_aero +vento_std2:f_aero +fecha_completa_n +
(fecha_completa_n|f_parque/id_estacionf) + (fecha_completa_n|f_ano),
data=Analisis2c_2006_2009_SB_PC_Sil)
#
# Comparando con el modelo 'nulo':
```

USC DE COMPOSTELA

```
anova(SB_PC_Sil_06_09_zinb00_glmmTMB, B_PC_Sil_06_09_zinb000_glmmTMB,
SB_PC_Sil_06_09_zinb00a_glmmTMB, SB_PC_Sil_06_09_nb00_glmmTMB,
SB_PC_Sil_06_09_nb00a_glmmTMB)
AICtab(SB_PC_Sil_06_09_zinb00_glmmTMB, SB_PC_Sil_06_09_zinb000_glmmTMB,
SB_PC_Sil_06_09_zinb00a_glmmTMB,
    SB_PC_Sil_06_09_nb00_glmmTMB, SB_PC_Sil_06_09_nb00a_glmmTMB)
anova(SB_PC_Sil_06_09_nb00_lme4, SB_PC_Sil_06_09_nb000_lme4,
SB_PC_Sil_06_09_nb00a_lme4)
AICtab(SB_PC_Sil_06_09_nb00_lme4, SB_PC_Sil_06_09_nb000_lme4,
SB_PC_Sil_06_09_nb00a_lme4)
# Resumen de los modelos
summary(SB_PC_Sil_06_09_zinb00a_glmmTMB)
summary(SB_PC_Sil_06_09_nb00a_glmmTMB)
summary(SB_PC_Sil_06_09_nb00a_lme4)
# Diagnóstico
diagnose(SB_PC_Sil_06_09_zinb00a_glmmTMB)
diagnose(SB_PC_Sil_06_09_nb00a_glmmTMB)
# Intervalos de confianza
confint(SB_PC_Sil_06_09_zinb00a_glmmTMB)
confint(SB_PC_Sil_06_09_nb00a_glmmTMB)
confint(SB_PC_Sil_06_09_nb00a_lme4)
# Representación de los efectos de los modelos
plot(allEffects(SB_PC_Sil_06_09_zinb00a_glmmTMB))
plot(allEffects(SB_PC_Sil_06_09_nb00a_glmmTMB))
plot(allEffects(SB_PC_Sil_06_09_nb00a_lme4))
# # Representación de los parámetros de los modelos
plot(parameters(SB_PC_Sil_06_09_zinb00a_glmmTMB))
plot(parameters(SB_PC_Sil_06_09_nb00a_glmmTMB))
plot(parameters(SB_PC_Sil_06_09_nb00a_lme4))
#
model_parameters(SB_PC_Sil_06_09_zinb00a_glmmTMB)
model_parameters(SB_PC_Sil_06_09_nb00a_glmmTMB)
model_parameters(SB_PC_Sil_06_09_nb00a_lme4)
# Test de equivalencia
equivalence_test(SB_PC_Sil_06_09_zinb00a_glmmTMB, rule = "cet")
equivalence_test(SB_PC_Sil_06_09_nb00a_glmmTMB, rule = "cet")
equivalence_test(SB_PC_Sil_06_09_nb00a_lme4, rule = "cet")
# Representación gráfica del dest de equivalencia
plot(equivalence_test(SB_PC_Sil_06_09_zinb00a_glmmTMB, rule = "cet"))
plot(equivalence_test(SB_PC_Sil_06_09_nb00a_glmmTMB, rule = "cet"))
plot(equivalence_test(SB_PC_Sil_06_09_nb00a_lme4, rule = "cet"))
# Test de equivalencia con los factores aleatorios:
equivalence_test(SB_PC_Sil_06_09_zinb00a_glmmTMB, effects = "random")
plot(equivalence_test(SB_PC_Sil_06_09_zinb00a_glmmTMB, effects = "random"))
equivalence_test(SB_PC_Sil_06_09_nb00a_glmmTMB, effects = "random")
plot(equivalence_test(SB_PC_Sil_06_09_nb00a_glmmTMB, effects = "random"))
equivalence_test(SB_PC_Sil_06_09_nb00a_lme4, effects = "random")
plot(equivalence_test(SB_PC_Sil_06_09_nb00a_lme4, effects = "random"))
```

USC DE COMPOSTELA

```
#
standard_error(SB_PC_Sil_06_09_zinb00a_glmmTMB, effects = "random")
standard_error(SB_PC_Sil_06_09_nb00a_glmmTMB, effects = "random")
standard_error(SB_PC_Sil_06_09_nb00a_lme4, effects = "random")
# Comprobación de ajuste del modelo
check_model(SB_PC_Sil_06_09_zinb00a_glmmTMB, panel=FALSE)
check_model(SB_PC_Sil_06_09_nb00a_glmmTMB, panel=FALSE)
check_model(SB_PC_Sil_06_09_nb00a_lme4, panel=FALSE)
# Cálculo de los valores de los coeficientes de determinación
performance::r2(SB_PC_Sil_06_09_zinb00a_glmmTMB)
performance::r2(SB_PC_Sil_06_09_nb00a_glmmTMB)
performance::r2(SB_PC_Sil_06_09_nb00a_lme4)
# Estimas de los efectos fijos y aleatorios
fixef(SB_PC_Sil_06_09_zinb00a_glmmTMB)
fixef(SB_PC_Sil_06_09_nb00a_glmmTMB)
fixef(SB_PC_Sil_06_09_nb00a_lme4)
ranef(SB_PC_Sil_06_09_zinb00a_glmmTMB)
ranef(SB_PC_Sil_06_09_nb00a_glmmTMB)
ranef(SB_PC_Sil_06_09_nb00a_lme4)
#### Simulaciones para el modelo SB_PC_Sil_06_09_zinb00a
SB_PC_Sil_06_09_zinb00a_glmmTMB_simres <-
  simulateResiduals(SB_PC_Sil_06_09_zinb00a_glmmTMB, n=1000, refit=F)
SB_PC_Sil_06_09_nb00a_glmmTMB_simres <-
  simulateResiduals(SB_PC_Sil_06_09_nb00a_glmmTMB, n=1000, refit=F)
SB_PC_Sil_06_09_nb00a_lme4_simres <-
  simulateResiduals(SB_PC_Sil_06_09_nb00a_lme4, n=1000, refit=F)
#
# Gráfico QQ para los residuos, similar al obtenido mediante la función
# check_normality() de la librería "performance".
plotQQunif(SB_PC_Sil_06_09_zinb00a_glmmTMB_simres)
plotQQunif(SB_PC_Sil_06_09_nb00a_glmmTMB_simres)
plotQQunif(SB_PC_Sil_06_09_nb00a_lme4_simres)
#
# Residuos esperados frente a residuos observados, ok.
plotResiduals(SB_PC_Sil_06_09_zinb00a_glmmTMB_simres, form = NULL,
              quantreg = T, rank = T, asFactor = NULL, smoothScatter = NULL,
              quantiles = c(0.25, 0.5, 0.75) )
plotResiduals(SB_PC_Sil_06_09_nb00a_glmmTMB_simres, form = NULL,
              quantreg = T, rank = T, quantiles = c(0.25, 0.5, 0.75) )
plotResiduals(SB_PC_Sil_06_09_nb00a_lme4_simres, form = NULL,
              quantreg = T, rank = T, asFactor = NULL, smoothScatter = NULL,
              quantiles = c(0.25, 0.5, 0.75) )
#
# Análisis de los factores por separado
# [ejemplo para SB_PC_Sil_06_09_nb00a_glmmTMB]
plotResiduals(SB_PC_Sil_06_09_nb00a_glmmTMB_simres,
              Analisis2c_2006_2009_SB_PC_Sil$id_estacion_f, quantreg = T)
plotResiduals(SB_PC_Sil_06_09_nb00a_glmmTMB_simres,
```

USC DE COMPOSTELA

```
            Analisis2c_2006_2009_SB_PC_Sil$f_parque, quantreg = T)
plotResiduals(SB_PC_Sil_06_09_nb00a_glmmTMB_simres,
            Analisis2c_2006_2009_SB_PC_Sil$fecha_completa_n, quantreg = T)
plotResiduals(SB_PC_Sil_06_09_nb00a_glmmTMB_simres,
            Analisis2c_2006_2009_SB_PC_Sil$vento_std2, quantreg = T)
plotResiduals(SB_PC_Sil_06_09_nb00a_glmmTMB_simres,
            Analisis2c_2006_2009_SB_PC_Sil$temp_std2, quantreg = T)
plotResiduals(SB_PC_Sil_06_09_nb00a_glmmTMB_simres,
            Analisis2c_2006_2009_SB_PC_Sil$nubes_cobertura_std2, quantreg = T)
plotResiduals(SB_PC_Sil_06_09_nb00a_glmmTMB_simres,
            Analisis2c_2006_2009_SB_PC_Sil$lua_porc_std2, quantreg = T)
# Test de dispersión
testDispersion(SB_PC_Sil_06_09_zinb00a_glmmTMB_simres)
testDispersion(SB_PC_Sil_06_09_nb00a_glmmTMB_simres)
testDispersion(SB_PC_Sil_06_09_nb00a_lme4_simres)
# Test de exceso de ceros
testZeroInflation(SB_PC_Sil_06_09_zinb00a_glmmTMB_simres)
testZeroInflation(SB_PC_Sil_06_09_nb00a_glmmTMB_simres)
testZeroInflation(SB_PC_Sil_06_09_nb00a_lme4_simres)
#
# Los análisis utilizando simultáneamente los años 2006-2009 y para todos los parques
# se realizan de manera similar a lo anterior, con este conjunto de datos:
Analisis2c_2006_2009_TODOS<- subset(Analisis2c, f_ano != '2010' & id_mesf != '4')
#
#
# Ejemplo de ajuste de un modelo del apartado 4.1.4.2 Proceso bayesiano, en este caso
# un ZAP GAM con correlación espacio-temporal
analises3 <- subset(Analisis, parque=="ASB_APC" | parque=="Meda_AM" |
                    parque=="SB_PC" | parque=="Sil")
# Parte Bernoulli del ZAP GAM
Loc       <- cbind(analises3$Xutm, analises3$Yutm)
RangeGuess <- 1 * 1000
MaxEdge    <- RangeGuess / 5
ConvHull <- inla.nonconvex.hull(Loc, convex=-0.05)
meshPois <- inla.mesh.2d(boundary = ConvHull, max.edge = c(1, 5) * MaxEdge, cutoff =
MaxEdge / 5)
# Construir la malla
APois    <- inla.spde.make.A(meshPois, loc = Loc)
spdePois <- inla.spde2.pcmatern(meshPois,
                            prior.range = c(1 * 1000, 0.0001),
                            prior.sigma = c(.5, 0.05))
wPois.index <- inla.spde.make.index(
  name    = 'w',
  n.spde  = spdePois$n.spde)
# El suavizador para la variable temperatura
library(mgcv)
Basistemp <- smoothCon(s(temp, k = 5, fx = TRUE),
                       data = analises3, knots = NULL, absorb.cons = TRUE)[[1]]$X
```

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

```
colnames(Basistemp) <- paste("Temp", 1:4, sep = "")
MyVar <- c( "parque", "f_etapa_vital", "vento", "temp")

Covariates_4 <- data.frame(Intercept   = rep(1, N), # año de referencia, 2006
  f_ano2007_4   = XYear3[,"f_ano2007"], f_ano2008_4   = XYear3[,"f_ano2008"],
  f_ano2009_4   = XYear3[,"f_ano2009"], f_ano2010_4   = XYear3[,"f_ano2010"],
  f_etapa_vital2_4          =          XYear3[,"f_etapa_vital2"],          f_etapa_vital3_4          =
XYear3[,"f_etapa_vital3"], parqueMeda_AM_4   = XYear3[,"parqueMeda_AM"],
  parqueSB_PC_4   = XYear3[,"parqueSB_PC"],  parqueSil_4   = XYear3[,"parqueSil"],
  Vento_4    = MyStd(analises3$vento),
  Temp1    = Basistemp[,"Temp1"], Temp2    = Basistemp[,"Temp2"],
  Temp3    = Basistemp[,"Temp3"], Temp4    = Basistemp[,"Temp4"])
lcs.temp <- inla.make.lincombs(Temp1 = Basistemp[, "Temp1"], Temp2 = Basistemp[,
"Temp1"], Temp3 = Basistemp[, "Temp1"], Temp4 = Basistemp[, "Temp1"])
names(lcs.temp)   <- paste(names(lcs.temp), "Temp", sep = "")
All.lcs <- c(lcs.temp)
analises3$pastot01 <- ifelse(analises3$pastot==0, 0, 1)
# Valores de analises3$pastot a presencia-ausencia, para aplicar distribución Bernouilli.
# Hacer el stack
N <- nrow(analises3)
Stack <- inla.stack(tag = "BernoulliFit", data = list(y = analises3$pastot01), A = list(1,
APois), effects = list(Covariates = Covariates_4, w  = wPois.index))
# Definir el modelo
fGam1 <- formula(y ~ -1 + Intercept + f_ano2007_4 + f_ano2008_4 + f_ano2009_4 +
f_ano2010_4 + f_etapa_vital2_4 + f_etapa_vital3_4 + parqueMeda_AM_4 + parqueSB_PC_4
+ parqueSil_4 + Vento_4 + Temp1 + Temp2 + Temp3 + Temp4)

fGam2 <-formula(y ~ -1 + Intercept + f_ano2007_4 + f_ano2008_4 + f_ano2009_4 +
f_ano2010_4 + f_etapa_vital2_4 + f_etapa_vital3_4 + parqueMeda_AM_4 + parqueSB_PC_4
+ parqueSil_4 +Vento_4 +Temp1 + Temp2 + Temp3 + Temp4 + f(w, model = spdePois))
# Ejecutar la parte Bernoulli del modelo GAM sin correlacion espacial
B1 <- inla(fGam1, family = "binomial", lincomb = All.lcs,
        data = inla.stack.data(Stack), control.compute = list(dic = TRUE, waic = TRUE),
        control.predictor = list(A = inla.stack.A(Stack)))

B2 <- inla(fGam2, lincomb = All.lcs, family = "binomial",
        data = inla.stack.data(Stack), control.compute = list(dic = TRUE, waic = TRUE),
        control.predictor = list(A = inla.stack.A(Stack)))

# Se añade la variación espacio-temporal
Repl <- as.numeric(analises3$f_ano)
NRepl <- length(unique(Repl))
A.PoisRepl <- inla.spde.make.A(meshPois, loc = Loc, repl = Repl)
spde.PoisRepl <- inla.spde2.pcmatern(meshPois,
                              prior.range = c(1 * 1000, 0.001),  prior.sigma = c(.5, .5))
wRepl.index <- inla.spde.make.index('w', n.spde = meshPois$n,  n.repl = NRepl)

StackBernRepl <- inla.stack(tag = "BernoulliFit",data = list(y = analises3$pastot01),
```

USC DE COMPOSTELA

```
  A = list(1, A.PoisRepl),  effects = list(Covariates = Covariates_4, w = wRepl.index))

fGam3 <- y ~ -1 + Intercept + f_ano2007_4 + f_ano2008_4 + f_ano2009_4 + f_ano2010_4 +
f_etapa_vital2_4 + f_etapa_vital3_4 +  parqueMeda_AM_4 +
  parqueSB_PC_4 + parqueSil_4 +  Vento_4 +  Temp1 + Temp2 + Temp3 + Temp4 +
  f(w, model = spde.PoisRepl, replicate = w.repl)

B3 <- inla(fGam3, family = "binomial", lincomb = All.lcs,
data=inla.stack.data(StackBernRepl), control.compute = list(dic = TRUE, waic = TRUE),
control.predictor = list(A = inla.stack.A(StackBernRepl)))
# Comparar los modelos con DICs y WAICs
dic  <- c(B1$dic$dic, B2$dic$dic, B3$dic$dic)
waic <- c(B1$waic$waic, B2$waic$waic, B3$waic$waic)
Z.out     <- cbind(dic, waic)
rownames(Z.out) <- c("Bernoulli GAM", "Bernoulli GAM + SRF","Bernoulli GAM +
spat.temp RF")
Z.out
# Extraer el suavizador para temperatura en B2
Ns <- nrow(analises3)
f.temp   <- B2$summary.lincomb.derived[1:Ns + 0 * Ns, "mean"]
SeLo.temp <- B2$summary.lincomb.derived[1:Ns + 0 * Ns,"0.025quant"]
SeUp.temp <- B2$summary.lincomb.derived[1:Ns + 0 * Ns,"0.975quant"]
Itemp <- order(analises3$temp)
MyData <- data.frame(mu  = c(   f.temp[Itemp]), SeUp = c(SeUp.temp[Itemp]),
  SeLo = c(SeLo.temp[Itemp]), Xaxis = c(sort(analises3$temp)),
  ID    = factor(rep(c("smoother de temperatura"), each = nrow(analises3))))

p <- ggplot()
p <- p + xlab("Covariate") + ylab("Smoother")
p <- p + theme(text = element_text(size = 15))
p <- p + geom_line(data = MyData, aes(x = Xaxis, y = mu))

p <- p + geom_ribbon(data = MyData, aes(x = Xaxis, ymax = SeUp, ymin = SeLo), alpha =
0.6)
p <- p + facet_wrap(~ID, scales = "free", ncol = 3)
p
my.ggp.yrange <- c(0, 0)
XPos <- c(analises3$temp)
XID  <- rep(c("smoother de temperatura"), each = nrow(analises3) )
MyData2 <- data.frame(Y     = rep(my.ggp.yrange, each = nrow(analises3)),
                      Xaxis = XPos, ID  = factor(XID))
p <- p + geom_text(data = MyData2, aes(y = Y, x = Xaxis, label = "|"), size = 1)
p
# Efectos fijos en B2
Out_B2 <- B2$summary.fixed[, c("mean", "0.025quant", "0.975quant")]
print(Out_B2, digits = 3)
# Hiperparámetros del campo aleatorio espacial
summary(B2)
```

```
SpFi.w <- inla.spde2.result(inla = B2, name = "w", spde = spdePois, do.transfer = TRUE)
Kappa <- inla.emarginal(function(x) x, SpFi.w$marginals.kappa[[1]] )
sigmau <- inla.emarginal(function(x) sqrt(x), SpFi.w$marginals.variance.nominal[[1]] )
r <- inla.emarginal(function(x) x, SpFi.w$marginals.range.nominal[[1]] )
Kappa
sigmau
r  / 1000  # Rango, distancia a la que la autocorrelación espacial es < 0.1
############################################################
# Parte Zero-truncated Poisson del ZAP GAM
analises3$pastotPos <- ifelse(analises3$pastot > 0, analises3$pastot, NA)
# Hacer el stack.
N <- nrow(analises3)
StackPP <- inla.stack(tag = "FitPos", data = list(y = analises3$pastotPos), A = list(1, APois),
effects = list(Covariates = Covariates_4,  w = wPois.index))
# Definir los modelos
fzt1 <- formula(y ~ -1 + Intercept + f_ano2007_4 + f_ano2008_4 + f_ano2009_4 +
f_ano2010_4 + f_etapa_vital2_4 + f_etapa_vital3_4 + parqueMeda_AM_4 + parqueSB_PC_4
+ parqueSil_4 + Vento_4 +Temp1 + Temp2 + Temp3 + Temp4)

fzt2 <-formula(y ~ -1 + Intercept + f_ano2007_4 + f_ano2008_4 + f_ano2009_4 +
f_ano2010_4 + f_etapa_vital2_4 + f_etapa_vital3_4 + parqueMeda_AM_4 + parqueSB_PC_4
+ parqueSil_4 + Vento_4 + Temp1 + Temp2 + Temp3 + Temp4 + f(w, model = spdePois))
# Ejecutar el modelo Poisson zero-truncated sin correlación espacial
PP1 <- inla(fzt1, family = 'zeroinflatedpoisson0',
        control.family = list(hyper = list(theta = list(initial = -10, fixed = TRUE))),
        lincomb = All.lcs, data = inla.stack.data(StackPP),
        control.compute = list(dic = TRUE, waic = TRUE),
        control.predictor = list(A = inla.stack.A(StackPP)))
PP1$summary.fixed
PP2 <- inla(fzt2, family = 'zeroinflatedpoisson0',
        control.family = list(hyper = list(theta = list(initial = -10, fixed = TRUE))),
        lincomb = All.lcs, data = inla.stack.data(StackPP),
        control.compute = list(dic = TRUE, waic = TRUE),
        control.predictor = list(A = inla.stack.A(StackPP)))
# Ahora el modelo replicado, con variación espacio-temporal
Repl <- as.numeric(analises3$f_ano)
NRepl <- length(unique(Repl))
A.PoisRepl <- inla.spde.make.A(meshPois, loc = Loc,  repl = Repl)
spde.PoisRepl <- inla.spde2.pcmatern(meshPois, prior.range = c(1 * 1000, NA), prior.sigma =
c(0.5, NA))
wRepl.index <- inla.spde.make.index('w', n.spde = meshPois$n, n.repl = NRepl)

StackPPRepl <- inla.stack(tag = "PPFit", data = list(y = analises3$pastotPos),
  A = list(1,  A.PoisRepl), effects = list(Covariates = Covariates_4, w = wRepl.index))
fzt3 <- formula(y ~ -1 + Intercept + f_ano2007_4 + f_ano2008_4 + f_ano2009_4 +
f_ano2010_4 + f_etapa_vital2_4 + f_etapa_vital3_4 + parqueMeda_AM_4 +
parqueSB_PC_4 + parqueSil_4 + Vento_4 + Temp1 + Temp2 + Temp3 + Temp4  + f(w,
model = spde.PoisRepl, replicate = w.repl))
```

USC DE COMPOSTELA

```
# Y se corre el modelo con el campo aleatorio espacio-temporal
PP3 <- inla(fzt3, family = 'zeroinflatedpoisson0',
        control.family = list(hyper = list(theta = list(initial = -10, fixed = TRUE))),
        lincomb = All.lcs, data=inla.stack.data(StackPPRepl),
        control.compute = list(dic = TRUE, waic = TRUE),
        control.predictor = list(A = inla.stack.A(StackPPRepl)))
# Se comparan los modelos con DICs y WAICs
Pos <- analises3$pastot > 0
dic1 <- PP1$dic$local.dic[Pos]
dic2 <- PP2$dic$local.dic[Pos]
dic3 <- PP3$dic$local.dic[Pos]
waic1 <- PP1$waic$local.waic[Pos]
waic2 <- PP2$waic$local.waic[Pos]
waic3 <- PP3$waic$local.waic[Pos]
dic <- c(sum(dic1, na.rm = TRUE), sum(dic2, na.rm = TRUE), sum(dic3, na.rm = TRUE))
waic <- c(sum(waic1, na.rm = TRUE), sum(waic2, na.rm = TRUE), sum(waic3, na.rm =
TRUE))
Z.out     <- cbind(dic, waic)
rownames(Z.out) <- c("ZT GAM", "ZT GAM + SRF", "ZT GAM + spat.temp RF")
Z.out
# Representar el suavizador para la variable temperatura
Ns <- nrow(analises3)
f.temp    <- PP3$summary.lincomb.derived[1:Ns + 0 * Ns, "mean"]
SeLo.temp <- PP3$summary.lincomb.derived[1:Ns + 0 * Ns,"0.025quant"]
SeUp.temp <- PP3$summary.lincomb.derived[1:Ns + 0 * Ns,"0.975quant"]
Itemp <- order(analises3$temp)
MyData <- data.frame(mu   = c( f.temp[Itemp]), SeUp = c(SeUp.temp[Itemp]),
  SeLo = c(SeLo.temp[Itemp]), Xaxis = c(sort(analises3$temp)),
  ID    = factor(rep(c("smoother para temperatura"), each = nrow(analises3))))
p <- ggplot()
p <- p + xlab("Temperatura") + ylab("Smoother")
p <- p + theme(text = element_text(size = 15))
p <- p + geom_line(data = MyData,
                   aes(x = Xaxis, y = mu))
p <- p + geom_ribbon(data = MyData, aes(x = Xaxis, ymax = SeUp, ymin = SeLo), alpha =
0.6)
p
my.ggp.yrange <- c(0)
XPos <- c(analises3$temp)
XID  <- rep(c("smoother para temperatura"), each = nrow(analises3) )
MyData2 <- data.frame(Y      = rep(my.ggp.yrange, each = nrow(analises3)),
                      Xaxis = XPos, ID    = factor(XID))
p <- p + geom_text(data = MyData2, aes(y = Y, x = Xaxis, label = "|"),  size = 1)
p
# Representar el campo aleatorio del modelo PP3
w  <- PP3$summary.random$w$mean
Years <- c(2006, 2007, 2008, 2009, 2010)
par(oma=c( 0,0,0,0), mar = c(5,5,1,1)) # margin of 4 spaces width at right hand side
```

USC DE COMPOSTELA

```
set.panel(3,2)
for (i in 1:length(Years)){w.pm <- w[wRepl.index$w.repl == i]
 MyTitle <- Years[i]
 PlotField2(field = w.pm, mesh = meshPois,  xlim = range(meshPois$loc[,1]),
          ylim = range(meshPois$loc[,2]), MyMain = MyTitle)
 points(x = Loc[analises3$f_ano==Years[i],1],  y = Loc[analises3$f_ano==Years[i],2],
       cex = 0.5,  col = "black", pch = 16)}
# Resultado numérico del modelo
summary(PP3)
Out_PP3 <- PP3$summary.fixed[1:15, c("mean","0.025quant", "0.975quant" )]
print(Out_PP3, digits = 3)
# Validación del modelo
mu.ZTruncPois <- PP3$summary.fitted.values[1:N,"mean"]
# Calcular manualmente los valores ajustados
X <- as.matrix(Covariates_4)
beta <- PP3$summary.fixed[,"mean"]
wpm <- PP3$summary.random$w$mean
eta <- X %*% beta + A.PoisRepl %*% wpm
mu <- exp(eta)
ExpY <- mu / (1 - exp(-mu))
VarY <- ExpY * (1 + mu - ExpY)
Ezt <- (analises3$pastot - ExpY) / sqrt(VarY)
Ezt <- as.vector(Ezt)
analises3$Ezt <- as.vector(Ezt)
anlises3Pos <- subset(analises3, pastot01 > 0)
dim(anlises3Pos)
beta <- PP3$summary.fixed[,"mean"]
wpm <- PP3$summary.random$w$mean
eta <- X %*% beta + A.PoisRepl %*% wpm
mu <- exp(eta)
Pi<-B2$summary.fitted.values[1:N,"mean"]
# Cálculo de la media y varianza del ZAP "unido"
ExpY <- Pi * (mu / (1 - exp(-mu)))
VarY <- (Pi / (1-exp(-mu))) * (mu + mu^2) - ((Pi * mu) / (1 - exp(-mu)))^2
# Cálculo de los residuos de Pearson
Ezap <- (analises3$pastot - ExpY) / sqrt(VarY)
Ezap.orig <- as.numeric(Ezap)
# Validación del modelo 3
# Sobredispersión
sum(Ezap.orig^2) / (N - pi)
# Representación de los residuos de Pearson frente a valores ajustados
par(mfrow = c(1,1), mar = c(5,5,2,2), cex.lab = 1.5)
plot(x = mu, y = Ezap.orig, xlab = "Valores ajustados", ylab = "Residuos de Pearson")
# Representación de los residuos de Pearson frente a datos observados
par(mfrow = c(1,1), mar = c(5,5,2,2), cex.lab = 1.5)
plot(x = mu,  y = analises3$pastot, xlab = "Valores ajustados por la ZAP",
   ylab = "Pasos totales observados")
# Representación de los residuos de Pearson frente a cada covariable (ejemplo: viento)
```

USC DE COMPOSTELA

```
p <- ggplot()
p <- p + geom_point(data = analises3, aes(x = vento, y = Ezap.orig), shape = 1, size = 1)
p <- p + xlab("Viento") + ylab("Residuos de Pearson")
p <- p + theme(text = element_text(size=15))
p <- p + geom_smooth(data = analises3,  aes(x = vento, y = Ezap.orig))
p <- p + facet_wrap( ~ ano*parque, ncol = 5, scale = "free_y")
p <- p + geom_hline(yintercept=0, linetype="dashed")
p
p <- ggplot()
p <- p + geom_point(data = analises3, aes(x = vento, y = Ezap.orig), shape = 1, size = 1)
p <- p + xlab("Viento") + ylab("Residuos de Pearson")
p <- p + theme(text = element_text(size=15))
p <- p + geom_smooth(data = analises3, aes(x = vento, y = Ezap.orig))
p <- p + facet_wrap( ~ ano, ncol = 5, scale = "free_y")
p <- p + geom_hline(yintercept=0, linetype="dashed")
p
# Estudio del efecto de cada covariable (ejemplo: viento)
library(mgcv)
T0_7 <- gam(Ezap.orig ~ 1, data = analises3)
T1_7 <- gam(Ezap.orig ~ s(vento), data = analises3)
T2_7 <- gam(Ezap.orig ~ s(vento, by = f_ano), data = analises3)
T3_7 <- gam(Ezap.orig ~ s(vento, by = f_etapa_vital), data = analises3)
AIC(T0_7, T1_7, T2_7, T3_7)
par(mfrow = c(2,3), mar = c(5,5,2,2), cex.lab = 1.5)
plot(x = analises3$vento, y = analises3$Ezap.orig,xlab = "Viento", ylab = "Residuos de
Pearson")
text(0.5, 70, "A", cex = 1.5)
plot(T1_7)
abline(h = 0, lty = 2)
text(0.5, 1.55, "B", cex = 1.5)
summary(T2_7)
par(mfrow = c(2,3))
plot(T2_7)
summary(T3_7)
par(mfrow = c(2,3))
plot(T3_7)
# Estudio de la correlación especial de los residuos (mediante un variograma)
MyData1 <- data.frame(Ezap.orig = Ezap.orig, Xkm = analises3$Xkm, Ykm =
analises3$Ykm)
coordinates(MyData1) <- c("Xkm", "Ykm")
V1 <- variogram(Ezap.orig ~ 1, MyData1, cressie = TRUE,  cutoff = 25)
par(mfrow = c(1,1), mar = c(5,5,2,2), cex.lab = 1.5)
plot(x = V1$dist, y = V1$gamma, xlab = "Distancia", ylab = "Variograma de las muestras",
ylim = c(0,max(V1$gamma)), pch = 16)
```

5 MORTALIDAD DE QUIRÓPTEROS EN PARQUES EÓLICOS DEL SUR DE GALICIA (NO PENÍNSULA IBÉRICA)

Uno de los principales problemas derivados del aprovechamiento eólico terrestre es la mortalidad que causa a la fauna de quirópteros (Arnett *et al.*, 2008; Voigt *et al.*, 2015). Las turbinas eólicas han sido identificadas como la causa antropogénica más frecuentemente observada inductora de eventos de mortalidad múltiple de murciélagos en todo el mundo (O'Shea *et al.*, 2016). Kunz *et al.* (2007) ya sugerían el potencial de un impacto sustancial de estas infraestructuras en la población de murciélagos, teniendo en cuenta los niveles de mortalidad de determinadas especies registrados en la región de los Mid-Atlantic Highlands de los EE.UU., y las previsiones de crecimiento del sector en el futuro. Por su parte, Cryan & Barclay (2009) apuntaban que no había evidencia de mortalidad inducida por el ser humano en ninguna de las especies de murciélagos afectados que fuese semejante en magnitud a la mortalidad observada en aerogeneradores. Existen estimas de más de 200.000 murciélagos muertos anualmente en Alemania con el nivel de desarrollo eólico existente entre los años 2009 y 2013 (Voigt *et al.*, 2015), y en la actualidad se están obteniendo evidencias del efecto significativo de esta mortalidad a nivel poblacional en determinadas especies de murciélagos (Frick *et al.*, 2017; BfN, 2018; Friedenberg *et al.*, 2021; Printz *et al.*, 2021).

En Europa, Voigt *et al.* (2022) señalan tasas de mortalidad anual por turbina comprendidas entre 1,5 y 30 quirópteros, y un valor medio de 14,3 ± 9,4 (desviación estándar). La especie más afectada es *Pipistrellus pipistrellus* (con el 19,81% de las muertes reportadas), y en España el grupo *Pipistrellus pipistrellus*/*pygmaeus* (63%) (en base a UNEP/EUROBATS IWG on wind turbines and bat populations, 2021). La mortalidad afecta tanto a especies migratorias (*Nyctalus noctula*, *Nyctalus leisleri*, *Pipistrellus nathusii*) como a especies eminentemente sedentarias (*Pipistrellus pipistrellus*, *Pipistrellus pygmaeus*), pero todas ellas cazadoras aéreas adaptadas a desenvolverse en zonas de borde y espacios abiertos (Rydell *et al.*, 2010; Dezinger & Schnitzler, 2013).

Efectuar estimas de mortalidad utilizando conteos sistemáticos de cadáveres bajo los aerogeneradores es una tarea compleja desde el punto de vista metodológico, ya que requiere de la realización de ajustes para corregir el efecto de una detección imperfecta. Las causas responsables de esta detección imperfecta de la mortalidad son variadas: errores de los equipos de búsqueda, que pueden no localizar un cuerpo que sí esté presente en el momento de la búsqueda; retirada de los cadáveres por las especies carroñeras antes de que se realicen las búsquedas; caída de los cuerpos fuera de las áreas de búsqueda; o muertes que ocurren fuera de los períodos de búsqueda establecidos.

En Galicia, a pesar de situarse en el cuarto puesto del ranking español en generación de energía eólica (AEE, 2022), hasta la fecha no se han hecho públicas estimas que cuantifiquen

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

la cantidad de quirópteros accidentados para ninguno de los aproximadamente 179 parques eólicos instalados en este territorio desde el año 1999.

Para efectuar estimas de mortalidad se han desarrollado diferentes estimadores o complementos para ellos (Erickson *et al.*, 2004; Shoenfeld, 2004; Huso, 2010; Korner-Nievergelt *et al.*, 2011; Etterson, 2013; Dalthorp *et al.*, 2014; Dalthorp *et al.*, 2018; McDonald *et al.*, 2021; Dalthorp *et al.,* 2022), que han ido evolucionando con el paso del tiempo al incorporar tanto el efecto de todos los factores que influyen en la estima, como mejorando las técnicas estadísticas para hacerlo. En la actualidad el estimador *GenEst* (Dalthorp *et al.*, 2018) se considera superior al resto de estimadores (Rabie *et al.*, 2021; Voigt *et al.*, 2022), y el estimador "Evidence of Absence"(*EoA*) (Dalthorp *et al.*, 2014) es el único especificamente diseñado para efectuar estimas cuando se localiza un número reducido de cadáveres (≤ 5) o cuando no se localiza ninguno (Huso *et al.*, 2015).

En Galicia, después de un período de intenso desarrollo eólico entre los años 2002 y 2010 (2240 MW), se produjo un parón en la potencia eólica instalada (112 MW hasta el año 2017), aunque en la actualidad se observa una incipiente recuperación (514 MW entre 2018 y 2021)[11].

Los aerogeneradores que se instalan hoy en día son de mayor tamaño que los que se instalaban hace 10 o 15 años; el diámetro del rotor se ha incrementado notablemente (140 m frente a 50 m), aunque la altura de la torre no lo ha hecho en la misma proporción, por lo que con frecuencia el área de rotación se ha aproximado más al suelo, incrementándose el riesgo de colisión con las especies que vuelan más próximas al mismo, como *Eptesicus serotinus*, *Barbastella barbastellus* o *Plecotus austriacus* (Runkel *et al*., 2021). Los aerogeneradores son, además, más eficientes, y pueden comenzar a generar energía eléctrica a velocidades de viento más bajas. Teniendo en cuenta que los quirópteros son más activos a velocidades bajas de viento (Martin *et al*, 2017), se incrementa por lo tanto el riesgo de colisión.

La instalación de un parque eólico en Galicia está sometida a la evaluación del impacto ambiental que puede causar, y a una declaración de impacto ambiental, en la que la autoridad competente dictamina las medidas correctoras y establece el plan de vigilancia ambiental que se debe implementar. Esta declaración obliga en la actualidad a los promotores a diseñar y aplicar programas de limitación de funcionamiento bajo determinadas condiciones de velocidad de viento, para reducir el riesgo de mortalidad de quirópteros. Sin embargo, todos los aerogeneradores antiguos (al menos los instalados antes de 2010) no se ven afectados por medida regulatoria alguna en su funcionamiento para reducir la mortalidad. La práctica habitual consistía en solicitar revisiones periódicas de turbinas para comprobar si efectivamente provocaban accidentes y, de ser el caso, aplicar medidas correctoras o compensatorias, pero no se exigía desarrollar experimentos de detectabilidad y de tasa de permanencia de cadáveres para verificar si los programas de búsqueda eran adecuados para cuantificar con precisión la mortalidad (ARCEA, 2010). Recientemente Voigt *et al.* (2022) han puesto de manifiesto una situación similar en Alemania, concluyendo que este tipo de aerogeneradores son responsables de la muerte de cientos de quirópteros al año, por lo que deberían estar sometidos, al igual que el resto de máquinas, a programas de parada amigable con los murciélagos en los períodos de mayor riesgo de colisión.

En el capítulo 3 de la presente tesis doctoral se ajustaron dos modelos espaciales que predicen diferentes niveles de actividad acústica para el conjunto de quirópteros en distintos sectores de los parques eólicos analizados. Amorim *et al.* (2012) demostraron una relación positiva entre los niveles de actividad acústica medidos desde el suelo y la mortalidad de

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

[11] http://observatorio.eolico.webs.uvigo.es/energia-eolica-en-galicia/?lang=es

quirópteros en dos parques eólicos del norte de Portugal con turbinas de 68 metros de altura y 65,6 metros de diámetro de rotor. Se considera de interés explorar si las muertes de quirópteros registradas en el área de estudio de esta tesis doctoral, coinciden o no con las áreas identificadas por los modelos señalados como áreas de querencia para los murciélagos.

Los objetivos del presente capítulo son: 1) determinar qué especies de quirópteros colisionan en Galicia con los aerogeneradores instalados en la primera fase de desarrollo eólico; 2) determinar cuándo se producen estas colisiones; 3) estimar la mortalidad que se produce en un parque eólico que haya sido instalado antes del año 2010; 4) explorar la eficiencia de los programas de búsqueda de cadáveres aplicados en estos parques para cuantificar la mortalidad de quirópteros, 5) valorar la relevancia de la mortalidad que los parques eólicos antiguos pueden estar causando, y 6) explorar si los casos de colisión documentados coinciden con las áreas de mayor actividad identificadas por los modelos de paisaje ajustados en el capítulo 3 de esta tesis doctoral.

5.1 METODOLOGÍA

5.1.1. Procedencia de los datos analizados

En el presente capítulo se recopilan, sintetizan y analizan los datos generados en los trabajos dirigidos por el autor de la presente tesis doctoral, desarrollados en el seno de la empresa Arcea S.L. (donde el autor trabaja como biólogo desde el año 1999 y es socio fundador).

5.1.2 Recopilación previa de casos de mortalidad

Se han revisado los informes de vigilancia y seguimiento ambiental del impacto causado por diversos parques eólicos distribuidos por toda Galicia, aunque mayoritariamente localizados en las provincias de Pontevedra y Ourense, encargados por una empresa de ingeniería (desaparecida hace más de 15 años) a Arcea S.L. En estos informes se recogen los resultados de las búsquedas de cadáveres siguiendo los esquemas establecidos por la autoridad ambiental en la fecha de realización de los mismos. Lo que se buscó en estos informes fueron casos de mortalidad, para los que se extrajo la fecha del hallazgo, la especie y la distancia a la base del aerogenerador (estos datos habitualmente se recogen en fichas específicas).

En los parques eólicos se efectuaron dos tipos de búsquedas, una de 20 minutos destinada a la localización de aves de mediano y gran porte accidentadas, y una de 60 minutos destinada a la localización de cadáveres de paseriformes de pequeño tamaño y quirópteros, aunque estos últimos fueron localizados en ambos tipos de búsqueda. Entre los meses de abril y octubre se realizaban búsquedas en superficies delimitadas por radios de 50 m alrededor de cada turbina, aunque las áreas efectivamente revisadas dependían de la orografía del terreno o de la facilidad para caminar entre la vegetación. En el período temporal señalado, cada aerogenerador era revisado con una periodicidad que oscilaba entre uno y cuatro meses.

5.1.3 Búsqueda sistemática de cadáveres

Amorim *et al.* (2012) relacionan una mayor actividad acústica de los quirópteros medida a nivel del suelo, con mayores niveles de mortalidad en dos parques eólicos del norte de Portugal. En base a este resultado, se consideró oportuno desarrollar los trabajos de búsqueda sistemática de cadáveres de quirópteros en el parque eólico Sil, donde se midieron los mayores niveles de actividad del conjunto de parques eólicos analizados en la presente tesis doctoral. El parque eólico Sil consta de un total de 36 aerogeneradores del modelo G-47 de Gamesa, con una torre de 45 m de altura y 47 m de diámetro de rotor, 15 de los cuales se

USC DE COMPOSTELA

encuentran rodeados por vegetación forestal (máquinas 1, 2, 3, 15 a 23, 26, 27 y 28) (Figura 5.1.).



Figura 5.1. Panorámica de las áreas forestadas del parque eólico Sil en 2009 (montaje de dos fotografías).

Para determinar dónde realizar las búsquedas, se compilaron las distancias a las que fueron recogidos cadáveres accidentados, tanto de quirópteros como de aves de pequeño tamaño (paseriformes). Los datos proceden de las búsquedas desarrolladas por Arcea S.L. entre los años 2001 y 2010, en superficies delimitadas por radios de 50 m desde la base de una turbina de parques eólicos de toda Galicia (Tabla 5.1, Figura 5.2).

Tabla 5.1. Distribución del número de quirópteros (n=25) y de cuerpos de paseriformes/murciélagos frescos (n=54) en función de la distancia a la base del aerogenerador, obtenidos en parques eólicos de toda Galicia, con máquinas de 50 m de diámetro de área de rotación y 45 m de altura de torre.

		0-10	10-20	20-30	30-40	40-50
Murciélagos	nº	18	4	2	1	0
	%	72	16	8	4	0
Cadáveres frescos pequeños	nº	14	17	13	9	1
	%	25,9	31,5	24,1	16,7	1,8

Las características de los aerogeneradores de todos estos parques son similares: en torno a los 45 m de altura de torre y 47 m de diámetro de rotor. Los datos empíricos indican que el número de ejemplares accidentados recogidos desciende con la distancia a la base de la turbina; en el caso de los quirópteros no se recogió ningún ejemplar en la franja de los 40-50 m, mientras que para el conjunto de cadáveres frescos de aves de pequeño tamaño y quirópteros tan solo se recogió un ejemplar en esta franja (el 1,8% del total). En base a estos resultados, se estimó oportuno fijar como superficies de búsqueda inicial aquellas delimitadas por radios de 50 m desde la base de un aerogenerador. Esta distancia es además la habitualmente establecida para desarrollar los trabajos de búsqueda (Voigt *et al.*, 2022).

A continuación se procedió a cartografiar en campo las características de la vegetación en estas superficies, a efectos de determinar en qué zonas era viable desarrollar búsquedas con un mínimo de garantías de éxito. Las áreas seleccionadas fueron aquellas en las que la altura y cobertura de la vegetación no dificultaba en exceso el tránsito del observador. Se rechazaron superficies continuas del helecho *Pteridium aquilinum* de porte superior a 50 cm, por

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

considerarse extremadamente dificultosa la localización de un cuerpo de murciélago en las mismas (Figura 5.3).

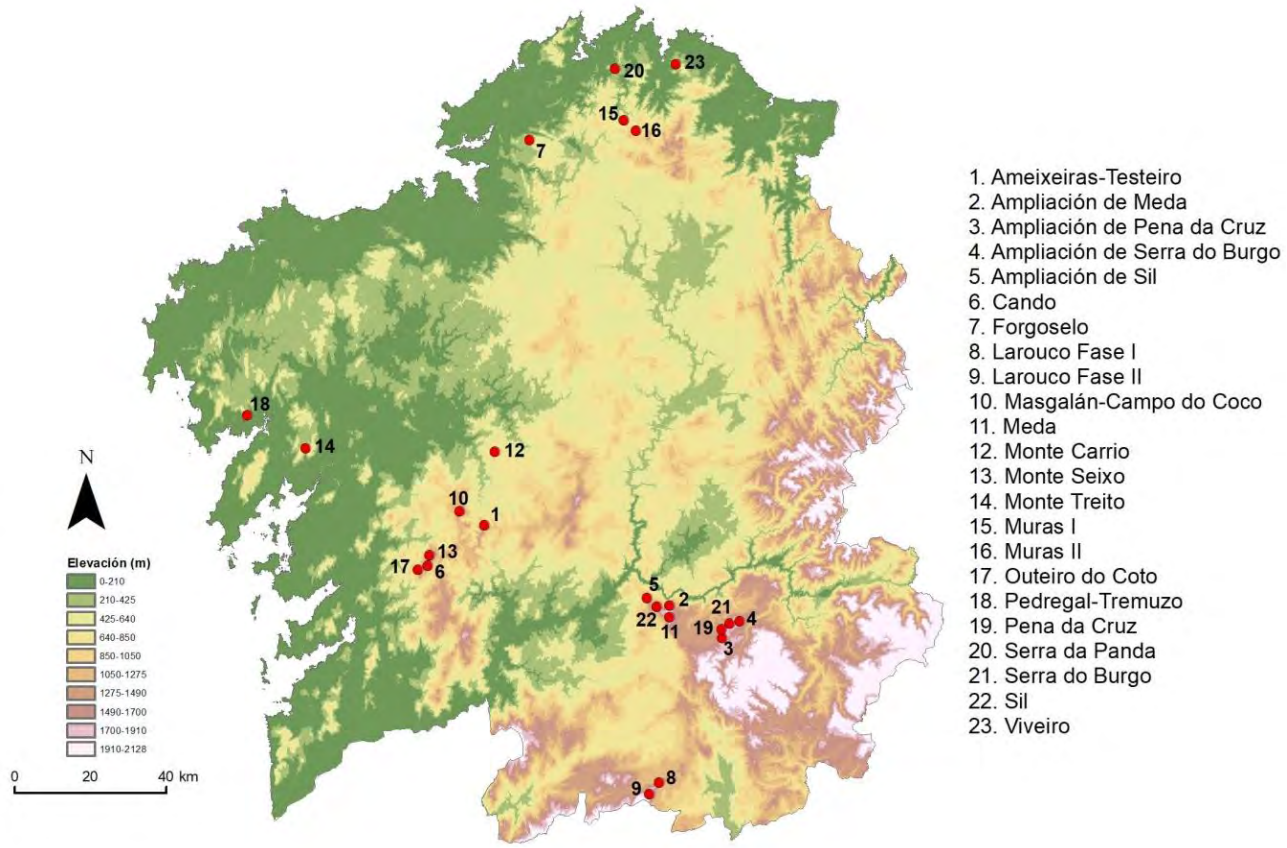


Figura 5.2. Localización geográfica de los parques eólicos en los que Arcea S.L. desarrolló búsquedas de aves y quirópteros accidentados entre los años 2001 y 2010.

Teniendo en cuenta que la detección o no de un cadáver depende de las características del medio (Barros *et al*., 2022), se han diferenciado 6 tipos de sustratos: sin vegetación, vegetación escasa y rala (<5cm) y herbáceas bajas (<15 cm), agrupados en una única clase para la que se consideró fácil encontrar un cadáver de quiróptero accidentado; y herbáceas altas (>15cm), matorral bajo (5-15 cm) y matorral mixto (15->31 cm, cobertura superior al 60%), para los que se consideró que era difícil encontrar un cadáver.

Tras completar los trabajos de cartografiado de las zonas de búsqueda, se decidió realizar las prospecciones en aquellas áreas delimitadas por radios de 30 m en vez de 50 m. Teniendo en consideración que el 96% (n=24) de los cadáveres de murciélagos se localizaban a distancias iguales o inferiores a los 30 m (Tabla 5.1), y teniendo en cuenta la distribución de estas distancias y las superficies revisables en el área de estudio (Figura 5.3), se determinó que la probabilidad máxima teórica de detección de un murciélago en el área de estudio para el total de turbinas y un radio de 50 m de búsqueda era 27,9%, frente a un 26% para el radio de 30 m. El cambio de estrategia de búsqueda permitía revisar 9 aerogeneradores diarios en vez de 6, y semanalmente las 36 máquinas del parque eólico.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

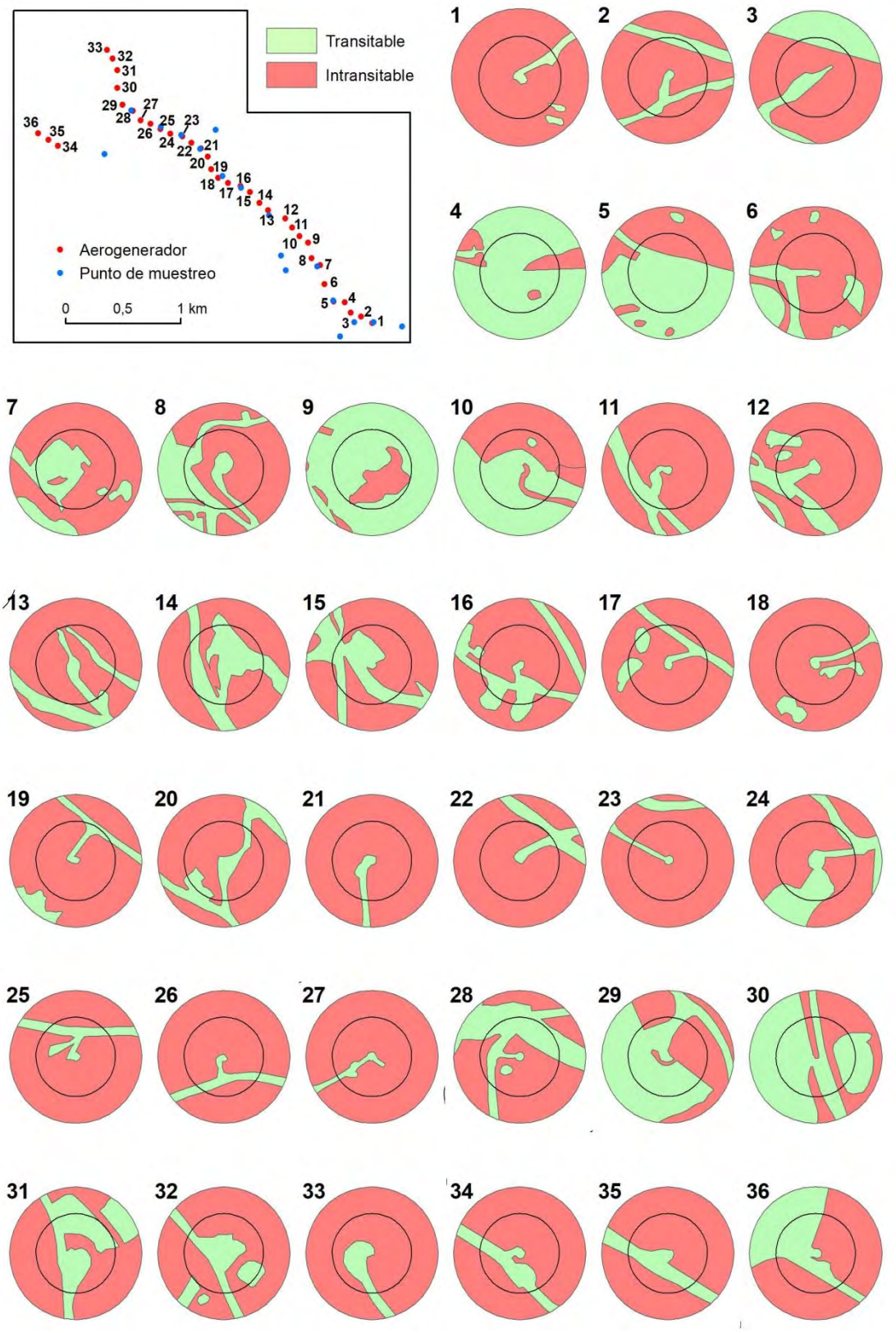


Figura 5.3. Zonas revisables y no revisables delimitadas por radios de 30 y 50 m alrededor de los aerogeneradores del parque eólico Sil.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Diariamente se revisaban 5 máquinas en entornos no forestados (de un total de n=21) y 4 máquinas en entornos forestados (de un total de n=15) seleccionadas al azar, hasta completar los 36 aerogeneradores. Se establecieron itinerarios de búsqueda con bandas de control de 1,5 m de ancho a cada lado de la línea de progresión del observador. El tiempo invertido en cada búsqueda fue el considerado necesario para cubrir satisfactoriamente la superficie cartografiada como revisable en cada turbina (Figura 5.4), contabilizando diariamente no más de 4,5-5 horas de búsqueda efectiva, para evitar que el cansancio acumulado redujera los niveles de atención y por lo tanto la capacidad de detección de un cadáver.

Las búsquedas se efectuaron entre los días 9 de septiembre y 30 de octubre de 2009, englobando el mes (septiembre) en el que se registran los mayores niveles de mortalidad (ver resultados). Las búsquedas de cadáveres fueron realizadas por la misma persona.

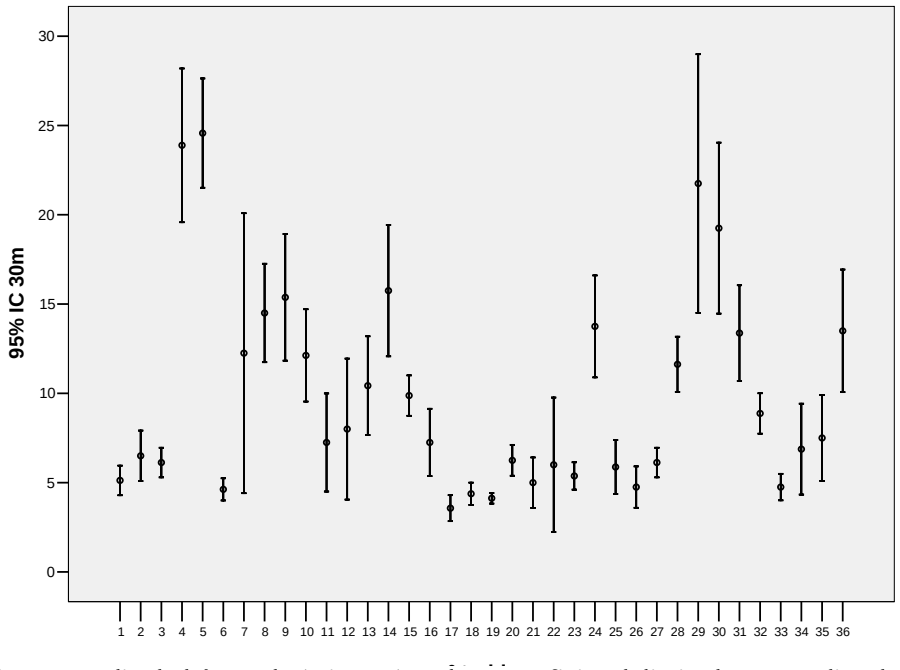


Figura 5.4. Tiempo medio de búsqueda (minutos) en las superficies delimitadas por radios de 30 m (n=287 búsquedas) en los aerogeneradores del parque eólico Sil, entre el 9 de septiembre y el 30 de octubre de 2009.

5.1.4 Estima de la mortalidad

La estima de la mortalidad se ha realizado utilizando los paquetes estadísticos en el entorno R –GenEst" (Dalthorp *et al.*, 2018) y –Evidence of Absence"(EoA) (Dalthorp *et al.*, 2014). Estos estimadores precisan del cálculo tanto de la capacidad para detectar un cadáver accidentado en el área de búsqueda, como del tiempo de permanencia del mismo antes de desaparecer sin poder ser contabilizado. Se ha procedido por lo tanto a calcular las tasas de detectabilidad y de permanencia de cadáveres en el parque eólico Sil, para poder utilizarlos.

Experimentos de detectabilidad

El uso de ratones en experimentos de detectabilidad y de tasa de permanencia de cadáveres vinculados a parques eólicos es frecuente (Barros *et al.* 2022; Voigt *et al.*, 2022). Teniendo en cuenta que el valor de la detectabilidad es un dato sensible a la hora de estimar la mortalidad, se ha considerado conveniente explorar a nivel local si existían diferencias significativas de detectabilidad entre ratones y murciélagos, y a modo de complemento

también entre los anteriores y modelos de trapo de dos tamaños (de 4 y 6 cm de longitud) simulando murciélagos con las alas plegadas (ver Figuras 5.5 y 5.6). Al respecto, Barros *et al.* (2020) detectan diferencias significativas en la detectabilidad de murciélagos de tres tamaños (≤ 15 gr, 15-25 gr y >25 gr).

Entre los meses de julio y octubre de 2009 se realizaron 4 experimentos de detectabilidad con ratones caseros (n=36 ejemplares), 6 con modelos de trapo simulando murciélagos (n=82) y 6 con cadáveres de murciélagos (n=25). En cada experimento se utilizaron un máximo de 9 ratones, 21 modelos de trapo y 4 murciélagos. En cada aerogenerador se depositaron entre 0 y 3 ratones o murciélagos, y entre 0 y 6 modelos de trapo. Todos los modelos se dejaron caer al suelo de espaldas y desde la altura del hombro.

En cada experimento se seleccionaron al azar 6 u 8 turbinas en las que depositar los modelos, la mitad de ellas en áreas forestadas. Igualmente se asignó al azar el número de ejemplares de cada tipo a cada aerogenerador, la distancia a su base y la posición en grados con respecto al norte. Las búsquedas se abordaron a través del establecimiento de itinerarios con bandas de control de 1,5 m de ancho a cada lado de la línea de progresión del observador. El tiempo invertido en cada búsqueda fue el considerado necesario para cubrir satisfactoriamente la superficie cartografiada como revisable en cada caso.

Los ratones utilizados, de color pardo, fueron adquiridos en una tienda de mascotas y eutanasiados por personal autorizado en las dependencias del antiguo Centro de Recuperación de Fauna de la Xunta de Galicia en Cotorredondo (Pontevedra). Los experimentos contaron con todas las autorizaciones pertinentes por parte de la antigua Dirección Xeral de Conservación da Natureza de la Consellería de Medio Ambiente de la Xunta de Galicia.

Los murciélagos utilizados en los experimentos fueron cuatro cadáveres de *Pipistrellus* spp. accidentados en parques eólicos, que fueron reutilizados sistemáticamente en los seis experimentos realizados con ellos. Se encontraban momificados y en diferente postura, tanto con las alas plegadas como desplegadas, pero en un estado de conservación aceptable para considerarlos como modelos válidos (Figura 5.5).



Figura 5.5. Modelos de quirópteros utilizados en los experimentos de detectabilidad.

Experimentos de permanencia de cadáveres

Se efectuaron cuatro experimentos de permanencia de cadáveres utilizando ratones caseros como modelos. En cada uno de ellos se emplearon 25 ratones (Figura 5.6) de tamaño similar (rango 6-10 cm de longitud corporal) al de las especies de murciélagos presentes en el área de estudio (rango 5,1-9,2 cm; *Pipistrellus pipistrellus* y *Tadarida teniotis*).

Los experimentos se iniciaron los días 17 de agosto, 9 y 28 de septiembre y 13 de octubre. En el primero se seleccionaron 18 aerogeneradores, que se dividieron a su vez en tres

grupos de 6, a los cuales se les asignaron 9, 8 y 8 ratones. En los restantes experimentos se hicieron 4 grupos de 9 turbinas, a las que se les asignaron 9, 9, 4 y 3 ratones. La selección de turbinas y las asignaciones del número de ratones se hicieron al azar. En cada grupo hubo una representación equilibrada de máquinas en entornos forestados y no forestados. A cada aerogenerador se le asignó, al azar, un número de ratones que osciló entre 0 y 3. Todos los ratones fueron depositados dejándolos caer al suelo de espaldas, a la altura del hombro. Se efectuaron revisiones diarias hasta la desaparición de todos los ejemplares.



Figura 5.6. Ratón utilizado en los experimentos de permanencia.

Proporción de la mortalidad total esperada dentro de las áreas de búsqueda

La proporción de la mortalidad esperada dentro de las áreas de búsqueda (*DWP* en el estimador *GenEst*, *Spatial Coverage* en el estimador *EoA*) es una función de densidad requerida por los dos estimadores seleccionados para estimar la mortalidad. Para su cálculo se han utilizado por un lado las superficies revisables dentro de cada una de las tres bandas de 10 m de ancho en las que se puede dividir la superficie de búsqueda seleccionada, delimitada por un radio de 30 m. El porcentaje de superficie revisable de cada banda (expresado en tanto por uno) fue multiplicado por el porcentaje de cadáveres que se recogían en ella (igualmente ajustado a la unidad). En concreto, se ha estimado oportuno utilizar aquí los porcentajes relativos a la distribución conjunta de aves de pequeño tamaño y quirópteros frescos recogidos en la Tabla 5.1, por considerar que el tamaño de muestra disponible para los quirópteros era reducido.

Parámetros específicos utilizados en el estimador "GenEst"

El paquete estadístico *GenEst* cuenta con una interfaz gráfica (construida a partir del paquete ~~–~~shiny"), que facilita su uso, y a la que se accede después de descargarlo utilizando el código runGenEst().

Los datos necesarios para utilizar el estimador son *Searcher Efficiency* (SE), *Carcass Persistence* (CP), *Search Schedule* (SS), *Density-Weighted Proportion* (DWP) y *Carcass Observations* (CO), y deben ser aportados a través de tablas en formato .csv. Los datos utilizados en cada caso se recogen en el Apéndice del presente capítulo.

USC DE COMPOSTELA

En todos los análisis se han utilizado 1.000 iteraciones, un nivel de confianza de 0,9 y una única clase de tamaño (la probabilidad de detección depende del tamaño de lo que se busca, pero en este caso se ha asumido la misma probabilidad para todas las especies de murciélago presentes en el área de estudio).

La eficiencia de búsqueda se modela en función de dos parámetros, *p*, que es la probabilidad de que un cuerpo que está presente sea encontrado en la primera búsqueda después de su llegada al medio; y *k*, que es el cambio proporcional en la eficiencia de búsqueda con cada búsqueda sucesiva. Para el estimador, un valor de k=0 indica que los cadáveres que no son localizados en la primera búsqueda después de su llegada, no pueden ser descubiertos más tarde; k=1 significa que la eficiencia de búsqueda permanece constante independientemente de la edad del cadáver y del número de veces que no sea descubierto en búsquedas previas. Para el cálculo de la eficiencia de búsqueda se han utilizado los datos de los seis experimentos de detectabilidad con murciélagos, y se han introducido como si fuera un solo experimento con una única búsqueda; por lo tanto no ha sido posible estimar el valor de *k*, al que se le ha asignado el valor 0.

Para la estima de la tasa de permanencia de cadáveres (CP) se han utilizado los datos de los tres experimentos con ratones desarrollados en septiembre y octubre, dejando de lado el realizado en agosto. Los datos *DWP* se incorporan independientemente para cada aerogenerador.

Se han efectuado dos tipos de estimas, una para el conjunto del parque eólico, y sendas estimas independientes para cada uno de los aerogeneradores en los que se detectaron cadáveres (ver apartado de resultados), a efectos de comparar los resultados y evaluar su fiabilidad.

Parámetros específicos utilizados en el estimador "EoA"

Los datos se introdujeron, al igual que en el caso anterior, a través de una interfaz gráfica. En la misma se solicitan datos relativos al programa de búsquedas *(Search Schedule*), a la eficiencia de búsqueda (*Searcher Efficiency*) y a la tasa de permanencia (*Persistence Distribution*). Los datos utilizados en cada caso se recogen en el Apéndice del presente capítulo.

En relación al esquema de búsquedas, *EoA* solicita una fecha de inicio del seguimiento; un programa de búsquedas, que fue cargado en formato .txt como el número de días transcurridos con respecto a la primera fecha de búsqueda, a la que se le asigna el valor 0. En este estudio se ha introducido el programa completo de búsquedas, sin tener en cuenta (el estimador no lo permite) que en cada búsqueda sólo se revisaban 9 de los 36 aerogeneradores del parque. Hay un campo *spatial coverage*, referido a la fracción del número total de cadáveres que se espera que lleguen a las áreas de búsqueda, y que es equivalente al *DWP* del estimador *GenEst*, solo que en este caso se solicita un único dato; este campo fue cubierto con la media de los valores *DWP* de los 36 aerogeneradores del parque (0,317). Por último existe un campo temporal *coverage (v)*, referido a la fracción del total de cadáveres esperados durante el período de monitorización; fue cubierto con el valor 1, ya que sólo estaba interesado en la estima del número de cadáveres para los dos meses en los que se efectuaron las búsquedas.

En relación a la eficiencia de búsqueda (*Searcher Efficiency*) se introdujeron manualmente el número total de quirópteros utilizados en los experimentos realizados (27) y el número de ejemplares localizados (15). Requiere además de un valor para *k* (el cambio proporcional en la eficiencia de búsqueda con cada búsqueda sucesiva). De forma exploratoria se utilizó el valor 0,20 (se pierde un 80% de posibilidad de encontrar un cadáver con cada

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

búsqueda), y fue establecido viendo el patrón de desaparición de los ratones y la frecuencia de revisión lograda. Si se asume un valor de *k* demasiado grande, se sobreestimará la probabilidad de detección (*g*) y se infravalorará la mortalidad total. Si el valor asumido de k es demasiado pequeño se infraestimará la probabilidad de detección y se sobreestimará la mortalidad (Dalthorp *et al.*, 2017).

En relación con la tasa de permanencia (*Persistence Distribution*), se cargaron los datos desde un archivo .csv con los campos CpMin y CpMax, para que el estimador realizara los cálculos, donde CpMin es el tiempo de permanencia transcurrido desde la deposición del cadáver hasta la última presencia registrada (contabilizada en este caso con una precisión diaria), y CpMax es el tiempo transcurrido entre la deposición del cadáver y el momento en el que se registra la ausencia (precisión diaria).

Al igual que con el estimador *GenEst*, se han efectuado dos tipos de estimas, una para el conjunto del parque eólico, y sendas estimas independientes para cada uno de los aerogeneradores en los que se detectaron cadáveres (ver apartado de resultados), a efectos de comparar los resultados y evaluar su fiabilidad.

5.1.5. Exploración de la eficiencia de los antiguos programas de búsqueda de cadáveres

Con el objetivo de valorar si los antiguos programas de búsqueda de cadáveres aplicados a los parques eólicos instalados antes del año 2010 fueron o no adecuados para cuantificar la mortalidad de quirópteros que podían estar provocando, se ha utilizado la herramienta *Detection Probability* del estimador *GeEst* (Dalthorp *et al.*, 2018). Esta herramienta permite testar diversos escenarios en función de diferentes covariables (por ejemplo distintas clases de visibilidad o diferentes tamaños de cadáveres) y distintos programas de búsqueda (Simonis *et al.*, 2018). Utilizando los resultados de los experimentos de detectabilidad con murciélagos y de tasa de permanencia de cadáveres de ratones en el parque eólico Sil, se han calculado las probabilidades de detección de un cadáver de quiróptero en función de la facilidad para detectarlo según las características del sustrato [fácil= sin vegetación, vegetación escasa y rala (<5cm) o herbáceas bajas (<15 cm); difícil= herbáceas altas (>15 cm), matorral bajo (5-15 cm) o matorral mixto (15->31 cm, cobertura superior al 60%] y de cuatro frecuencias de búsqueda: diarias, y cada tres, siete y 14 días.

5.1.6. Exploración del nivel de coincidencia entre la mortalidad y las áreas de mayor actividad identificadas por los modelos de paisaje

Para testar el grado de acierto de las predicciones de los dos mejores modelos de paisaje identificados en el capítulo 3 de la presente tesis doctoral, se procedió a ubicar los puntos exactos de recogida de cadáveres de murciélagos sobre la representación espacial de las predicciones de ambos modelos. Se centra la atención en los cuerpos hallados en los parques eólicos Sil, Meda, Pena da Cruz, Outeiro do Coto y Testeiro, aquellos con los períodos de búsqueda más completos (años 2002/2003 a 2010).

5.2 RESULTADOS

5.2.1 Distribución de la mortalidad y especies afectadas

Entre los años 2001 y 2010 se han efectuado búsquedas con diferente esfuerzo de muestreo (Tabla 5.2) en 23 parques eólicos repartidos a lo largo de toda la geografía gallega (Figura 5.2). Se han localizado un total de 29 cadáveres de quirópteros en 11 de estos parques, ubicados principalmente en el sector suroeste de Galicia. Septiembre es el mes en el que se documenta un mayor número de ejemplares accidentados, acumulando el 60% de los casos,

USC DE COMPOSTELA

aunque se detecta también un pequeño pico en junio (Figura 5.7). Las especies afectadas, por orden decreciente de abundancia, fueron el murciélago enano/de Cabrera (*Pipistrellus pipistrellus / pygmaeus*) (24 ejemplares, 80%) [se incluye un ejemplar recogido en el parque eólico Paxareiras (ayuntamiento de Mazaricos – A Coruña), no recogido en la Tabla 5.2], el nóctulo pequeño (*Nyctalus leisleri*) (4, 13,3%) y el murciélago montañero (*Hypsugo savii*) (2, 6,7%).

Tabla 5.2. Período de seguimiento para el que se dispone de información, y número de cadáveres de *Pipistrellus pipistrellus/pygmaeus*, *Nyctalus leisleri* e *Hypsugo savii* encontrados en cada uno de los parques eólicos seguidos por Arcea Xestión de Recursos Naturais s.l., entre los años 2001 y 2010.

Parque eólico	Período de seguimiento	*Pipistrellus pipistrellus*	*Nyctalus leisleri*	*Hypsugo savii*
Ameixeiras-Testeiro	2003 – 2010	1	1	-
Ampliación de Meda	2005 – 2010	-	-	-
Ampliación de Pena da Cruz	2005 – 2010	1	-	-
Ampliación de Serra do Burgo	2005 – 2010	-	-	-
Ampliación de Sil	2008 – 2010	2	-	-
Cando	2002 – 2010	-	-	-
Forgoselo	2001 – 2003	-	-	-
Larouco Fase I	2005	1	-	-
Larouco Fase II	2005	2	-	-
Masgalán-Campo do Coco	2003 – 2010	1	-	1
Meda	2003 – 2010	2	1	-
Monte Carrio	2003 – 2005	-	-	-
Monte Seixo	2002 – 2010	2	-	-
Monte Treito	2002 – 2005	-	-	-
Muras I	2001 – 2004	-	-	-
Muras II	2001 – 2003	-	-	-
Outeiro do Coto	2002 – 2010	2	-	-
Pedregal-Tremuzo	2004	-	-	-
Pena da Cruz	2003 – 2010	2	-	-
Serra da Panda	2005	-	-	-
Serra do Burgo	2005 – 2010	-	-	-
Sil	2003 – 2010	7	2	1
Viveiro	2004 - 2005	-	-	-

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

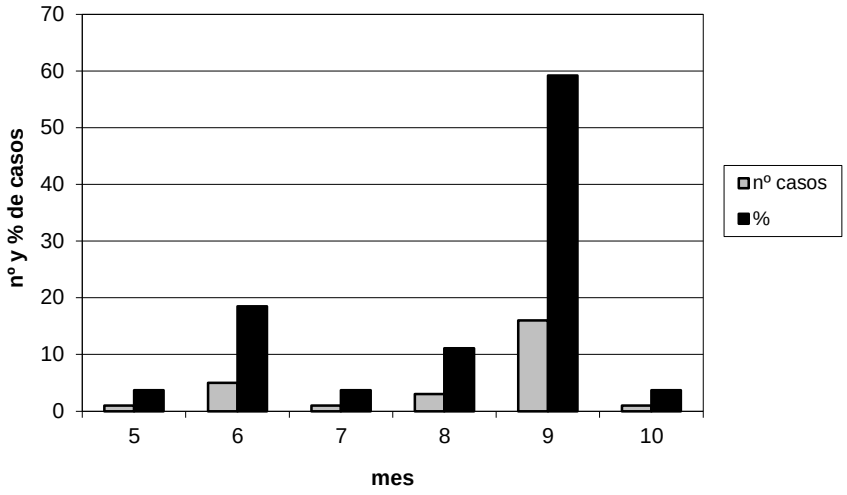


Figura 5.7. Distribución mensual del número de casos de murciélagos accidentados (n= 27), recogidos en 11 parques eólicos con programas de búsqueda similares, repartidos a lo largo de toda Galicia, entre los años 2001 y 2010 (Tabla 5.2).

5.2.2 Experimentos de detectabilidad

Las tasas de detectabilidad medias de los experimentos realizados fueron 86,11 ± 2,78% (± error estándar) para los ratones, 80,99 ± 3,85% para los modelos de trapo, y 59,72 ± 7,27% para los murciélagos (Figura 5.8).

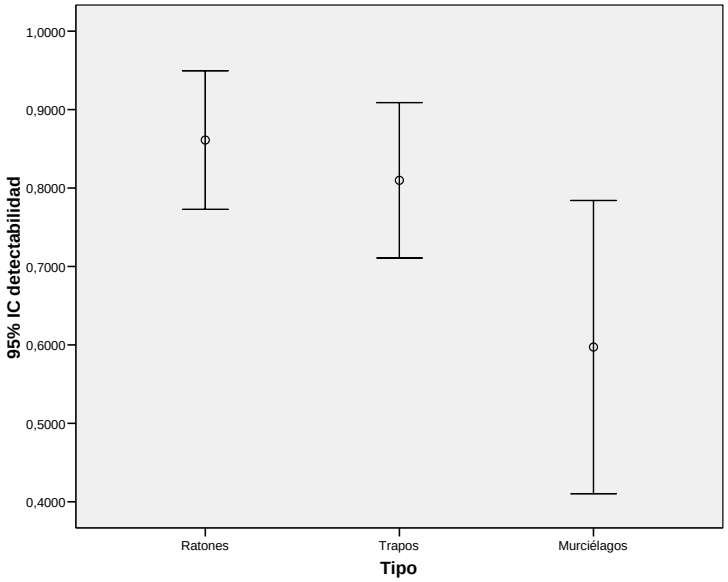


Figura 5.8. Detectabilidad media (± IC 95%) para ratones, modelos de trapo y murciélagos, en las superficies de búsqueda bajo las turbinas del parque eólico Sil en 2009; n= 4 experimentos con ratones, 36 ejemplares; n= 6 experimentos con modelos de trapo, 82 ejemplares; n= 6 experimentos con murciélagos, 25 ejemplares.

Se encontraron diferencias significativas en la detectabilidad de los modelos utilizados (test de Kruskal-Wallis; chi-cuadrado=8,431; g.l.=2; p=0,015). En las comparaciones por

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

pares, resultó significativamente distinta la detectabilidad de murciélagos y ratones; además, la diferencia entre murciélagos y modelos de trapo (agrupados los dos tamaños considerados, al no detectarse diferencias en análisis exploratorias previas) rozó también la significación estadística (Tabla 5.3). A la vista de estos resultados, se estimó necesario utilizar los datos de la detectabilidad de los quirópteros en los estimadores de mortalidad.

Tabla 5.3. Comparación entre los resultados de los experimentos de detectabilidad con tres tipos de modelos, realizados entre los meses de agosto y octubre de 2009 en el parque eólico Sil.

	Modelos de trapo	Murciélagos
Ratones	U= 5,500, p= 0,151	U= 0,001, p= 0,009
Modelos de trapo	-	U= 6,000, p= 0,052
Murciélagos		-

5.2.3 Experimentos de permanencia con cadáveres de ratón

La tasa media de permanencia de los ratones fue de 3,37 días (IC 95% para la media: 2,54 - 4,20; valores extremos 1-31). Se detectaron dos patrones de desaparición de cadáveres diferentes, uno rápido, con un porcentaje superior al 90% en los tres primeros días (experimentos del 9 de septiembre y 13 de octubre), y un patrón más lento y progresivo, con un 64% (17 de agosto) y un 48% (28 de septiembre) de desaparición para el mismo período de tiempo. En todos los casos, en el octavo día de revisión habían desaparecido más del 85% de los ratones (Figura 5.9).

La tasa de desaparición de cadáveres observada debe estar relacionada en gran medida con el uso del área de estudio por carroñeros. Así, se detectaron excrementos de zorro en el 80,5% de los aerogeneradores del parque (n=36), oscilando la tasa de aparición por máquina entre el 0 y el 90% de las visitas (valores extremos del número de visitas: 8-13) (Figura 5.10).

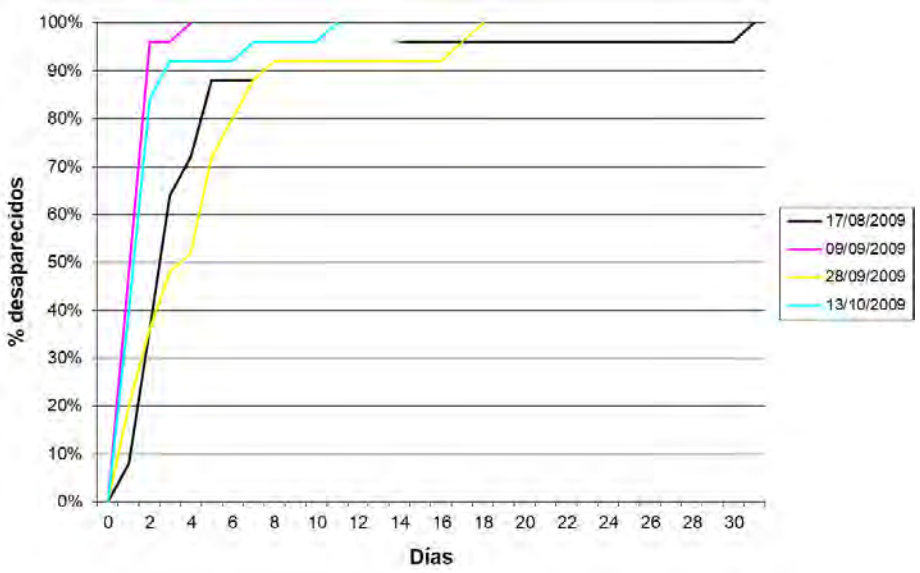


Figura 5.9. Tasas de desaparición de los cadáveres de ratón utilizados en los cuatro experimentos desarrollados en el parque eólico Sil.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

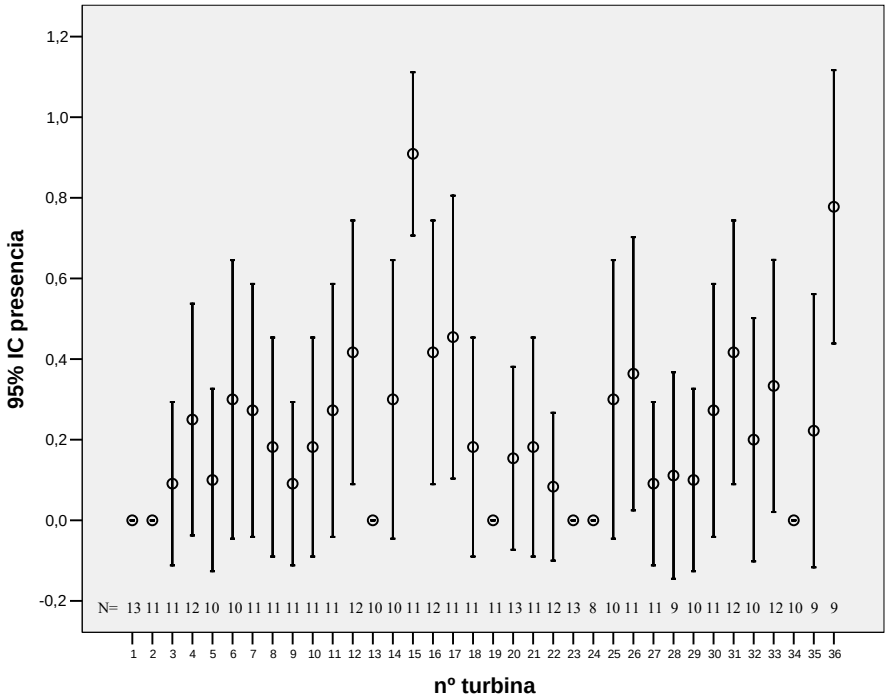


Figura 5.10. Frecuencia relativa de presencia de excrementos de zorro (media ± IC 95%) en los aerogeneradores del parque eólico Sil entre julio y agosto de 2009. En cada visita se retiraron los excrementos encontrados.

5.2.4 Estima de la mortalidad para el parque eólico Sil

Resultados de las búsquedas

El intervalo medio entre revisión y revisión para el conjunto de turbinas fue 6,93 días (IC 95% = 6,63 - 7,23), la mediana se situó en 7 días, y los valores extremos fueron 1 y 14 días. El número medio de visitas por aerogenerador fue 7,72 (IC 95% = 7,53 - 7,91), la mediana se situó en las 8 visitas, y los valores extremos fueron 7 y 9 visitas.

Se realizaron un total de 287 búsquedas en superficies delimitadas por radios de 30 m. Se localizaron 2 cadáveres frescos de murciélago enano / de Cabrera (*Pipistrellus pipistrellus*/ *pygmaeus*) los días 23 y 29 de septiembre, en los aerogeneradores 22 y 27, ambos forestados.

Resultados del estimador Generalized Estimator (GenEst)

El estimador *GenEst* determina que el tipo de sustrato afecta a la detectabilidad de los cadáveres de quirópteros utilizados como modelos en el área de estudio, aunque no de forma robusta (Tabla 5.4). En los sustratos clasificados como de revisión fácil se localiza un mayor número de cuerpos (12 de 17) que en los de revisión difícil (3 de 10) (Tabla 5.5). El modelo seleccionado para la estima de mortalidad ha sido el que considera al sustrato.

Tabla 5.4. Comparación de los resultados de la modelización de la eficiencia de búsqueda de cadáveres de murciélago en el parque eólico Sil en función del tipo de sustrato (fácil vs difícil) y con k=0, utilizando el estimador GenEst (Dalthorp *et al.*, 2018).

P Formula	AICc	deltaAICc
p ~ sustrato	37,31	0
p ~ constante	39,26	1,95

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Tabla 5.5. Estima de la eficiencia de búsqueda de cadáveres de murciélago en el parque eólico Sil en función del tipo de sustrato (fácil vs difícil) utilizando el estimador GenEst (Dalthorp *et al.*, 2018).

Sustrato	Estima (IC 90%)
Difícil (n=10)	0,3 (0,121 - 0,571)
Fácil (n=17)	0,706 (0,5 - 0,852)

Según el estimador *GenEst* no hay diferencias en la tasa de permanencia de cadáveres de ratón en función del mes (septiembre vs. octubre) (Tabla 5.6.), ni en función de la clase de visibilidad (fácil vs. difícil de detectar) (Tabla 5.7). Se ha descartado por lo tanto el uso de estas variables en la estima de la mortalidad. Este estimador señala que tanto la distribución log-logística como la log-normal son adecuadas para describir el proceso de desaparición de los ratones depositados en los tres experimentos (Figura 5.11; Tabla 5.8). Para continuar con el proceso de cálculo de la mortalidad se seleccionó la distribución log-logística.

Tabla 5.6. Resultados de los modelos exploratorios ajustados para testar el grado de adecuación de cuatro distribuciones estadísticas (loglogistica, lognormal, exponencial y weibull) a la tasa de desaparición de cadáveres de ratones, considerando el mes en el que se desarrollaron los experimentos (introducidos como Season con dos clases, septiembre, n=50 ratones, 2 experimentos; y octubre, n=25 ratones, 1 experimento), utilizando el estimador GenEst (Dalthorp *et al.*, 2018).

Distribución	Location Formula	Scale Formula	AICc	delta AICc
loglogistic	l ~ Season	s ~ constant	269,46	0
loglogistic	l ~ constant	s ~ constant	269,53	0,07
loglogistic	l ~ constant	s ~ Season	269,83	0,37
lognormal	l ~ Season	s ~ constant	269,99	0,53
loglogistic	l ~ Season	s ~ Season	270,00	0,54
lognormal	l ~ constant	s ~ constant	270,15	0,69
lognormal	l ~ constant	s ~ Season	270,67	1,21
lognormal	l ~ Season	s ~ Season	271,18	1,72
exponential	l ~ Season	nulo	275,95	6,49
weibull	l ~ Season	s ~ constant	276,23	6,77
weibull	l ~ constant	s ~ constant	277,17	7,71
exponential	l ~ constant	nulo	278,08	8,62
weibull	l ~ Season	s ~ Season	278,14	8,68
weibull	l ~ constant	s ~ Season	278,21	8,75

Tabla 5.7. Resultados de los modelos exploratorios ajustados para testar el grado de adecuación de cuatro distribuciones estadísticas (loglogistica, lognormal, exponencial y weibull) a la tasa de desaparición de cadáveres de ratones, considerando el tipo de sustrato en el que se desarrollaron los experimentos (introducidos como sustrato con dos clases, fácil, n=54 ratones; y difícil, n=21 ratones), utilizando el estimador GenEst (Dalthorp *et al.*, 2018).

Distribución	Location Formula	Scale Formula	AICc	delta AICc
loglogistic	l ~ constant	s ~ constant	269,53	0
lognormal	l ~ constant	s ~ constant	270,15	0,62
loglogistic	l ~ constant	s ~ sustrato	271,35	1,82
loglogistic	l ~ sustrato	s ~ constant	271,61	2,08
lognormal	l ~ constant	s ~ sustrato	271,88	2,35
lognormal	l ~ sustrato	s ~ constant	272,11	2,58
loglogistic	l ~ sustrato	s ~ sustrato	273,52	3,99
lognormal	l ~ sustrato	s ~ sustrato	274,04	4,51
weibull	l ~ constant	s ~ constant	277,17	7,64

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Distribución	Location Formula	Scale Formula	AICc	delta AICc
exponential	l ~ constant	nulo	278,08	8,55
weibull	l ~ sustrato	s ~ constant	278,92	9,39
weibull	l ~ constant	s ~ sustrato	279,05	9,52
exponential	l ~ sustrato	nulo	279,58	10,05
weibull	l ~ sustrato	s ~ sustrato	281,08	11,55

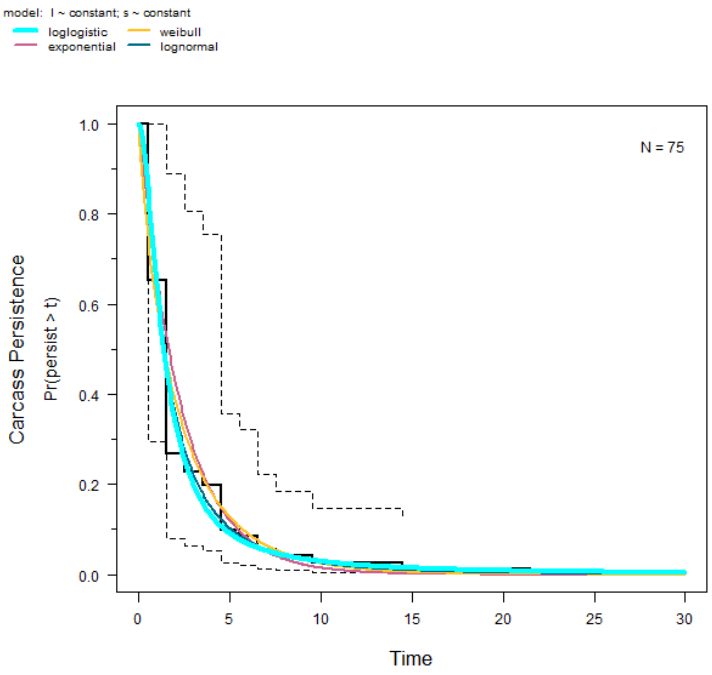


Figura 5.11. Modelización de la evolución de la tasa de permanencia de cadáveres de ratones en el parque eólico Sil en función de cuatro tipos de distribución (exponencial, Weibull, log-logística y log-normal), ajustada con el paquete estadístico *GenEst* (Dalthorp *et al.*, 2018). Los datos empíricos se representan como una función escalonada de Kaplan-Meier con IC del 95% para las probabilidades de persistencia indicadas por líneas de puntos (Kaplan & Meier, 1958).

Tabla 5.8. Comparación de los resultados de las cuatro distribuciones utilizadas para describir el proceso de desaparición de los cadáveres de ratones utilizando el estimador GenEst (Dalthorp *et al.*, 2018).

Distribución	AICc	deltaAICc
Log-logística	269,53	0
Log - normal	270,15	0,62
Weibull	277,17	7,64
Exponencial	278,08	8,55

GenEst efectúa una estima de 2-318 murciélagos accidentados (IC 90%; mediana = 102) para el conjunto de aerogeneradores del parque entre el 9 de septiembre y el 30 de octubre de 2009, aunque la estima a la que se le asigna una mayor probabilidad de ocurrencia son aproximadamente 60 ejemplares (Figura 5.12). Las estimas para cada una de las turbinas en las que se localizaron los cadáveres de *Pipistrellus pipistrellus/pygmaeus* son 1-17 (mediana= 6) para la turbina 22, y 1-15 (mediana= 5) para la turbina 27 (Figuras 5.13 y 5.14, respectivamente).

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO

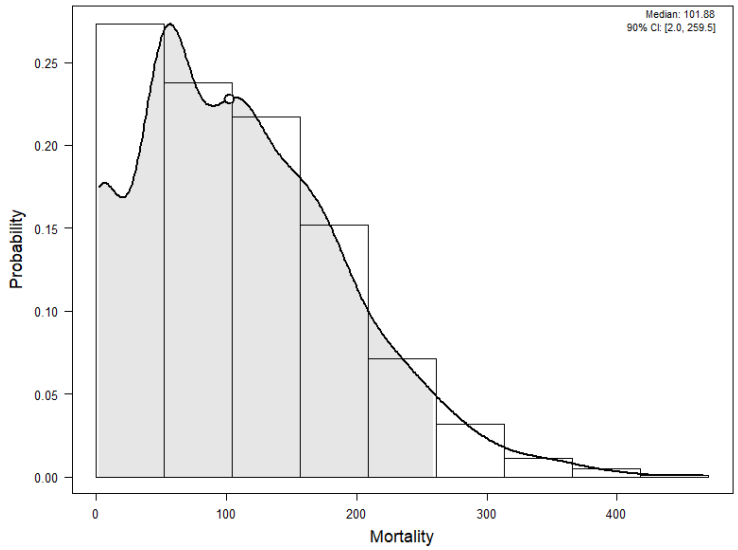


Figura 5.12. Mortalidad total estimada para el conjunto del parque eólico Sil entre el 09 de septiembre y el 30 de octubre de 2009, calculada utilizando el estimador *GenEst* (Dalthorp *et al.*, 2018). El valor de la mediana se sitúa en 102 (IC 90% 2-259).

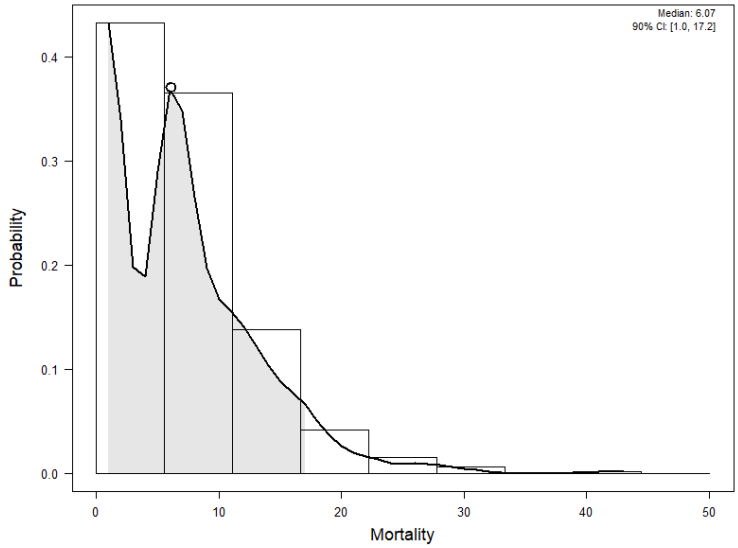


Figura 5.13. Mortalidad total estimada para la turbina 22 del parque eólico Sil entre el 09 de septiembre y el 30 de octubre de 2009, calculada utilizando el estimador *GenEst* (Dalthorp *et al.*, 2018). El valor de la mediana se sitúa en 6 (IC 90% 1-17).

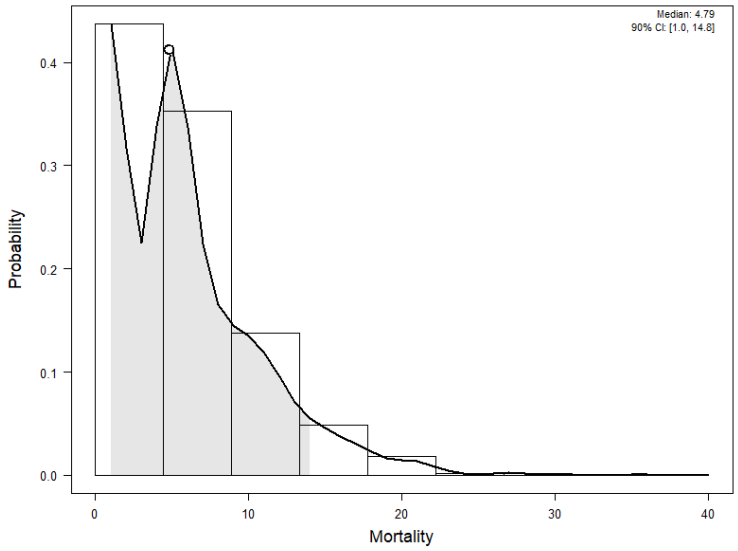
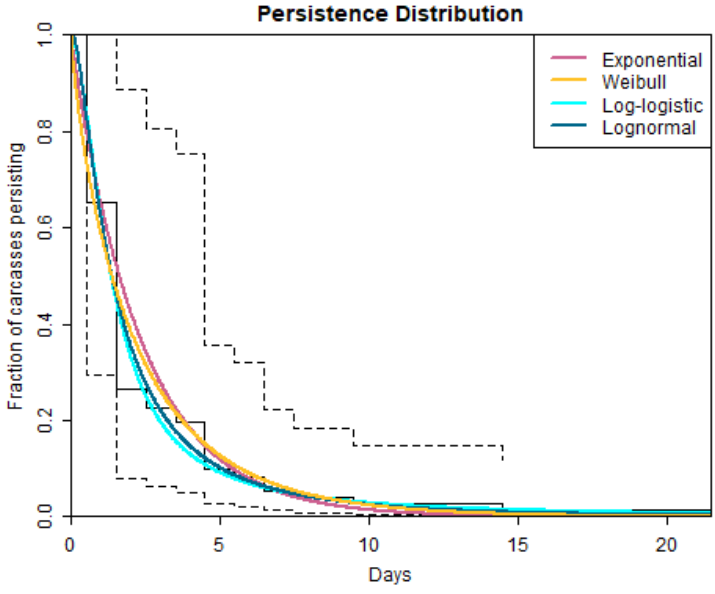


Figura 5.14. Mortalidad total estimada para la turbina 27 del parque eólico Sil entre el 09 de septiembre y el 30 de octubre de 2009, calculada utilizando el estimador GenEst (Dalthorp *et al.*, 2018). El valor de la mediana se sitúa en 5 (IC 90% 1-15).

Estimador Evidence of Absence (EoA)

El estimador *EoA* identifica como mejor distribución para describir el proceso de desaparición de los ratones depositados en los tres experimentos la log-logística (Figura 5.15).



Distribution	ΔAIC	r	α	β	95% CI for β
Exponential	8.7	0.815	0.4248	2.3541	[1.865, 2.971]
Weibull	7.8	0.761	0.8508	2.1309	[1.581, 2.872]
Log-Logistic	0	0.841	1.7561	1.3539	[1.068, 1.717]
Lognormal	0.62	0.837	1.0194	0.3265	[0.0699, 0.5832]

(for Ir = 1)

Figura 5.15. Modelización de la evolución de la tasa de permanencia de cadáveres de ratones en el parque eólico Sil en función de cuatro tipos de distribución (exponencial, Weibull, log-logística y log-normal), ajustada con el paquete estadístico *EoA* (Evidence of Absence; Dalthorp *et al.*, 2014). Los datos empíricos se representan como una función escalonada de Kaplan-Meier con IC del 95% para las probabilidades de persistencia indicadas por líneas de puntos (Kaplan & Meier, 1958).

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Para un nivel de credibilidad del 90% (1-α = 0,9), la mortalidad puntual (M*) han sido 40 murciélagos (^g= 0,118, 95% CI = [0,082, 0,16]; es decir, la probabilidad de que el número real de ejemplares accidentados de quirópteros sea igual o inferior a 40 es al menos un 90% conforme a la distribución posterior establecida (Figura 5.16). El intervalo de confianza al 90% para la mortalidad estimada (M) se sitúa entre los 5 y los 45 ejemplares, siendo 13 el número de cadáveres que obtiene una probabilidad más alta (Figura 5.16). Observando específicamente la representación de la distribución posterior del número total de cadáveres (M) estimada (λ), el valor medio de esta distribución se sitúa en los 22 ejemplares (IC 90%: 5-50) (Figura 5.17). Observando estas representaciones para las estimas individuales de los dos aerogeneradores en los que se registró mortalidad, el valor medio para la turbina 22 se sitúa en los 104 murciélagos (IC 90%: 12-277) (Figura 5.18), y para la turbina 27 en los 114 murciélagos (IC 90%: 13-307) (Figura 5.19).

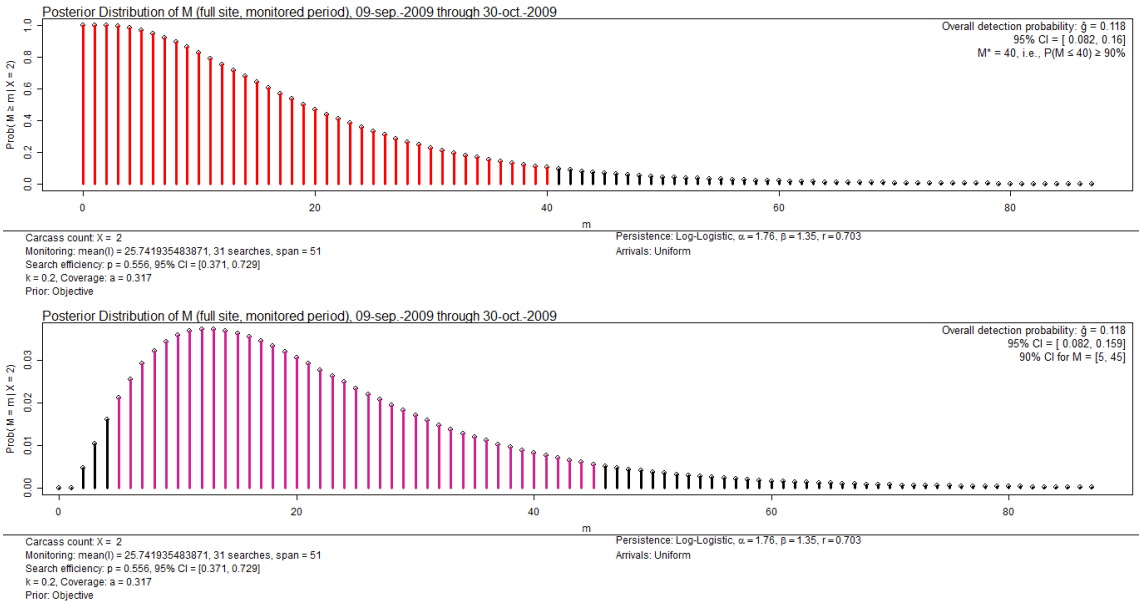


Figura 5.16. Distribución posterior de la mortalidad estimada (M) para el período 09 de septiembre – 30 de octubre de 2009 en el parque eólico Sil. Arriba: IC asimétricos (one-sided). Abajo: IC simétricos (two-sided).

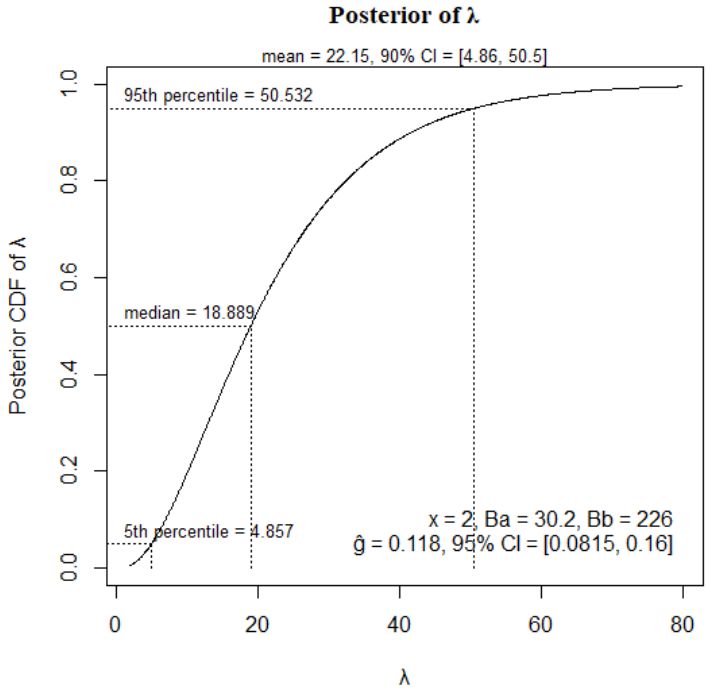


Figura 5.17. Distribución posterior del parámetro tasa de mortalidad estimada (λ) dado el número de cadáveres contabilizados (X) en el conjunto de turbinas del parque eólico Sil y la probabilidad de detección estimada (g).

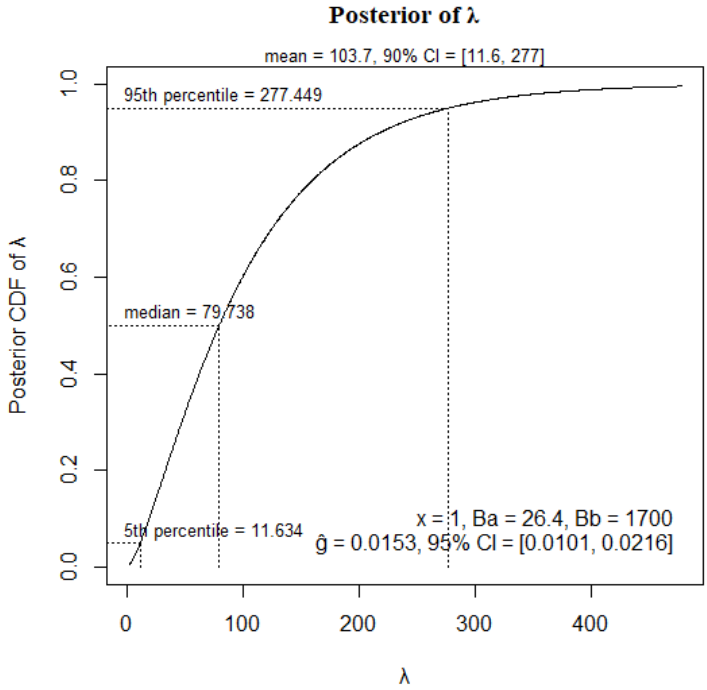


Figura 5.18. Distribución posterior del parámetro tasa de mortalidad estimada (λ) dado el número de cadáveres contabilizados (X) en la turbina 22 del parque eólico Sil y la probabilidad de detección estimada (g).

USC
UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

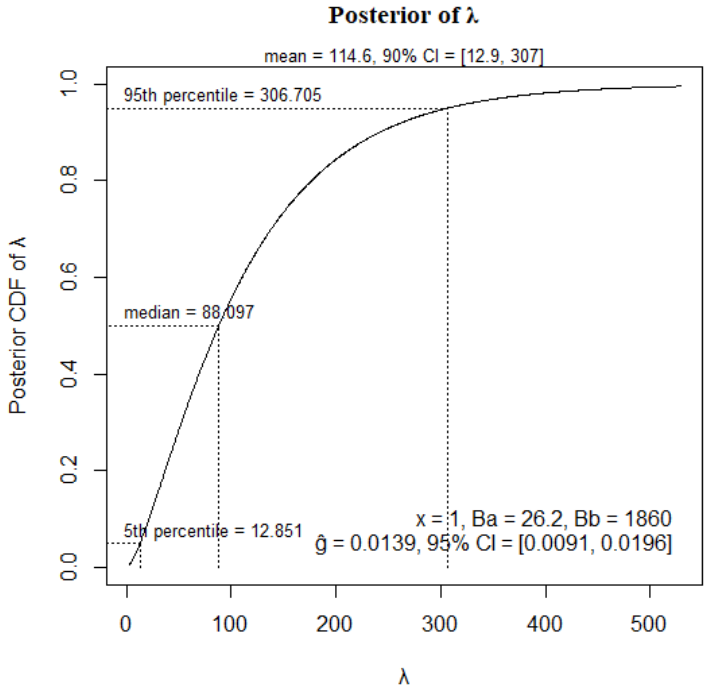


Figura 5.19. Distribución posterior del parámetro tasa de mortalidad estimada (λ) dado el número de cadáveres contabilizados (X) en la turbina 27 del parque eólico Sil y la probabilidad de detección estimada (g).

5.2.5. Exploración de la eficiencia de los antiguos programas de búsqueda de cadáveres

En base a los resultados de los experimentos de detectabilidad y de tasa de permanencia desarrollados en el parque eólico Sil, la probabilidad de detección de un cadáver de murciélago desciende considerablemente a medida que se incrementa el intervalo de tiempo entre búsquedas. Con intervalos de búsqueda de 14 días, la probabilidad de detección (cuantil 50%) se sitúa en un 10% para las superficies de detección fácil, y en un 5% para las superficies de detección difícil (Tabla 5.9). Si consideramos aceptable extender estos resultados a los restantes parques eólicos en los que se han buscado murciélagos accidentados, la posibilidad de detección de un cuerpo bajo una turbina que se revise con una periodicidad comprendida entre uno y cuatro meses se puede considerar despreciable.

Tabla 5.9 Probabilidad de detección genérica estimada de un cadáver de quiróptero en el parque eólico Sil para los meses de septiembre y octubre, en función de diferentes intervalos de búsqueda (nivel de confianza del 90%) utilizando el estimador GenEst (Dalthorp *et al.*, 2018).

Intervalo	sustratro	Cuantil 5%	Cuantil 50%	Cuantil 95%
1 día	Fácil	0,419	0,593	0,718
	Difícil	0,105	0,267	0,48
3 días	Fácil	0,246	0,364	0,447
	Difícil	0,063	0,156	0,305
7 días	Fácil	0,135	0,166	0,195
	Difícil	0,033	0,115	0,165
14 días	Fácil	0,071	0,107	0,146
	Difícil	0,019	0,047	0,091

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

5.2.6. Exploración del nivel de coincidencia entre la mortalidad y las áreas de mayor actividad identificadas por los modelos de paisaje

Los cadáveres recogidos en Masgalán (2) y Testeiro (1) se encuentran fuera de las áreas de modelización; el cadáver recogido en Outeiro do Coto se ubica en una zona neutra; los 2 cadáveres del parque Serra do Burgo-Pena da Cruz se ubican en zona caliente (alta probabilidad de registrar niveles de actividad elevados); en Sil, 7 de los cuerpos se localizan en zona caliente y 3 en zonas frías (baja probabilidad de registrar niveles de actividad elevados); y los dos cadáveres de Meda se ubican en zonas frías (Figuras 5.20 y 5.21). El 64,3% (n=14) de los cadáveres se recogieron en zonas calientes, y el 35,7% restante en zonas frías.

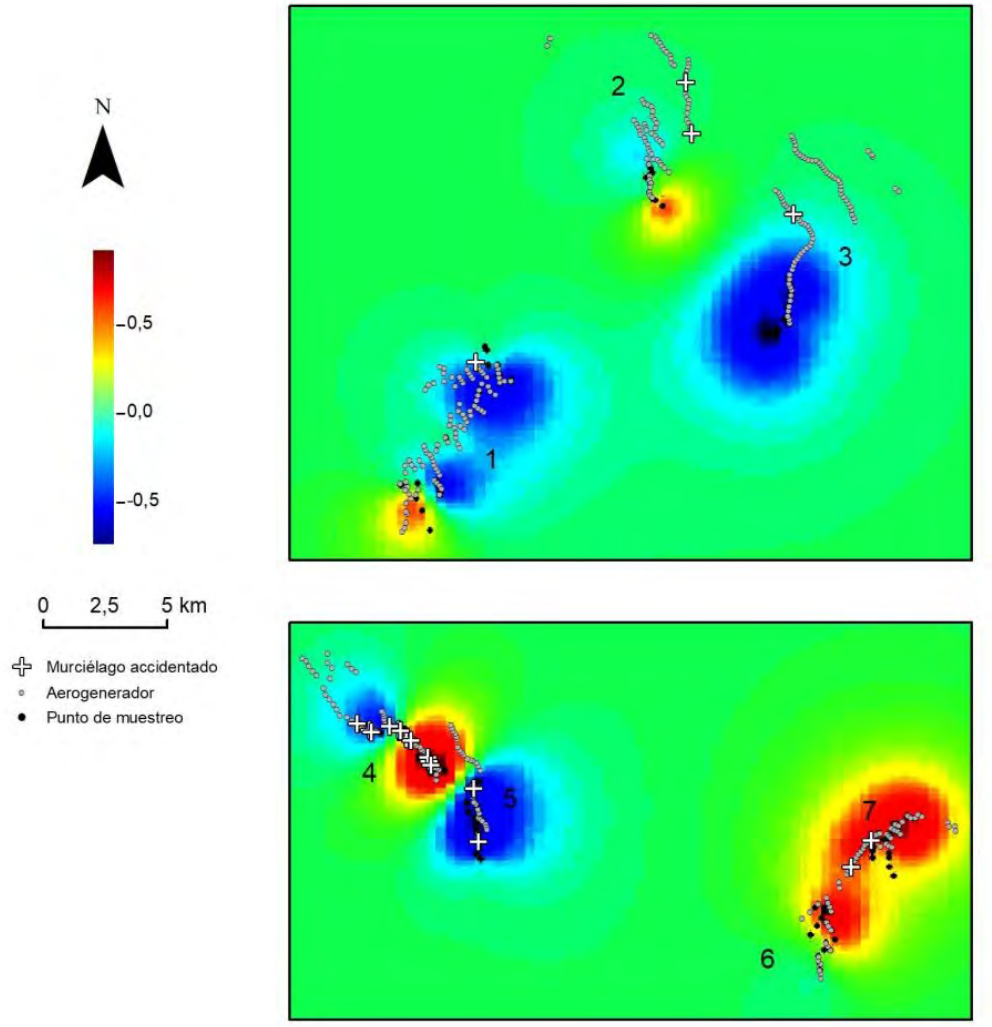


Figura 5.20. Superposición de los murciélagos accidentados con la representación gráfica de las predicciones del modelo GLM negativo binomial + SRF (Spatial Random Factor) (perimetro_forest_150r +slope_150r_n_cadros_20 + mean_path_cost + (1|parque)), ajustado a la abundancia de quirópteros en el área de estudio. Se representan zonas calientes (rojo, alta probabilidad de niveles de actividad elevados) y frías (azul, baja probabilidad de niveles de actividad elevados). 1= Outeiro do Coto, 2= Masgalán, 3= Testeiro, 4= Sil, 5= Meda, 6= Ampliación Serra do Burgo-Pena da Cruz, 7= Serra do Burgo-Pena da Cruz (consultar Figura 1.1.).

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

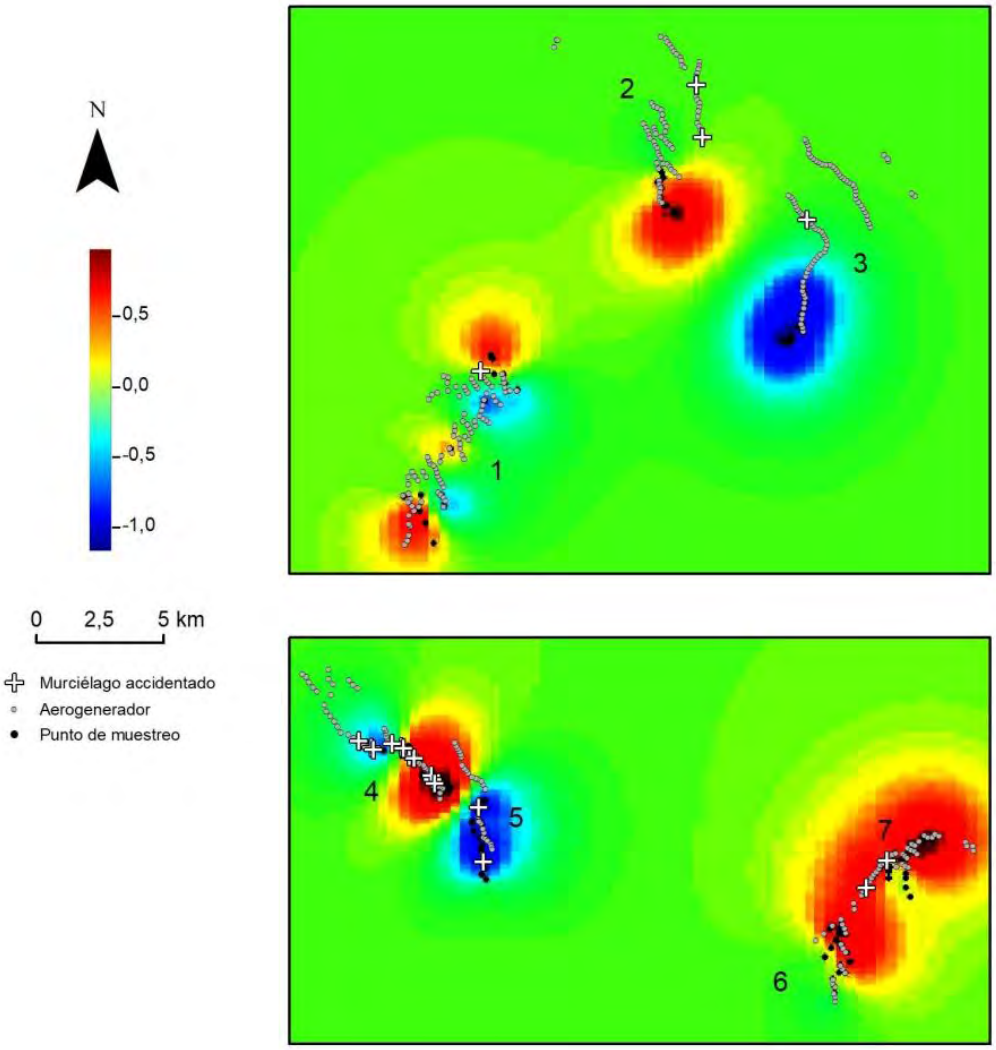


Figura 5.21. Superposición de los murciélagos accidentados con la representación gráfica de las predicciones del modelo GAM negativo binomial + SRF (Spatial Random Factor) (insolation_8_50m_mean_std2 + forest_50m_std2 + mean_path_cost_std2 + (1|parque)), ajustado a la abundancia de quirópteros en el área de estudio. Se representan zonas calientes (rojo, alta probabilidad de niveles de actividad elevados) y frías (azul, baja probabilidad de niveles de actividad elevados). 1= Outeiro do Coto, 2= Masgalán, 3= Testeiro, 4= Sil, 5= Meda, 6= Ampliación Serra do Burgo-Pena da Cruz, 7= Serra do Burgo-Pena da Cruz (consultar Figura 1.1.).

5.3 DISCUSIÓN

Los resultados de este estudio ponen de manifiesto que los programas de búsqueda de quirópteros accidentados implementados en parques eólicos instalados en Galicia antes del año 2010 son inadecuados para efectuar estimas precisas de mortalidad, y por lo tanto para valorar la importancia de la misma. La obtención además de estimas de mortalidad significativas en uno de estos parques, Sil, justifican la necesidad de adoptar medidas correctoras en este tipo de parques, equiparándolas a las exigidas en la actualidad a aquellos de nueva creación.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Época en la que se producen los accidentes y especies afectadas

Las búsquedas de cadáveres desarrolladas han permitido localizar tres especies de quirópteros accidentadas bajo las turbinas, *Pipistrellus pipistrellus/pygmaeus* (80%), *Nyctalus leislerii* (13,3%) e *Hypsugo savii* (6,7%). Si comparamos estos resultados con los de localidades más o menos próximas a Galicia, Amorim *et al.* (2012) recogieron en dos parques eólicos del norte de Portugal (distritos de Aveiro y Viseu) entre marzo y octubre de 2007, 49 cadáveres de quirópteros; en este estudio, de los restos identificables (91,8% del total), el 55,5% fueron *Pipistrellus pipistrellus*, el 31,1% *Nyctalus leisleri*, el 8,8% *Pipistrellus sp*., y el 4,4% *Hypsugo savii*. TPFPlanege (2006) recogieron entre marzo y octubre de 2015 en un parque eólico situado en el distrito de Vila Real (norte de Portugal), 6 cadáveres de quirópteros, en concreto 3 *Pipistrellus pipistrellus*, 1 *Hypsugo savii*, 1 *Tadarida teniotis* y un ejemplar no identificado. Dubourg-Savage *et al*. (2011), para seguimientos efectuados entre 2005 y 2009 en 28 parques eólicos situados en el tercio norte de Portugal, señalan que los grupos de especies más afectados, por orden decreciente, son *Pipistrellus/Hypsugo*, *Nyctalus* y *Eptesicus*. Por otro lado, en La Rioja, Camiña (2012) reporta 147 colisiones, como resultado del seguimiento de 10 parques eólicos en La Rioja, 14 en Soria y 32 en Aragón en diversos períodos entre 2000 y 2008. De las citadas colisiones identifica 116, el 59% de las cuales son *Pipistrellus pipistrellus*, el 18% *Hypsugo savii*, el 14% *Pipistrellus kuhlii*, el 4,3% *Nyctalus lasiopterus*, el 3,5% *Tadarida teniotis*, el 0,9% *Nyctalus leisleri*, y otro 0,9% *Barbastella barbastellus*.

Esta breve recopilación viene a corroborar lo señalado por Rydell *et al.* (2010), quienes indican que las especies más frecuentemente accidentadas varía a nivel local y regional como resultado de la variación en las características del hábitat y en la composición de la comunidad de quirópteros, pero es siempre la misma tipología de especies, aquellas con alas relativamente largas y estrechas, adaptadas a desenvolverse en zonas abiertas y de borde.

En Galicia los accidentes se producen al menos entre mayo y octubre, con registros todos los meses, siendo claramente más abundantes en septiembre, pero identificándose también un pequeño pico en junio. Amorim *et al.* (2012) detectan este mismo pico de mortalidad en septiembre para el conjunto de murciélagos en dos parques eólicos del norte de Portugal, aunque cuando analizan por separado las especies, el pico de mortalidad para *Nyctalus leisleri* se produce en agosto, y para el grupo *Pipistrellus* spp. en septiembre y octubre. Amorim *et al.* (2012) sin embargo no detectan el pico de junio, que si es detectado en alguna localidad del norte de Europa, incluyendo también el mes de mayo (Rydell *et al.*, 2010), y que se asocia con un período migratorio primaveral (Heim *et al*., 2016; Voigt *et al*., 2022). En todo caso, mayores tamaños de muestra en Galicia confirmarán o refutarán la consistencia de ese pico primaveral.

Detectabilidad de cadáveres

Mis resultados muestran diferencias significativas en la detectabilidad de ratones y de murciélagos. No se puede descartar que el estado de conservación de los cadáveres modelo de quirópteros utilizados, no frescos, haya influido en el resultado obtenido, ya que han sido comparados con ratones frescos, más voluminosos. Voigt *et al*. (2022) consideran que los ratones son modelos válidos equiparables a los murciélagos para desarrollar experimentos de detectabilidad y de permanencia, aunque Barros *et al.* (2022) sólo los recomiendan para desarrollar experimentos de permanencia. El poder disponer de quirópteros para desarrollar experimentos de detectabilidad y de permanencia de cadáveres simultáneos, con idea de estimar el factor *k* (pérdida de la efectividad de búsqueda en función de la edad del cadáver) requerido por los estimadores de mortalidad es difícil, por lo que la única opción viable en la

USC DE COMPOSTELA

mayoría de los casos es utilizar ratones. El factor crítico en este caso será valorar cuánto de parecidos son los ratones que se utilicen a los murciélagos que suplantan, en términos de masa corporal (Barrientos *et al*., 2018). Los resultados obtenidos en Sil indican la necesidad de efectuar comprobaciones siempre que sea posible y, en caso de detectar diferencias, utilizar al menos el dato de detectabilidad de los quirópteros, y determinar la tasa de permanencia con ratones.

La detectabilidad media de quirópteros en Sil ha sido 59,7% (IC 95%: 33-75), 70,6% en sustratos de localización fácil, y del 30% en sustratos de localización difícil. Estos valores de detectabilidad son similares al 40% cuantificado por Barros *et al.* (2022) para murciélagos pequeños (< 15 g), pero altos si los comparamos con los obtenidos en otros estudios, como por ejemplo el 20% de Domínguez *et al.* (2020), o el 17,6% de Voigt *et al*. (2022) con ratones. Las diferencias observadas pueden deberse a multitud de factores, como el tipo de selección de las superficies de búsqueda que se haya hecho (quizá más restrictivas en la presente tesis doctoral), la estructura y densidad precisas de la vegetación en las áreas de búsqueda, o las circunstancias de las búsquedas (condiciones de luz o cansancio del buscador, entre otras).

Tasa de permanencia de cadáveres

La tasa media de permanencia de los ratones fueron 3,37 días, y se documentaron dos patrones de desaparición de cadáveres diferentes, uno rápido, con un porcentaje superior al 90% en los tres primeros días, y un patrón más lento y progresivo, con un 48-64% de desaparición para el mismo período de tiempo. En todos los casos, en el octavo día de revisión habían desaparecido más del 85% de los ratones.

Las tasas de permanencia de cadáveres son dependientes tanto de la comunidad de depredadores existentes en cada localidad, como de su abundancia y nivel de actividad (Selva *et al*. 2005; Clarke *et al.* 2020), pero también se ve afectada por el tipo de cobertura vegetal (Kostecke *et al*., 2001, Turner *et al*., 2017). En todo caso, las tasas de desaparición calculadas para el parque eólico Sil son similares a las determinadas en otras áreas geográficas. Por ejemplo Brinkmann (2006) realizó 5 experimentos con cadáveres descongelados de ratones de laboratorio en diferentes parques eólicos del sur de Alemania. En cada experimento seleccionó 5 aerogeneradores, en cada uno de los cuales depositó 10 ratones. Realizó visitas diarias de revisión durante 10 días consecutivos en la segunda mitad del mes agosto. Observó que sólo 6 días después de haber depositado los cadáveres, habían desaparecido en promedio más del 90%. Además, la tasa media de desaparición de cadáveres para los 5 primeros días fue del 58,8%, variando la tasa máxima entre el 48,6 y el 69%. Indica que la tasa de remoción presentó una fuerte variación entre distintas zonas tras los primeros días, y que su valor representa sólo una aproximación al valor real debido a limitaciones metodológicas, como el uso de cadáveres de ratones en vez de murciélagos o la no consideración de variaciones estacionales.

Kerns *et al.* (2005) utilizaron cadáveres frescos y descongelados de murciélagos, así como aves descongeladas de tamaño pequeño (gorriones) y mediano (palomas), para estudiar la tasa de remoción de cadáveres en 2 parques eólicos de Virginia y Pensilvania (EE.UU.). Clasificaron el hábitat del área revisable en superficies de visibilidad alta, media, baja y muy baja. En Virginia el 70% de los murciélagos frescos desaparecieron en las primeras 24 h; la tasa de desaparición en los hábitats con alta visibilidad era el doble de la de los de baja visibilidad. En Pensilvania, sólo el 3% de los cadáveres desapareció en las primeras 24 horas, y el 16% tras 7 días. Estos autores también señalan que los cadáveres de murciélagos frescos desaparecieron más rápido que los descongelados, y estos últimos antes que las aves.

USC DE COMPOSTELA

Voigt *et al.* (2022) obtuvieron en Alemania una tasa de desaparición del 43% (13 de 30) transcurridas 24 h desde la colocación de los ratones, la mayoría de ellos situados en áreas con alta visibilidad; documentan un período sin apenas desapariciones entre los días 3 y 6 (sólo 1 cadáver desaparecido); y una desaparición de otro 43% entre los días 6 y 9, permaneciendo sólo 3 cadáveres después del noveno día, cuando se interrumpieron las revisiones. Finalmente Barros *et al.* (2022) en el noreste de Brasil, utilizando murciélagos (45 gr de peso medio), ratones (25 gr) y pollos de gallina doméstica (45 gr), detectan que el 11% de los cuerpos desaparecieron en las primeras 12 horas, el 27% en las primeras 24 h, el 73% al final del tercer día, y el 86% al final del séptimo día; sólo el 12% de los cuerpos aguantó más de una semana, y sólo el 5% más de 14 días. Observaron que los cadáveres aguantaban menos tiempo en zonas de herbáceas altas y matorral que en zonas de vegetación ausente o dispersa, y menos tiempo en la estación seca que en la estación de lluvias.

En Sil no se han encontrado diferencias en función de los dos meses comparados, o del tipo de sustrato como detectan Voigt *et al.* (2022) o Barros *et al.* (2022). La ausencia de diferencias entre meses era esperable, ya que las condiciones meteorológicas a nivel local entre septiembre y octubre no difieren demasiado. La ausencia de diferencias a nivel de sustrato (zonas fáciles, caracterizadas por la ausencia de vegetación o vegetación rala o baja; zonas difíciles, cubiertas por herbáceas altas y matorral) puede encontrar explicación en una actividad intensa tanto de depredadores alares (ratonero, *Buteo buteo*), dependientes de la vista para localizar el alimento, como de depredadores terrestres (zorro, *Vulpes vulpes*), más dependientes del olfato.

Estima de la mortalidad

El estimador *GenEst* efectúa una estima de 2-318 murciélagos accidentados (IC 90%; mediana = 102), para el conjunto de aerogeneradores del parque entre el 9 de septiembre y el 30 de octubre de 2009, aunque la estima a la que se le asigna una mayor probabilidad de ocurrencia son aproximadamente 60 ejemplares. El estimador *EoA* circunscribe esta mortalidad a menos de 40 ejemplares, siendo 13 el número de cadáveres al que se le asigna la probabilidad más elevada.

Individualmente para cada una de las dos turbinas donde se localizaron murciélagos accidentados, *GenEst* estima 1-17 (mediana= 6) para la turbina 22 y 1-15 (mediana= 5) para la turbina 27. *EoA* estima un valor medio de 104 murciélagos (IC 90%: 12-277) para la turbina 22, y de 114 murciélagos (IC 90%: 13-307) para la turbina 27.

A pesar de que los dos estimadores han utilizado los mismos datos para calcular la detectabilidad y estimar la tasa de permanencia de cadáveres, existen varios motivos que pueden explicar las diferencias existentes en las estimas de mortalidad efectuadas a nivel de parque eólico. A mayores de las diferencias existentes entre los algoritmos que utilizan, uno de estos motivos es la forma en la que se introducen los datos del programa de búsquedas, individualmente para cada turbina en *GenEst*, y un programa conjunto de todas las búsquedas en *EoA*. Las diferencias pueden ser debidas también al valor de *k* utilizado, 0 en *GenEst* (los cadáveres que no son localizados en la primera búsqueda después de su llegada no pueden ser descubiertos más tarde); y 0,2 en *EoA*, lo que supone la pérdida de un 80% de probabilidad de encontrar en una segunda visita un cadáver que pasó desapercibido en la primera; en este caso *GenEst* podría estar sobreestimando el valor de la mortalidad. La proporción de la mortalidad esperada dentro de las áreas de búsqueda también se introdujo de forma distinta en cada estimador, individualmente para cada turbina en *GenEst* (*DWP*), y un valor medio para el conjunto de las 36 turbinas en *EoA* (*Spatial Coverage*), y pudo haber ejercido también su influencia. En lo que respecta a las diferencias existentes entre las estimas individuales para

USC DE COMPOSTELA

cada turbina, estas tienen que ver fundamentalmente con el tipo de algoritmo empleado por cada estimador.

Huso *et al.* (2014) y Simonis *et al.*(2018) recomiendan el uso del estimador *EoA* cuando el número de cuerpos localizados es menor o igual que cinco, como es el caso que se analiza. Por lo tanto, asumo que se le debe dar prioridad a los resultados de este estimador. El número de cadáveres estimados se encuentra en la parte inferior del rango de las estimas recogidas en Voigt *et al.* (2022) para Europa de 1,5-30 ejemplares/turbina/año. Para el conjunto del parque, la distribución posterior del parámetro tasa de mortalidad (λ) dado el número de cadáveres contabilizados se sitúa entre 5 y 50 (IC 90%), con un valor medio de 19, que si lo dividimos entre los 36 aerogeneradores del parque, dan 0,53 ejemplares/turbina/dos meses. Teniendo en cuenta que se pueden producir accidentes al menos durante los meses de mayo a agosto también, y que sólo se revisaron superficies delimitadas por radios de 30 m aunque se pueden encontrar cadáveres hasta los 50 m, esta estima tiene que ser sin duda mayor. Las aproximaciones a nivel de turbina quizás son más preocupantes, ya que las distribuciones posteriores determinan valores medios de 80 (IC 90%: 12-277) y 88 (IC 90%: 13-307) ejemplares en dos meses. Los IC tan amplios tienen que estar relacionados sin duda con unas tasas de detectabilidad bajas (0,0153 para el aerogenerador 22 y 0,0139 para el 27) y con el número reducido de ejemplares accidentados localizados.

Eficiencia de los programas de búsqueda antiguos

Con intervalos de búsqueda de 14 días, la probabilidad de detección media de un quiróptero accidentado se sitúa en el 10% para las superficies de detección fácil, y en un 5% para las superficies de detección difícil. A la vista de estos resultados, la periodicidad de búsqueda por turbina de 1-4 meses entre los meses de abril a octubre aplicada en los parques eólicos instalados antes del año 2010 en Galicia ha sido sin lugar a dudas inadecuada para efectuar estimas de mortalidad, y por lo tanto para valorar la importancia de la misma. La posibilidad de detectar un murciélago accidentado con un programa de búsquedas como el implementado es muy bajo. A pesar del limitado esfuerzo de muestreo se localizaron 29 quirópteros accidentados en 11 parques eólicos diferentes de la mitad sur de Galicia, aunque las bajas se concentraron sobre todo en los parques del suroeste de esta Comunidad.

Independientemente de cual sea la cifra que más se aproxime al número real de quirópteros accidentados, las calculadas para el parque eólico Sil se pueden considerar lo suficientemente elevadas como para justificar la adopción de medidas que reduzcan la mortalidad de murciélagos en parques eólicos antiguos, al menos en la mitad sur de Galicia.

Coincidencia entre la mortalidad y las áreas de mayor actividad identificadas por los modelos de paisaje

El nivel de solapamiento entre las zonas calientes definidas por los modelos de paisaje y la mortalidad registrada pueden considerarse elevados, teniendo en cuenta el tipo de testado grosero utilizado. El 64,3% (n=14) de los cadáveres se recogieron en zonas calientes (alta probabilidad de registrar niveles de actividad elevados), y el 35,7% restante en zonas frías (baja probabilidad de niveles de actividad elevados).

Las zonas frías no implican exclusión de mortalidad, en ellas se esperan solamente niveles de mortalidad menores que en las zonas calientes, que es lo que se ha determinado. Se debe tener en cuenta además que en los eventos de mortalidad juega un papel muy relevante la velocidad del viento, cuya influencia no se valora aquí.

Los resultados obtenidos confirman la relación positiva determinada por Amorim *et al.* (2012) entre la actividad de los quirópteros medida a nivel del suelo junto a aerogeneradores

USC UNIVERSIDADE DE COMPOSTELA

con la mortalidad registrada a la mañana siguiente en dos parques eólicos del norte de Portugal, aunque utilizando en este caso una aproximación diferente, y pone de manifiesto la utilidad de los modelos ajustados.

5.4 REFERENCIAS

AEE, 2022. *Anuario eólico 2022*. Asociación Empresarial Eólica. 140 pp.

Amorim, F., Rebelo, H. & Rodrigues, L. 2012. Factors influencing bat activity and mortality at a wind farm in the Mediterranean region. Acta Chiropterologica, 14(2): 439–457. https://doi.org/10.3161/150811012X661756

ARCEA Xestión de Recursos Naturais S.L. 2010. *Avaliación de coñecementos, desenvolvemento de metodoloxías e análise da mitigación do impacto de parques eólicos na fauna de quirópteros de Galicia.* Informe inédito de ARCEA Xestión de Recursos Naturais S.L., proxecto subvencionado con cargo ao Programa PEME I+D e I+D SUMA da Consellería de Innovación e Industria da Xunta de Galicia, convocatoria de 2008.

Arnett, E.B., Brown, W.K., Erickson, W.P.,Fiedler, J.K., Hamilton, B.L., Henry, T.H., Jain, A., Johnson, G.D., Kerns, J., Koford, R.R., Nicholson, C.P., O`Connell, T.J., Piorkowski, M.D. & Tankersley JR, R.D. 2008. Patterns of bat fatalities at wind energy facilities in North America. Journal of Wildlife Management, 72(1): 61-78. https://doi.org/10.2193/2007-221

Barrientos, R., Martins, R.C., Ascensão, F., D′Amico, M., Moreira, F. & Borda-de-Água, L. 2018. A review of searcher efficiency and carcass persistence in infrastructure-driven mortality assessment studies. Biological Conservation, 222: 146-153. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.04.014

Barros, M.A.S., Iannuzzi, L., Leite, I., Otálora-Sila, A. & Bernard, E. 2022. Factors affecting searcher efficiency and scavenger removal of bat carcasses in Neotropical wind facilities. Wildlife Management;86:e22198. https://doi.org/10.1002/jwmg.22198

BfN 2018. National Implementation Report to EUROBATS; accessed on 28.12.2021 at https://www.eurobats.org/sites/default/files/documents/pdf/Meeting_of_Parties/Inf.MoP8_.21_NIR_Germany.pdf.

Brinkmann, R. 2006. *Survey of possible operational impacts on bats by wind facilities in southern Germany*. Report for Administrative District of Freiburg – Department 56, Conservation and Landscape Management. Ecological Consultancy, Gundelfingen, Germany.

Camiña, A. 2012. Bat fatalities at wind farms in northern Spain - lessons to be learned. Acta Chiropterologica, 14(1): 205-212. https://doi.org/10.3161/150811012X654402

Clarke, M., Fraser, E.E. & Warkentin, G. 2020. Fine spatial-scale variation in scavenger activity influences avian mortality assessments on a boreal island. PloS ONE. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0233427

Cryan, P.M. & Barclay, R.M.R. 2009. Causes of bat fatalities at wind turbines: hypotheses and predictions. Journal of Mammalogy, 90(6): 1330-1340. https://doi.org/10.1644/09-MAMM-S-076R1.1

Dalthorp, D., Huso, M.M. & Dail, D. 2017. Evidence of absence (v2.0) software user guide: U.S. Geological Survey Data Series 1055, 109 p., https://doi.org/10.3133/ds1055

Dalthorp, D., Huso, M.M., Dalthorp, M. & Mintz, J. 2022. *Accounting for the Fraction of Carcasses outside the Searched Area and the Estimation of Bird and Bat Fatalities at*

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Wind Energy Facilities. https://arxiv.org/abs/2201.10064v1 https://doi.org/10.48550/arXiv.2201.10064

Dalthorp, D., Madsen, L., Huso, M.M., Rabie, P.A., Wolpert, R., Studyvin, J. & Mintz, J. 2018. GenEst statistical models - A generalized estimator of mortality (No. 7- A2). US Geological Survey. https://pubs.er.usgs.gov/publication/tm7A2

Denzinger, A. & Schnitzler, H.U. 2013. Bat guilds, a concept to classify the highly diverse foraging and echolocation behaviors of microchiropteran bats. Frontiers in Physiology, 4, 164. https://doi.org/10.3389/fphys.2013.00164

Domínguez, J., Cervantes, F. & Jaquero, M.I. 2020. Factors affecting carcass detection at wind farms using dogs and human searchers. Journal of Applied Ecology, 57(10): 1926-1935. https://doi.org/10.1111/1365-2664.13714

Dubourg-Savage, M. J., Rodrigues, L., Santos, H., Georgiakakis, P., Papadatou, E., Bach, L. & Rydell, J. 2011. Pattern of bat fatalities at wind turbines in Europe comparing north and south. Conference on Wind energy and Wildlife impacts, Trondheim, Norway, 2-5 May 2011. https://tethys.pnnl.gov/publications/pattern-bat-fatalities-wind-turbines-europe-comparing-north-south

Erickson, W.P., Jeffrey, J., Kronner, K. & Bay, K. 2004. *Stateline Wind Project Wildlife. Monitoring Final Report, July 2001 - December 2003*. - Technical report peer-reviewed by and submitted to FPL Energy, the Oregon Energy Facility Siting Council, and the Stateline Technical Advisory Committee, Oregon, USA, 105 pp.

Etterson, M.A. 2013. Hidden Markov models for estimating animal mortality from antropogenic hazards. Ecological Applications, 23: 1915-1925. https://doi.org/10.1890/12-1166.1

Frick W.F., E.F. Baerwald, J.F. Pollock, R.M.R. Barclay, J.A. Szymanski, T.J. Weller, A.L. Russell, S.C. Loeb, R.A. Medellin & L.P. McGuire. 2017. Fatalities at wind turbines may threaten population viability of a migratory bat. Biological Conservation, 209: 172–177. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.02.023

Friedenberg, N.A. & Frick, W.F. 2021. Assessing fatality minimization for hoary bats amid continued wind energy development. Biological Conservation, 262: 109309. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109309

Heim, O., Schröder, A., Eccard, J., Jung, K. & Voigt, C.C. 2016. Seasonal activity patterns of European bats above intensively used farmland. Agric., Ecosyst. Environ., 233: 130-139. https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.09.002

Huso, M.M. 2010. An estimator of wildlife fatality from observed carcasses. Environmetrics, 22: 318-329. https://doi.org/10.1002/env.1052

Huso, M.M., Dalthorp, D., Dail, D. & Madsen, L., 2015. Estimating wind-turbine-caused bird and bat fatality when zero carcasses are observed. Ecological Applications, 25(5): 1213–1225. https://doi.org/10.1890/14-0764.1

Kaplan, E.L. & Meier, P. 1958. Nonparametric estimation from incomplete observations. Journal of the American Statistical Association, 53: 457-481. http://dx.doi.org/10.1080/01621459.1958.10501452

Kerns, J., Erickson, W.P.& Arnett, E.B. 2005. Bat and bird fatality at wind energy facilities in Pennsylvania and West Virginia, pp.24-95. In: Arnett, E.B.(Ed): *Relationship between bats and wind turbines in Pennsylvania and West Virginia: an assessment of bat fatality search protocols, patterns of fatality, and behavioral interactions with wind turbines*. A final report submitted to the Bats and Wind Energy Cooperative. Bat Conservation International, Austin, Texas, USA.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Korner-Nievergelt, F., Korner-Nievergelt, P., Behr, O., Niermann, I., Brinkmann, R. & Hellriegel, B. 2011. A new method to determine bird and bat fatality at wind energy turbines from carcass searches. Wildlife Biology, 17: 350-363. https://doi.org/10.2981/10-121

Kostecke, R.M., Linz, G.M. & Bleier, W.J. 2001. Survival of avian carcasses and photographic evidence of predators and scavengers. Journal of Field Ornithology, 72: 439-447. https://www.jstor.org/stable/4514610

Kunz, T.H., Arnett, E.B., Erickson, W.P., Hoar, A.R., Johnson, G.D., Larkin, R.P., Strickland, M.D., Thresher, M.W. & Tuttle, M.D. 2007. Ecological impacts of wind energy development on bats: questions, research needs, and hypotheses. Frontiers in Ecology and the Environment, 5(6): 315-324. https://doi.org/10.1890/1540-9295(2007)5[315:EIOWED]2.0.CO;2

Martin, C.M., Arnett, E.B., Stevens, R.D. & Wallace, M.C. 2017. Reducing bat fatalities at wind facilities while improving the economic efficiency of operational mitigation. Journal of Mammalogy 98: 378-385. https://doi.org/10.1093/jmammal/gyx005

McDonald, T., Bay, K., Studyvin, J., Leckband, J., Schorg, A.& McIvor, J.2021. Evidence of absence regression: a binomial N-mixture model for estimating fatalities at wind energy facilities. Ecological Applications,31(8). e02408 https://doi.org/10.1002/eap.2408

O'Shea, T.J., Cryan, P.M., Hayman, D.T.S., Plowright, R.K. & Streicker, G. 2016. Multiple mortality events in bats: a global review. Mammal Review, 46(3): 175-190. https://doi.org/10.1111/mam.12064

Printz, L., Tschapka, M. & Vogeler, A. 2021. The common noctule bat (*Nyctalus noctula*): population trends from artificial roosts and the effect of biotic and abiotic parameters on the probability of occupation. J. Urban Ecol. 7 (1) juab033. https://doi.org/10.1093/jue/juab033

Rabie, P.A., Riser-Espinoza, D., Studyvin, J., Dalthorp, D. & Huso, M.M. 2021. *AWWI Technical Report: Performance of the GenEst Mortality Estimator Compared to the Huso and Shoenfeld Estimators*. Washington, DC. American Wind Wildlife Institute. Disponible en www.awwi.org

Runkel, V., Gerding, G. & Marckmann, U. 2021. *The handbook of acoustic bat detection*. Pelagic Publishing, UK.

Rydell, J., Bach, L., Dubourg-Savage, M.-J., Green, M., Rodrigues, L. & Hedenström, A. 2010. Bat mortality at wind turbines in northwestern Europe. Acta Chiropterologica 12, 261-274. https://doi.org/10.3161/150811010X537846

Selva, N., Jędrzejewska, B., Jędrzejewski, W. & Wajrak, A. 2005. Factors affecting carcass use by a guild of scavengers in European temperate woodland. Canadian Journal of Zoology, 83:1590-1601. https://doi.org/10.1139/z05-158

Simonis, J., Dalthorp, D., Huso, M. M., Mintz, J., Madsen, L., Rabie, P. A., & Studyvin, J. 2018. GenEst user guide—Software for a generalized estimator of mortality (No. 7-C19). US Geological Survey. https://doi.org/10.3133/tm7C19

Shoenfeld, P. S. 2004. *Suggestions Regarding Avian Mortality Extrapolation. Technical memo provided to FPL Energy*. West Virginia Highlands Conservancy, HC70, Box 553, Davis, West Virginia, 26260. Available online at: https://www.nationalwind.org/wp-content/uploads/2013/05/Shoenfeld-2004-Suggestions-Regarding-Avian-Mortality Extrapolation.pdf

TPFPlanege 2016. *Parque Eólico de Falperra-Rechãzinha. Monitorização de Quirópteros Fase de Exploração (Fase II)-3.º Ano. Relatório Final N.º 4*. Relatório para EÓLICA DA COUTADA, S.A.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Turner, K.L., Abernethy, E.F., Conner, L.M.. Rhodes Jr., O.E. & Beasley, J.C. 2017. Abiotic and biotic factors modulate carrion fate and vertebrate scavenging communities. Ecology 98:2413–2424. https://doi.org/10.1002/ecy.1930

UNEP/EUROBATS IWG on wind turbines and bat populations, 2021. Doc.EUROBATS.AC25.16. Revised report of the IWG for the 25th Meeting of the Advisory Committee, Videoconference, 30 April 2021. https://www.eurobats.org/sites/default/files/documents/pdf/Advisory_Committee/EUOBATS.AC25.Record.pdf (acceso 25/03/2022).

Voigt, C.C., Kaiser, K., Look, S., Scharnweber, K. & Scholz, C. 2022. Wind turbines without curtailment produce large numbers of bat fatalities throughout their lifetime: A call against ignorance and neglect. Global Ecology & Conservation, 37: e02149. https://doi.org/10.1016/j.gecco.2022.e02149

Voigt, C.C., Lehnert, L.S., Petersons, G., Adorf, F., & Bach, L. 2015. Wildlife and renewable energy: German politics cross migratory bats. European Journal of Wildlife Research, 61(2), 213-219. https://doi.org/10.1007/s10344-015-0903-y

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

5.5 APÉNDICES

5.5.1. Datos utilizados en el estimador GenEst

GenEst Parque

Tabla 5.10. Datos de cadáveres encontrados (CO Carcass Observations).

carcID	unit	DateFound	Species	sustrato	Distance
carc1	t22	23/09/2009	bat	facil	18
carc2	t27	29/09/2009	bat	facil	29

Tabla 5.11. Datos de permanencia de ratones (CP Carcass Persistence).

cpID	sustrato	Season	LastPresent	FirstAbsent
cp81	facil	septiembre	0	1
cp82	facil	septiembre	0	1
cp83	facil	septiembre	0	1
cp84	facil	septiembre	0	1
cp85	dificil	septiembre	0	1
cp86	dificil	septiembre	1	2
cp87	dificil	septiembre	1	2
cp88	dificil	septiembre	0	1
cp89	facil	septiembre	1	2
cp90	facil	septiembre	1	2
cp91	facil	septiembre	1	2
cp92	dificil	septiembre	1	2
cp93	dificil	septiembre	1	2
cp94	dificil	septiembre	1	2
cp95	facil	septiembre	3	12
cp96	facil	septiembre	1	2
cp97	dificil	septiembre	1	2
cp98	facil	septiembre	1	2
cp99	dificil	septiembre	1	2
cp100	facil	septiembre	0	1
cp101	facil	septiembre	1	2
cp102	dificil	septiembre	0	1
cp103	facil	septiembre	0	1
cp104	facil	septiembre	0	1
cp105	facil	septiembre	0	1
cp119	facil	septiembre	3	4
cp120	dificil	septiembre	14	15
cp121	dificil	septiembre	4	5
cp122	facil	septiembre	7	8
cp123	facil	septiembre	0	1
cp124	facil	septiembre	0	1
cp125	facil	septiembre	4	5

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

cpID	sustrato	Season	LastPresent	FirstAbsent
cp126	facil	septiembre	0	1
cp127	dificil	septiembre	0	1
cp128	facil	septiembre	0	1
cp129	facil	septiembre	1	2
cp130	facil	septiembre	2	3
cp131	facil	septiembre	4	5
cp132	facil	septiembre	4	5
cp133	facil	septiembre	21	22
cp134	dificil	septiembre	6	7
cp135	dificil	septiembre	2	3
cp136	facil	septiembre	1	2
cp137	facil	septiembre	1	2
cp138	facil	septiembre	6	7
cp139	dificil	septiembre	4	5
cp140	facil	septiembre	4	5
cp141	facil	septiembre	2	3
cp142	facil	septiembre	1	2
cp143	facil	septiembre	4	5
cp163	facil	octubre	0	1
cp164	facil	octubre	0	1
cp165	dificil	octubre	0	1
cp166	facil	octubre	0	1
cp167	dificil	octubre	0	1
cp168	dificil	octubre	0	1
cp169	facil	octubre	0	1
cp170	facil	octubre	1	2
cp171	facil	octubre	1	2
cp172	facil	octubre	0	1
cp173	facil	octubre	1	2
cp174	facil	octubre	1	2
cp175	facil	octubre	0	1
cp176	facil	octubre	1	2
cp177	facil	octubre	1	2
cp178	facil	octubre	1	2
cp179	facil	octubre	1	2
cp180	facil	octubre	1	2
cp181	facil	octubre	0	1
cp182	facil	octubre	5	6
cp183	dificil	octubre	9	10
cp184	dificil	octubre	1	2
cp185	facil	octubre	1	2
cp186	facil	octubre	1	2
cp187	facil	octubre	3	4

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Tabla 5.12. Datos de mortalidad esperada dentro de las áreas de búsqueda (DWP).

unit	bat
t1	0,705
t2	0,184
t3	0,208
t4	0,74
t5	0,696
t6	0,136
t7	0,436
t8	0,3
t9	0,52
t10	0,574
t11	0,159
t12	0,206
t13	0,237
t14	0,544
t15	0,418
t16	0,203
t17	0,163
t18	0,146

unit	bat
t19	0,098
t20	0,239
t21	0,123
t22	0,108
t23	0,066
t24	0,295
t25	0,182
t26	0,127
t27	0,101
t28	0,298
t29	0,523
t30	0,61
t31	0,468
t32	0,454
t33	0,226
t34	0,257
t35	0,261
t36	0,408

Tabla 5.13. Datos de eficiencia de búsqueda con murciélagos (SE Searcher Efficiency).

pkID	sustrato	s1
pk1	facil	1
pk2	dificil	1
pk3	dificil	0
pk4	facil	1
pk5	facil	1
pk6	dificil	0
pk7	dificil	0
pk8	facil	1
pk9	dificil	1
pk10	facil	1
pk11	facil	0
pk12	dificil	1
pk13	dificil	0
pk14	facil	1

pkID	sustrato	s1
pk15	facil	0
pk16	dificil	0
pk17	facil	1
pk18	facil	1
pk19	facil	1
pk20	dificil	0
pk21	facil	0
pk22	facil	1
pk23	facil	0
pk24	facil	1
pk25	facil	0
pk26	dificil	0
pk27	facil	1

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Tabla 5.14. Programa de búsquedas en el conjunto de aerogeneradores del parque eólico Sil (SS Search Schedule)(t1 a t18).

SearchDate	Season	t1	t2	t3	t4	t5	t6	t7	t8	t9	t10	t11	t12	t13	t14	t15	t16	t17	t18
09/09/2009	septiembre	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
10/09/2009	septiembre	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1
11/09/2009	septiembre	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0
14/09/2009	septiembre	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
16/09/2009	septiembre	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
17/09/2009	septiembre	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1
21/09/2009	septiembre	0	1	1	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0
22/09/2009	septiembre	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0
23/09/2009	septiembre	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
24/09/2009	septiembre	0	1	1	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	1
25/09/2009	septiembre	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
28/09/2009	septiembre	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
29/09/2009	septiembre	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	1	0	0
01/10/2009	septiembre	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
02/10/2009	septiembre	1	0	0	1	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0
05/10/2009	septiembre	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0
07/10/2009	octubre	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
08/10/2009	octubre	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	1	0	1	1
09/10/2009	octubre	0	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
13/10/2009	octubre	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1
14/10/2009	octubre	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
15/10/2009	octubre	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0
16/10/2009	octubre	0	1	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0
19/10/2009	octubre	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
21/10/2009	octubre	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0
22/10/2009	octubre	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0
23/10/2009	octubre	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	1
26/10/2009	octubre	1	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0
28/10/2009	octubre	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	1
29/10/2009	octubre	0	0	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0
30/10/2009	octubre	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Tabla 5.15. Programa de búsquedas en el conjunto de aerogeneradores del parque eólico Sil (SS Search Schedule)(t19 a t36 de 2).

SearchDate	Season	t19	t20	t21	t22	t23	t24	t25	t26	t27	t28	t29	t30	t31	t32	t33	t34	t35	t36
09/09/2009	septiembre	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	1	1	0	0	1	0	0	0
10/09/2009	septiembre	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
11/09/2009	septiembre	0	1	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
14/09/2009	septiembre	0	0	0	1	1	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0
16/09/2009	septiembre	0	1	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
17/09/2009	septiembre	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1	0	1	1
21/09/2009	septiembre	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0
22/09/2009	septiembre	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0
23/09/2009	septiembre	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	1
24/09/2009	septiembre	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
25/09/2009	septiembre	1	1	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0
28/09/2009	septiembre	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
29/09/2009	septiembre	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0
01/10/2009	septiembre	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0
02/10/2009	septiembre	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
05/10/2009	septiembre	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0
07/10/2009	octubre	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1
08/10/2009	octubre	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0
09/10/2009	octubre	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0
13/10/2009	octubre	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1
14/10/2009	octubre	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
15/10/2009	octubre	0	1	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0
16/10/2009	octubre	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0
19/10/2009	octubre	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0
21/10/2009	octubre	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
22/10/2009	octubre	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
23/10/2009	octubre	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0
26/10/2009	octubre	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0
28/10/2009	octubre	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
29/10/2009	octubre	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
30/10/2009	octubre	1	0	0	0	1	1	1	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	1

GenEst aerogenerador 22

Tabla 5.16. Cadáveres encontrados (CO Carcass Observations) en el aerogenerador 22.

carcID	unit	DateFound	Species	sustrato	Distance
carc1	t22	23/09/2009	bat	facil	18

Tabla 5.17. Mortalidad esperada dentro del área de búsqueda (DWP) del aerogenerador 22.

unit	bat
t22	0,108

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Tabla 5.18. Programa de búsquedas (SS Search Schedule) del aerogenerador 22.

SearchDate	Season	t22
09/09/2009	septiembre	1
10/09/2009	septiembre	0
11/09/2009	septiembre	0
14/09/2009	septiembre	1
16/09/2009	septiembre	0
17/09/2009	septiembre	0
21/09/2009	septiembre	0
22/09/2009	septiembre	0
23/09/2009	septiembre	1
24/09/2009	septiembre	0
25/09/2009	septiembre	0
28/09/2009	septiembre	0
29/09/2009	septiembre	0
01/10/2009	septiembre	0
02/10/2009	septiembre	1
05/10/2009	septiembre	1

SearchDate	Season	t22
07/10/2009	octubre	0
08/10/2009	octubre	0
09/10/2009	octubre	0
13/10/2009	octubre	0
14/10/2009	octubre	0
15/10/2009	octubre	0
16/10/2009	octubre	1
19/10/2009	octubre	1
21/10/2009	octubre	0
22/10/2009	octubre	0
23/10/2009	octubre	0
26/10/2009	octubre	1
28/10/2009	octubre	0
29/10/2009	octubre	0
30/10/2009	octubre	0

GenEst aerogenerador 27

Tabla 5.19. Cadáveres encontrados (CO Carcass Observations) en el aerogenerador 27.

carcID	unit	DateFound	Species	sustrato	Distance
carc2	t27	29/09/2009	bat	facil	29

Tabla 5.20. Mortalidad esperada dentro del área de búsqueda (DWP) del aerogenerador 27.

unit	bat
t27	0,101

Tabla 5.21. Programa de búsquedas (SS Search Schedule) del aerogenerador 22.

SearchDate	Season	t27
09/09/2009	septiembre	1
10/09/2009	septiembre	0
11/09/2009	septiembre	0
14/09/2009	septiembre	1
16/09/2009	septiembre	0
17/09/2009	septiembre	0
21/09/2009	septiembre	0
22/09/2009	septiembre	1
23/09/2009	septiembre	0
24/09/2009	septiembre	0
25/09/2009	septiembre	0
28/09/2009	septiembre	0
29/09/2009	septiembre	1
01/10/2009	septiembre	0
02/10/2009	septiembre	0
05/10/2009	septiembre	0

SearchDate	Season	t27
07/10/2009	octubre	0
08/10/2009	octubre	0
09/10/2009	octubre	1
13/10/2009	octubre	0
14/10/2009	octubre	0
15/10/2009	octubre	1
16/10/2009	octubre	0
19/10/2009	octubre	0
21/10/2009	octubre	0
22/10/2009	octubre	1
23/10/2009	octubre	0
26/10/2009	octubre	0
28/10/2009	octubre	0
29/10/2009	octubre	0
30/10/2009	octubre	1

USC UNIVERSITAT DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

5.5.2. Datos utilizados en el estimador EoA

Tabla 5.22. Datos de permanencia de ratones (CP Carcass Persistence).

CPmin	CPmax
0	1
0	1
0	1
0	1
0	1
1	2
1	2
0	1
1	2
1	2
1	2
1	2
1	2
1	2
3	12
1	2
1	2
1	2
1	2
0	1
1	2
0	1
0	1
0	1
0	1
3	4
14	15
4	5
7	8
0	1
0	1
4	5
0	1
0	1
0	1
1	2
2	3
4	5

CPmin	CPmax
4	5
21	22
6	7
2	3
1	2
1	2
6	7
4	5
4	5
2	3
1	2
4	5
0	1
0	1
0	1
0	1
0	1
0	1
0	1
1	2
1	2
0	1
1	2
1	2
0	1
1	2
1	2
1	2
1	2
1	2
0	1
5	6
9	1
1	2
1	2
1	2
3	4

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Programa de búsquedas parque:
0, 1, 2, 5, 7, 8, 12, 13, 14, 15, 16, 19, 20, 22, 23, 26, 28, 29, 30, 34, 35, 36, 37, 40, 42, 43, 44, 47, 49, 50, 51
Programa de búsquedas del aerogenerador 22:
0, 5, 14, 23, 26, 37, 40, 47
Programa de búsquedas del aerogenerador 27:
0, 5, 13, 20, 30, 36, 43, 51

USC
UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

6 CONCLUSIONES

1. Los análisis de coordenadas principales no han permitido identificar con claridad diferencias en la comunidad de quirópteros descritas a través de la abundancia de diferentes grupos fónicos, observándose una distribución sin patrones definidos de la ordenación de los valores de disimilitud (variación equilibrada y gradientes unidireccionales) a lo largo de los ejes de las dos dimensiones representadas.

2. Los diferentes análisis de redundancia basados en distancias realizados ofrecen resultados dispares, e identifican como significativas a las variables velocidad del viento, estación de muestreo, parque eólico, interacción parque eólico y año, área forestal, superficie de cortafuegos y altitud, aunque explican solo una pequeña parte de la variabilidad observada en los patrones de actividad de los murciélagos (varianza explicada entre 0,114 y 0,384).

3. En los parques eólicos analizados, los quirópteros utilizan más aquellos lugares a los que pueden acceder con mayor facilidad desde las partes perimetrales más bajas; una vez alcanzados los parques, utilizan más los lugares forestados (mayor superficie o mayor perímetro forestal) y con mayores extensiones en pendiente (más de 20º), y utilizan menos los lugares que reciben más insolación.

4. La relevancia de los resultados radica en que demuestran que los quirópteros no utilizan de igual forma las áreas en las que se asientan los parques eólicos. Esto tiene implicaciones a la hora de implementar medidas para reducir el riesgo de colisión, y obliga a incorporar la componente espacial en los análisis de evaluación de impacto que se desarrollen.

5. En base a los resultados obtenidos, el evitar la instalación de aerogeneradores en la inmediata proximidad de zonas forestadas debería ser una medida efectiva para reducir el riesgo de mortalidad, al igual que instalarlos alejados de zonas de pendiente y en lugares con bajos niveles de conectividad estructural vinculada a formaciones forestales. Las dos primeras son recomendaciones extendidas en otras áreas geográficas que vienen a ser corroboradas en Galicia. La novedad de los resultados de la presente tesis doctoral radica en que se pone de manifiesto la influencia de la conectividad estructural en los niveles de actividad de los murciélagos en parques eólicos del sur de Galicia.

6. Los modelos ajustados con variables meteorológicas, temporales, y espaciales, indican que la variabilidad espacial y espacio-temporal de la presencia y de la abundancia de quirópteros en parques eólicos del sur de Galicia es principalmente dependiente de la velocidad del viento, de la etapa vital y del parque eólico en el que nos encontremos

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

7. El viento ejerce un efecto de signo negativo, tanto sobre la probabilidad de presencia de actividad como en el número de pasos que se puedan registrar. Cada grupo fónico muestra una sensibilidad diferente al mismo, así, para el conjunto de parques eólicos analizados, el 95% de los pasos acumulados para el grupo 42-51 kHz se alcanza a los 3 m/s., a los 4 m/s para el grupo 9-16 kHz, y a los 6 m/s para el grupo fónico 16-23 kHz.

8. La probabilidad media de presencia se incrementa a lo largo de las tres etapas vitales consideradas, alcanzando su máximo en agosto-octubre (etapa 3, post-reproductora); mientras que el máximo de abundancia se alcanza en el período reproductor (etapa 2, junio-julio).

9. Los resultados de los análisis indican claramente que Sil es el parque eólico más utilizado por los quirópteros, tanto en frecuencia de aparición como en intensidad de uso. Las diferencias entre los restantes parques son más difíciles de determinar, pero se estima que hay indicios suficientes para considerar que el parque eólico Meda-Ampliación Meda está entre los menos utilizados.

10. La representación espacial de los modelos ajustados muestra el dinamismo existente en los niveles de actividad a lo largo de los años, y pone en evidencia la necesidad de desarrollar muestreos que tengan en consideración las componentes espacial y temporal cuando se realicen evaluaciones de los riesgos para los murciélagos derivados de la instalación/funcionamiento de un parque eólico.

11. La combinación de las representaciones espaciales de los modelos meteorológicos y de paisaje permiten identificar la existencia de una zona de alta probabilidad de presencia de niveles elevados de actividad en el extremo sureste del parque eólico Sil, lo cual evidencia la existencia de zonas dentro de los propios parques eólicos que, por sus especiales características, concentran la actividad de los quirópteros.

12. Las búsquedas de cadáveres desarrolladas en Galicia entre los años 2001 y 2010 han permitido localizar 30 ejemplares de tres especies de quirópteros accidentadas bajo las turbinas, *Pipistrellus pipistrellus/pygmaeus* (80%), *Nyctalus leisleri* (13,3%) e *Hypsugo savii* (6,7%), las mismas especies accidentadas en parques eólicos de áreas geográficas más o menos próximas, y caracterizadas por tener alas relativamente largas y estrechas y estar adaptadas a desenvolverse en zonas abiertas y de borde.

13. Los accidentes se producen al menos entre mayo y octubre, con registros todos los meses, siendo claramente más abundantes en septiembre, pero identificándose también un pequeño pico en junio, que deberá ser corroborado con mayores tamaños muestrales.

14. En base a los dos cadáveres de *Pipistrellus pipistrellus/pygmaeus* localizados en el parque eólico Sil tras efectuar 287 búsquedas entre el 9 de septiembre y el 30 de octubre de 2009, el estimador *EoA* circunscribe la mortalidad para el conjunto del parque a menos de 40 ejemplares, siendo 13 el número de cadáveres al que se le asigna la probabilidad más elevada. Individualmente para cada uno de los aerogeneradores en los que se localizaron los cadáveres, las estimas son más amplias, un valor medio de 104 murciélagos (IC 90%: 12-277) para la turbina 22, y de 114 murciélagos (IC 90%: 13-307) para la turbina 27.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

15. Teniendo en cuenta que también se pueden producir accidentes al menos durante los meses de mayo a agosto, y que sólo se revisaron superficies delimitadas por radios de 30 m aunque se pueden encontrar cadáveres hasta los 50 m, estas estimas son probablemente conservadoras y el número de muertes probablemente haya sido mayor.

16. La periodicidad de búsqueda de 1-4 meses por turbina entre los meses de abril a octubre aplicada en los parques eólicos instalados antes del año 2010 en Galicia ha sido inadecuada para efectuar estimas de mortalidad, y por lo tanto para valorar la importancia de la misma. La probabilidad de detectar un murciélago accidentado con un programa de búsquedas como el aplicado es extremadamente reducido (inferior al 10%).

17. Independientemente de cual sea la cifra que más se aproxime al número real de quirópteros accidentados, las calculadas para el parque eólico Sil se pueden considerar lo suficientemente elevadas como para justificar la adopción de medidas que reduzcan la mortalidad de murciélagos en parques eólicos antiguos, al menos en la mitad sur de Galicia.

18. El nivel de solapamiento entre las zonas calientes definidas por los modelos de paisaje y la mortalidad registrada puede considerarse elevado. El 64,3% (n=14) de los cadáveres se recogieron en zonas calientes (alta probabilidad de registrar niveles de actividad elevados), y el 35,7% restante en zonas frías (baja probabilidad de niveles de actividad elevados). Los resultados obtenidos confirman la relación positiva previamente determinada entre la actividad de los quirópteros medida a nivel del suelo con la mortalidad, y pone de manifiesto la utilidad de los modelos ajustados.

USC
UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

Índice de tablas

Tabla 1.1. Niveles de mortalidad de diferentes especies de quirópteros en Europa (n= 12.349 cadáveres) y España (n=2.431). Calculadas en base a UNEP/EUROBATS IWG on wind turbines and bat populations, 2021..... 23

Tabla 1.2. Distancias (en kilómetros) entre los centroides de las diferentes áreas de estudio. 31

Tabla 1.3. Características termopluviométricas de los parques eólicos muestreados. Precipitación: precipitación anual acumulada, [a] en las partes más altas; balance hídrico: balance hídrico atmosférico (precipitación – evapotranspiración potencial estival), [b] en determinados sectores. ... 32

Tabla 1.4. Especies de murciélagos presentes en Galicia. Nomenclatura a partir de la Lista patrón de las especies silvestres presentes en España (MITERD, 2020). 32

Tabla 1.5. Características principales de ecolocación de las especies de murciélagos presentes en Galicia. A partir de Balmori (1998), Obrist *et al*. (2004), Palomo *et al*. (2007), Walters *et.al*. (2012), Barataud (2015), Guixé & Camprodon (2018), Kerbiriou *et al*. (2019) y Russ (2021). 43

Tabla 1.6. Parques eólicos analizados y número de puntos de muestreo (n) en cada parque 44

Tabla 1.7. Número de noches de muestreo por año en cada parque eólico 45

Tabla 1.8. Distribución del número de estaciones con 0 positivos sobre el total de estaciones muestreadas por parque eólico y año. Entre corchetes se recoge el número de visitas realizadas.. 54

Tabla 1.9. Distribución anual de las estaciones de muestreo en cada parque eólico en las que no se registraron quirópteros. 55

Tabla 1.10. Modelos exploratorios, con las variables parque y año incorporadas como factores aleatorios, ajustados con los datos de los parques eólicos Serra do Burgo-Pena da Cruz y Sil, y los años 2006 a 2009. En todos los modelos la variable dependiente es el número de pasos de quirópteros en 4 minutos. Variables estandarizadas para viento, temperatura, nubes cobertura y luna (porcentaje de disco lunar). La distribución de contraste en todos los modelos glmmTMB fue una binomial negativa 2 (nbiom2); los modelos lme4 se ajustaron con la función glmer.nb. ziformula= ~. = incorpora en la parte "zero-inflation" del modelo las mismas variables que en la parte condicional; ziformula= ~0 = señala que se ha eliminado la parte "zero-inflation" del modelo. 63

Tabla 1.11. Modelos exploratorios, con las variables parque y año incorporadas como factores fijos, ajustados con los datos de los parques eólicos Serra do Burgo-Pena da Cruz y Sil, y los años 2006 a 2009. En todos los modelos la variable dependiente es el número de pasos de quirópteros en 4 minutos. Variables estandarizadas para viento, temperatura, nubes cobertura y luna (porcentaje de disco lunar). La distribución de contraste en todos los modelos glmmTMB fue una binomial negativa 2 (nbiom2); los modelos lme4 se ajustaron con la función glmer.nb.; ziformula= ~. = incorpora en la parte "zero-inflation" del modelo las mismas variables que en la parte condicional; ziformula= ~0 = señala que se ha eliminado la parte "zero-inflation" del modelo. El símbolo * indica la interacción más los efectos principales. En negrita se destaca el modelo con el menor AIC de todos los ajustados. 64

Tabla 1.12. Diferencia entre el criterio de información de Akaike (AIC) de cada uno de los modelos ajustados con respecto al AIC del modelo con el valor más bajo. Modelos ajustados con los datos de los años 2006 a 2009 de los parques eólicos Serra do Burgo-Pena da Cruz y Sil. NC= no converge.. 65

Tabla 1.13. Modelos exploratorios, con las variables parque y año incorporadas como factores aleatorios, ajustados con los datos de todos los parques eólicos y los años 2006 a 2009. En todos los

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO

modelos la variable dependiente es el número de pasos de quirópteros en 4 minutos. Variables estandarizadas para viento, temperatura, nubes cobertura y luna (porcentaje de disco lunar). 66

Tabla 1.14. Modelos exploratorios, con las variables parque y año incorporadas como factores fijos, ajustados con los datos de todos los parques eólicos y los años 2006 a 2009. En todos los modelos la variable dependiente es el número de pasos de quirópteros en 4 minutos. Variables estandarizadas para viento, temperatura, nubes cobertura y luna (porcentaje de disco lunar). El símbolo * indica la interacción más los efectos principales. En negrita se destaca el modelo con el menor AIC de todos los ajustados. 67

Tabla 1.15. Diferencia entre el criterio de información de Akaike (AIC) de cada uno de los modelos ajustados con respecto al del modelo con el valor más bajo. Modelos ajustados con los datos de todos los parques eólicos, y de los años 2006 a 2009..... 68

Tabla 2.1. Número de puntos de muestreo (n), de aerogeneradores, y número de noches de muestreo por año en cada parque eólico..... 95

Tabla 2.2. Pasos acumulados de murciélagos total y por grupo fónico, puntos de muestreo acumulados con murciélagos, y puntos con murciélagos 98

Tabla 2.3. Pasos acumulados de murciélagos de cada grupo fónico registrado (en períodos de 4 minutos) por parque eólico. Media en negrita, intervalos de confianza al 95% entre paréntesis. OC= Outeiro do Coto, MASG = Masgalán, TES= Testeiro, SL= Sil, M_AM= Meda-Ampliación de Meda, SB_PC= Serra do Burgo-Pena da Cruz, ASB_APC= Ampliación Serra do Burgo_Ampliación Pena da Cruz 99

Tabla 2.4. Pasos acumulados de murciélagos de cada grupo fónico registrado (en períodos de 4 minutos) por sector. Media en negrita, intervalos de confianza al 95% entre paréntesis. Oeste= Outeiro do Coto, Masgalán, Testeiro. Este = Sil, Meda-Ampliación de Meda, Serra do Burgo-Pena da Cruz, Ampliación Serra do Burgo_Ampliación Pena da Cruz.....103

Tabla 2.5. Pasos acumulados de murciélagos de cada grupo fónico registrado (en períodos de 4 minutos) por etapa vital. 1: pre-reproducción (abril-mayo), 2: reproducción (junio-julio), 3: post-reproducción (agosto-octubre) 103

Tabla 2.6. Pasos acumulados de murciélagos de cada grupo fónico registrado (en períodos de 4 minutos) según la presencia o ausencia de aerogenerador. Media en negrita, intervalos de confianza al 95% entre paréntesis. 105

Tabla 2.7. Pasos acumulados de murciélagos de cada grupo fónico registrado (en períodos de 4 minutos) por parque eólico (bloque oeste) según la presencia o ausencia de aerogenerador. Media en negrita, intervalos de confianza al 95% entre paréntesis. OC= Outeiro do Coto, MASG = Masgalán, TES= Testeiro 105

Tabla 2.8. Pasos acumulados de murciélagos de cada grupo fónico registrado (en períodos de 4 minutos) por parque eólico (bloque este) según la presencia o ausencia de aerogenerador. Media en negrita, intervalos de confianza al 95% entre paréntesis. SL= Sil, M_AM= Meda-Ampliación de Meda, SB_PC= Serra do Burgo-Pena da Cruz, ASB_APC= Ampliación Serra do Burgo_Ampliación Pena da Cruz 106

Tabla 2.9. Estadísticos descriptivos del modelo seleccionado por la función ordiR2step utilizando la matriz de disimilitud correspondiente a la variación equilibrada en abundancias. 112

Tabla 2.10. Estadísticos descriptivos del modelo con mayor valor de R^2 utilizando la matriz de disimilitud correspondiente a la variación equilibrada en abundancias e incorporando interacciones entre variables. 112

Tabla 2.11. Estadísticos descriptivos del modelo seleccionado por la función ordiR2step utilizando la matriz de disimilitud total (índice de Bray-Curtis). 113

Tabla 2.12. Estadísticos descriptivos del modelo con mayor valor de R^2 utilizando la matriz de disimilitud total e incorporando interacciones entre variables. 114

Tabla 2.13. Estadísticos descriptivos del modelo con mayor valor de R^2 utilizando la matriz de disimilitud correspondiente a la variación equilibrada en abundancias e incorporando interacciones entre variables, con los datos agrupados por estación de muestreo. 116

USC

Tabla 2.14. Estadísticos descriptivos del modelo con mayor valor de R^2 utilizando la matriz de disimilitud correspondiente a los gradientes unidireccionales de abundancia e incorporando interacciones entre variables, con los datos agrupados por estación de muestreo. 117

Tabla 2.15. Estadísticos descriptivos del modelo seleccionado por la función ordiR2step utilizando la matriz de disimilitud total (índice de Bray-Curtis) , con los datos agrupados por estación de muestreo. 118

Tabla 2.16. Estadísticos descriptivos del modelo con mayor valor de R^2 utilizando la matriz de disimilitud total e incorporando interacciones entre variables, con los datos agrupados por estación de muestreo. 118

Tabla 3.1. Síntesis de las variables descriptivas utilizadas en este capítulo. F. (Fuente) 1= Elaboración propia; 2 = extraída de un MDT; 3= extraído de cartografía SIXPAC (Sistema de Información Xeográfica de Parcelas Agrícolas) de 2004, facilitada por la Dirección Xeral de Patrimonio Natural (DXPN) de la Xunta de Galicia. Ref (Referencias): 1= Raihno & Palmeirim, 2011; 2= Walsh & Harris, 1996a; 3= Adams & Hayes, 2008; 4= Seibold *et al.*, 2013; 5= Roemer *et al.*, 2019. 141

Tabla 3.2. Descripción numérica de la variable dependiente y de las variables explicativas seleccionadas. 146

Tabla 3.3. Niveles de correlación (de Pearson) entre una selección de variables. 147

Tabla 3.4. Modelos testados. En negrita se destaca el que cuenta con el mayor peso Akaike (consultar resultados). Todas las variables estandarizadas al cuadrado (std2). Se modeliza el número de pasos acumulados de quirópteros en 30 muestreos de 4 minutos de duración. La variable aleatoria parque, está integrada por 8 parques eólicos. 149

.....154

Tabla 3.9. Importancia relativa de cada variable. Nº mod: número de modelos en los que está presente cada variable. 159

Tabla 3.10. Valores AICc y grado de sobredispersión de los modelos univariantes ajustados (glmmTMB nbinom2 con parque y viento como variables aleatorias). 161

Tabla 3.11. Resultados del modelo seleccionado. La varianza para la parte aleatoria de este modelo, integrada por la variable parque eólico, ha sido 0,2034 y su desviación estándar, 0,4511. El valor R^2 Condicional ha sido 0,487. 161

Tabla 3.12. Valores medios posteriores (posterior mean values) e intervalos creíbles al 95% de los parámetros de regresión del mejor modelo identificado a través de una aproximación IT (Information Theoretic approach). Se recogen los resultados del ajuste de un modelo GLM negativo binomial + SRF (Spatial Random Factor) a los datos de abundancia de quirópteros (número de pasos acumulados en 30 visitas de 4 minutos). Los valores de los hiperparámetros de este modelo son: Kappa= 0,001, sigma_u= 0,794, rango= 3,29 km (a partir de 3,3 km, el valor de la autocorrelación espacial es < 0,1). El modelo tiene un valor de sobredispersión de 10,41. 163

Tabla 3.13. Valores medios posteriores (posterior mean values) e intervalos creíbles al 95% de los parámetros de regresión del mejor modelo identificado a través del testado manual variable a variable. Se recogen los resultados del ajuste de un modelo GAM negativo binomial+ SRF (Spatial Random Factor) a los datos de abundancia de quirópteros (número de pasos acumulados en 30 visitas de 4 minutos). Los valores de los hiperparámetros de este modelo son: Kappa= 0,0003, sigma_u= 0,616, rango= 13,04 km (a partir de 13 km, el valor de la autocorrelación espacial es < 0,1). El modelo tiene un valor de sobredispersión de 17,20. 164

Tabla 4.1. Síntesis de las variables descriptivas utilizadas en este capítulo. F. (Fuente) 1= Datos medidos directamente en campo en cada punto de muestreo; 2 = calculado utilizando el paquete "suncalc" (Thieurmel & Elmarhraoui, 2019) . Ref (Referencias): 1= Amorim *et al.*, 2012; 2= Weller & Baldwin, 2012; 3= Erickon & West, 2002; 4= Verboom & Spoelstra, 1999; 5= Russo & Jones, 2003; 6= Di Salvo *et al.*, 2009; 7= Saldaña-Vázquez & Munguía-Rosas, 2013; 8=Milne *et al.*, 2005.....206

Tabla 4.2. Valores DIC y WAIC de los modelos Bernouilli y Zero-truncated explorados. 209

Tabla 4.3. Resultados numéricos de la parte aleatoria condicional del modelo SB_PC_Sil_06_09_fijos_zinb00c3_glmmTMB. 1246 observaciones, 37 id_estacion_f.....210

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Tabla 4.4. Resultados numéricos del modelo SB_PC_Sil_06_09_fijos_zinb00c3_glmmTMB <- glmmTMB(pastot~ vento_std2 * temp_std2 + fecha_completa_n + f_parque*f_ano + (fecha_completa_n|id_estacionf), data=Analisis2c_2006_2009_SB_PC_Sil, ziformula=~vento_std2 * temp_std2 + f_parque*f_ano, family= nbinom2). 212

Tabla 4.5. Intervalos de confianza al 95% de las estimas del modelo SB_PC_Sil_06_09_fijos_zinb00c3_glmmTMB. 213

Tabla 4.6. Resultados numéricos de la parte aleatoria condicional del modelo TODOS_06_09_fijos_zinb00a3_glmmTMB. 3836 observaciones, 115 id_estacion_f 217

Tabla 4.7. Resultados numéricos del modelo TODOS_06_09_fijos_zinb00a3_glmmTMB<- glmmTMB(pastot~ vento_std2 + temp_std2 + nubes_cobertura_std2 + lua_porc_std2 + f_aero + vento_std2:f_aero + fecha_completa_n + f_parque*f_ano + (fecha_completa_n|id_estacionf), data=Analisis2c_2006_2009_TODOS, ziformula=~vento_std2 + temp_std2 + nubes_cobertura_std2 + lua_porc_std2 + f_aero + vento_std2:f_aero + f_parque*f_ano, family= nbinom2), parte condicional. 217

Tabla 4.8. Resultados numéricos del modelo TODOS_06_09_fijos_zinb00a3_glmmTMB, parte Zero-inflation.....218

Tabla 4.9. Intervalos de confianza al 95% de las estimas del modelo TODOS_06_09_fijos_zinb00a3_glmmTMB, parte condicional. 219

Tabla 4.10. Intervalos de confianza al 95% de las estimas del modelo TODOS_06_09_fijos_zinb00a3_glmmTMB, parte Zero-inflation. 220

Tabla 4.11. Valores medios posteriores (posterior mean values) e intervalos creibles al 95% de los parámetros de regresión del modelo Bernoulli GAM + SRF (Spatial Random Factor) ajustado a los datos de presencia/ausencia de quirópteros. Los valores de los hiperparámetros de este modelo son: Kappa= 0,00078, sigma_u= 0,71327, rango= 4,49 km (a partir de 4,5 km, el valor de autocorrelación espacial es < 0,1). 222

Tabla 4.12. Valores medios posteriores (posterior mean values) e intervalos creíbles al 95% de los parámetros de regresión del modelo zero truncated GAM espacio temporal ajustado a los datos de actividad de quirópteros mayores que cero. Los valores de los hiperparámetros de este modelo son: Kappa= 0.00078, sigma_u= 0.71327, rango= 4,49 km. 224

Tabla 4.13. Modelos GAM ajustados para comprobar el comportamiento de los residuos frente a la variable velocidad del viento. 253

Tabla 4.14. Modelos GAM ajustados para comprobar el comportamiento de los residuos frente a la variable temperatura. 255

Tabla 5.1. Distribución del número de quirópteros (n=25) y de cuerpos de paseriformes/murciélagos frescos (n=54) en función de la distancia a la base del aerogenerador, obtenidos en parques eólicos de toda Galicia, con máquinas de 50 m de diámetro de área de rotación y 45 m de altura de torre. 273

Tabla 5.2. Período de seguimiento para el que se dispone de información, y número de cadáveres de *Pipistrellus pipistrellus/pygmaeus*, *Nyctalus leisleri* e *Hypsugo savii* encontrados en cada uno de los parques eólicos seguidos por Arcea Xestión de Recursos Naturais s.l., entre los años 2001 y 2010. 281

Tabla 5.3. Comparación entre los resultados de los experimentos de detectabilidad con tres tipos de modelos, realizados entre los meses de agosto y octubre de 2009 en el parque eólico de Sil. 283

Tabla 5.4. Comparación de los resultados de la modelización de la eficiencia de búsqueda de cadáveres de murciélago en el parque eólico Sil en función del tipo de sustrato (fácil vs difícil) y con k=0, utilizando el estimador GenEst (Dalthorp *et al.*, 2018). 284

Tabla 5.5. Estima de la eficiencia de búsqueda de cadáveres de murciélago en el parque eólico Sil en función del tipo de sustrato (fácil vs difícil) utilizando el estimador GenEst (Dalthorp *et al.*, 2018). 285

Tabla 5.6. Resultados de los modelos exploratorios ajustados para testar el grado de adecuación de cuatro distribuciones estadísticas (loglogistic, lognormal, exponential y weibull) a la tasa de

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

desaparición de cadáveres de ratones, considerando el mes en el que se desarrollaron los experimentos (introducidos como Season con dos clases, septiembre, n=50 ratones, 2 experimentos; y octubre, n=25 ratones, 1 experimento), utilizando el estimador GenEst (Dalthorp *et al.*, 2018). 285

Tabla 5.7. Resultados de los modelos exploratorios ajustados para testar el grado de adecuación de cuatro distribuciones estadísticas (loglogistic, lognormal, exponential y weibull) a la tasa de desaparición de cadáveres de ratones, considerando el tipo de sustrato en el que se desarrollaron los experimentos (introducidos como sustrato con dos clases, fácil, n=54 ratones; y difícil, n=21 ratones), utilizando el estimador GenEst (Dalthorp *et al.*, 2018). 285

Tabla 5.8. Comparación de los resultados de las cuatro distribuciones utilizadas para describir el proceso de desaparición de los cadáveres de ratones utilizando el estimador GenEst (Dalthorp *et al.*, 2018).....286

Tabla 5.9 Probabilidad de detección genérica estimada de un cadáver de quiróptero en el parque eólico Sil para los meses de septiembre y octubre, en función de diferentes intervalos de búsqueda (nivel de confianza del 90%) utilizando el estimador GenEst (Dalthorp *et al.*, 2018). 291

Tabla 5.10. Datos de cadáveres encontrados (CO Carcass Observations) 302

Tabla 5.11. Datos de permanencia de ratones (CP Carcass Persistence).....302

Tabla 5.12. Datos de mortalidad esperada dentro de las áreas de búsqueda (DWP).....304

Tabla 5.13. Datos de eficiencia de búsqueda con murciélagos (SE Searcher Efficiency).....304

Tabla 5.14. Programa de búsquedas en el conjunto de aerogeneradores del parque eólico Si (SS Search Schedule)(t1 a t18).....305

Tabla 5.15. Programa de búsquedas en el conjunto de aerogeneradores del parque eólico Si (SS Search Schedule)(t19 a t36 de 2).....306

Tabla 5.16. Cadáveres encontrados (CO Carcass Observations) en el aerogenerador 22. 306

Tabla 5.17. Mortalidad esperada dentro del área de búsqueda (DWP) del aerogenerador 22. 306

Tabla 5.18. Programa de búsquedas (SS Search Schedule) del aerogenerador 22.....307

Tabla 5.19. Cadáveres encontrados (CO Carcass Observations) en el aerogenerador 27. 307

Tabla 5.20. Mortalidad esperada dentro del área de búsqueda (DWP) del aerogenerador 27. 307

Tabla 5.21. Programa de búsquedas (SS Search Schedule) del aerogenerador 22.....307

Tabla 5.22. Datos de permanencia de ratones (CP Carcass Persistence).....308

USC
UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

Índice de figuras

Figura 1.1. Localización geográfica del área de estudio.Parques eólicos: 1= Outeiro do Coto, 2= Masgalán, 3= Testeiro, 4= Sil, 5= Meda, 6= Ampliación Serra do Burgo-Pena da Cruz, 7= Serra do Burgo-Pena da Cruz..... 28

Figura 1.2. Distribución de las principales especies de murciélagos en Galicia (1 de 4)..... 34

Figura 1.3. Distribución de las principales especies de murciélagos en Galicia (2 de 4)..... 35

Figura 1.4. Distribución de las principales especies de murciélagos en Galicia (3 de 4)..... 36

Figura 1.5. Distribución de las principales especies de murciélagos en Galicia (4 de 4)..... 37

Figura 1.6. Representación gráfica de la estructura de los datos analizados. Las líneas rojas horizontales indican muestreos efectivos en el parque eólico (P.E.) en cuestión (1= Outeiro do Coto, 2= Masgalán, 3= Testeiro, 4= Sil, 5= Meda, 6= Ampliación Serra do Burgo-Pena da Cruz, 7= Serra do Burgo-Pena da Cruz); E= estación de muestreo; F= fecha. 50

Figura 1.7. Distribución temporal del número de pasos totales de quirópteros en cada estación de muestreo en el parque eólico Sil en el año 2008. Se especifica en cada caso la presencia o ausencia de aerogenerador. 57

Figura 1.8. Distribución temporal del número de pasos totales de quirópteros en cada punto de muestreo en el parque eólico Testeiro en el año 2008. Se especifica en cada caso la presencia o ausencia de aerogenerador. 57

Figura 1.9. Representación gráfica del número de pasos total de quirópteros por estación, parque y año de los datos de los parques eólicos SB_PC y Sil, periodo 2006-2009. 59

Figura 1.10. Representación gráfica del número de pasos total de quirópteros por estación, parque y año de los datos de todos los parques eólicos, periodo 2006-2009. 60

Figura 2.1. Representación gráfica espacial de los valores de actividad positivos (nº de pasos de murciélago en 4 minutos) de cada grupo fónico registrado. OC= Outeiro do Coto, MASG = Masgalán, TES= Testeiro, SL= Sil, M_AM= Meda-Ampliación de Meda, SB_PC= Serra do Burgo-Pena da Cruz, ASB_APC= Ampliación Serra do Burgo_Ampliación Pena da Cruz. 100

Figura 2.2. Número medio de pasos de quirópteros en cuatro minutos en los parques eólicos analizados, por grupo fónico.....101

Figura 2.3. Número medio de pasos de quirópteros en cuatro minutos agrupados por áreas geográficas, por grupo fónico. El sector Oeste incluye los parques Outeiro do Coto, Masgalán y Testeiro, y el sector Este los parques Sil, Meda-AM, ASB-APC y SBPC. 102

Figura 2.4. Evolución del nivel de actividad de quirópteros (nº de pasos en cuatro minutos), por grupo fónico, en función de la etapa vital; 1: pre-reproducción (abril-mayo), 2: reproducción (junio-julio), 3: post-reproducción (agosto-octubre). 104

Figura 2.5. Nivel de actividad total de quirópteros (nº de pasos en cuatro minutos), por parque eólico, en función de la ausencia o presencia de aerogenerador en el punto de muestreo; 1: en las siguientes páginas se representa la actividad correspondiente a cada grupo fónico detectado. 107

Figura 2.6. Representación de los resultados del análisis de coordenadas principales (PcoA) con los valores de disimilitud correspondiente a la variación equilibrada en abundancias, representados por parque y etapa vital (izquierda) o por bloque de parques y etapa vital (derecha). En cada uno de los gráficos se proyectaron a posteriori los valores medios para cada grupo fónico. 110

USC

Figura 2.7. Representación de los resultados del análisis de coordenadas principales (PcoA) con los valores de disimilitud en función de los gradientes unidireccionales de abundancia, representados por parque y etapa vital (izquierda) o por bloque de parques y etapa vital (derecha). En cada uno de los gráficos se proyectaron a posteriori los valores medios para cada grupo fónico. 111

Figura 2.8. Representación de los resultados del análisis de coordenadas principales (PcoA) con los valores de disimilitud total, representados por parque y etapa vital (izquierda) o por bloque de parques y etapa vital (derecha). En cada uno de los gráficos se proyectaron a posteriori los valores medios para cada grupo fónico. 111

Figura 2.9. Representación de los resultados del análisis de coordenadas principales (PcoA) con los valores de disimilitud correspondiente a la variación equilibrada en abundancias, representados por parque eólico (izquierda) o por bloque de parques (derecha). En cada uno de los gráficos se proyectaron a posteriori los valores medios para cada grupo fónico. Datos agrupados por punto de muestreo. 115

Figura 2.10. Representación de los resultados del análisis de coordenadas principales (PcoA) con los valores de disimilitud en función de los gradientes unidireccionales de abundancia, representados por parque eólico (izquierda) o por bloque de parques (derecha). En cada uno de los gráficos se proyectaron a posteriori los valores medios para cada grupo fónico. Datos agrupados por punto de muestreo. 115

Figura 2.11. Representación de los resultados del análisis de coordenadas principales (PcoA) con los valores de disimilitud total, representados por parque eólico (izquierda) o por bloque de parques (derecha). En cada uno de los gráficos se proyectaron a posteriori los valores medios para cada grupo fónico. Datos agrupados por punto de muestreo.....116

Figura 3.1. Número acumulado de pasos de quirópteros registrados en los puntos de muestreo a lo largo de 30 periodos de cuatro minutos de duración repartidos entre los meses de abril y octubre de los años 2006 a 2010. Parques eólicos: 1= Outeiro do Coto, 2= Masgalán, 3= Testeiro, 4= Sil, 5= Meda-AM, 6= Ampliación Serra do Burgo-Pena da Cruz, 7= Serra do Burgo-Pena da Cruz. Consultar también Figura 1.1. 151

Tabla 3.5. Resultados de los modelos ajustados con distinto factor aleatorio. df = grados de libertad; LL = log Likelihood; Disp.= dispersión; ωi = peso Akaike; R^2M= R^2 Marginal; R^2C= R^2 Condicional. .154

Tabla 3.6. Resultados de los modelos ajustados con el mismo factor aleatorio (1|parque). df = grados de libertad; LL = log Likelihood; ωi = peso Akaike; R^2M= R^2 Marginal; R^2C= R^2 Condicional. 156

Tabla 3.7. Resultados de los modelos ajustados con distinto factor aleatorio y métodos bayesianos. df = grados de libertad; elpdWAIC = criterio de información de Watanabe-Akaike estimado por el logaritmo esperado de la densidad predictiva puntual (elpd); Bωi = peso Akaike bayesiano. 157

Tabla 3.8. Resultados de los modelos ajustados con el mismo factor aleatorio (1|parque) y métodos bayesianos. df = grados de libertad; elpdWAIC = criterio de información de Watanabe-Akaike estimado por el logaritmo esperado de la densidad predictiva puntual (elpd); Bωi = peso Akaike bayesiano.....158

Figura 3.2. Representación gráfica de las predicciones del modelo con el mayor peso Akaike. 160

Figura 3.3. Resultados del modelo bats_glmmTMB nbinom2: ~ insolation_8_50m_mean_std2 + forest_50m_std2 + mean_path_cost_std2 + (1|parque), aquel con el meror AIC_c, seleccionado a través de un proceso manual de testado de las variables con mayor carga informativa que el modelo sólo con las variables aleatorias (1 ~ (1|parque) + (1|clase_vento). 162

Figura 3.4. Representación gráfica de las predicciones del modelo con el mayor peso Akaike. 162

Figura 3.5. Representación del campo aleatorio espacial del modelo modelo GLM negativo binomial + SRF (Spatial Random Factor) ajustado a la abundancia de quirópteros en el área de estudio. Se representan zonas calientes (rojo, alta probabilidad de niveles de actividad elevados) y frías (azul, baja probabilidad de niveles de actividad elevados). 163

Figura 3.6. Suavizador para la variable forestal 50m, obtenido a través del ajuste de un modelo GAM negativo binomial+ RF (spatial random field) ajustado a los datos de abundancia relativa (nº de pasos acumulados en 30 visitas de cuatro minutos) de quirópteros.....164

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO

Figura 3.7. Representación del campo aleatorio espacial del modelo GAM negativo binomial + SRF (Spatial Random Factor) ajustado a la abundancia de quirópteros en el área de estudio. Se representan zonas calientes (rojo, alta probabilidad de niveles de actividad elevados) y frías (azul, baja probabilidad de niveles de actividad elevados). 165

Figura 3.8. Representación gráfica de las predicciones del modelo con el mayor peso Akaike. 178

Figura 3.9. Resultados del test de dispersión calculado con la función "testDispersion" del paquete DHARMa (Hartig, 2021), previo cálculo de 1.000 simulaciones de residuos del modelo con la función simulateResiduals del mismo paquete. DHARMa nonparametric dispersion test via sd of residuals fitted vs. simulated; dispersion = 0,774, p-value = 0,736, alternative hypothesis: two.sided. 178

Figura 3.10. Representación gráfica del testado de la asunción de normalidad de los residuos, utilizando la función "plotQQunif" del paquete DHARMa (Hartig, 2021), en base a 1.000 simulaciones. 179

Figura 3.11. Comportamiento de los residuos del modelo frente a las predicciones del mismo, utilizando la función "plotResiduals" del paquete DHARMa (Hartig, 2021), en base a 1.000 simulaciones. 179

Figura 3.12. Comportamiento de los residuos del modelo frente a las predicciones del mismo para la variable perimetro forestal 150 m r, utilizando la función "plotResiduals" del paquete DHARMa (Hartig, 2021), en base a 1.000 simulaciones. 179

Figura 3.13. Comportamiento de los residuos del modelo frente a las predicciones del mismo para la variable slope_150r_n_cadros_20, utilizando la función "plotResiduals" del paquete DHARMa (Hartig, 2021), en base a 1.000 simulaciones. 180

Figura 3.14. Comportamiento de los residuos del modelo frente a las predicciones del mismo para la variable mean_path_cost, utilizando la función "plotResiduals" del paquete DHARMa (Hartig, 2021), en base a 1.000 simulaciones. 180

Figura 3.15. Representación de los residuos del modelo frente a la variable perímetro forestal 150 m r. 180

Figura 3.16. Representación de los residuos del modelo frente a la variable slope_150r_n_cadros_20.....181

Figura 3.17. Comportamiento de los residuos del modelo ajustado frente a la variable slope_150r_n_cadros_20, resultado del ajuste de un modelo GAM. Se espera observar que la línea punteada quede emmarcada dentro de los intervalos de confianza del suavizador para considerar la ausencia de patrones que indiquen la existencia de una relación no lineal 181

Figura 3.18. Representación de los residuos del modelo frente a la variable mean_path_cost. 181

Figura 3.19. Comportamiento de los residuos del modelo ajustado frente a la variable mean_path_cost, resultado del ajuste de un modelo GAM. Se espera observar que la línea punteada quede emmarcada dentro de los intervalos de confianza del suavizador para considerar la ausencia de patrones que indiquen la existencia de una relación no lineal 182

Figura 3.20. Distribución espacial de los residuos del modelo ajustado. Se espera observar una distribución homogénea de los mismos, tanto de los valores positivos (representados en negro) como negativos (blanco). OC= Outeiro do Coto, MASG = Masgalán, TES= Testeiro, SL= Sil, M_AM= Meda-Ampliación de Meda, SB_PC= Serra do Burgo-Pena da Cruz, ASB_APC= Ampliación Serra do Burgo_Ampliación Pena da Cruz 182

Figura 3.21. Testado de la existencia de correlación espacial de los residuos del modelo ajustado. Los puntos deberían seguir una línea horizontal para considerar la ausencia de correlación espacial. 182

Figura 3.22. Resultados del test de dispersión calculado con la función "testDispersion" del paquete DHARMa (Hartig, 2021), previo cálculo de 1.000 simulaciones de residuos del modelo con la función simulateResiduals del mismo paquete. DHARMa nonparametric dispersion test via sd of residuals fitted vs. simulated; dispersion = 1,42, p-value = 0,308, alternative hypothesis: two.sided. 183

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Figura 3.23. Representación gráfica del testado de la asunción de normalidad de los residuos, utilizando la función "plotQQunif" del paquete DHARMa (Hartig, 2021), en base a 1.000 simulaciones. 183

Figura 3.24. Comportamiento de los residuos del modelo frente a las predicciones del mismo, utilizando la función "plotResiduals" del paquete DHARMa (Hartig, 2021), en base a 1.000 simulaciones. 184

Figura 3.25. Comportamiento de los residuos del modelo frente a las predicciones del mismo para la variable insolation_8_50m_mean, utilizando la función "plotResiduals" del paquete DHARMa (Hartig, 2021), en base a 1.000 simulaciones. 184

Figura 3.26. Comportamiento de los residuos del modelo frente a las predicciones del mismo para la variable forest_50m, utilizando la función "plotResiduals" del paquete DHARMa (Hartig, 2021), en base a 1.000 simulaciones. 184

Figura 3.27. Comportamiento de los residuos del modelo frente a las predicciones del mismo para la variable mean_path_cost, utilizando la función "plotResiduals" del paquete DHARMa (Hartig, 2021), en base a 1.000 simulaciones. 185

Figura 3.28. Representación de los residuos del modelo frente a la variable insolation_8_50m_mean. 185

Figura 3.29. Representación de los residuos del modelo frente a la variable mean_path_cost. 185

Figura 3.30. Comportamiento de los residuos del modelo ajustado frente a la variable mean_path_cost, resultado del ajuste de un modelo GAM. Se espera observar que la línea punteada quede emmarcada dentro de los intervalos de confianza del suavizador para considerar la ausencia de patrones que indiquen la existencia de una relación no lineal. 186

Figura 3.31. Distribución espacial de los residuos del modelo ajustado, en los bloque Oeste (izquierda) y Este (derecha) de parques eólicos. Se espera observar una distribución homogénea de los mismos, tanto de los valores positivos (representados en negro) como negativos (blanco). OC= Outeiro do Coto, MASG = Masgalán, TES= Testeiro, SL= Sil, M_AM= Meda-Ampliación de Meda, SB_PC= Serra do Burgo-Pena da Cruz, ASB_APC= Ampliación Serra do Burgo_Ampliación Pena da Cruz. 186

Figura 3.32. Testado de la existencia de correlación espacial de los residuos del modelo ajustado. Los puntos deberían seguir una línea horizontal para considerar la ausencia de correlación espacial. La distancia está representada en metros. 186

Figura 3.33. Representación del comportamiento del los residuos del modelo en relación a los valores ajustados por el mismo.....187

Figura 3.34. Representación del comportamiento de los pasos de quirópteros observados en relación a los valores ajustados por el modelo. Los puntos no se ajustan a la diagonal del gráfico, de lo que se puede concluir la ausencia de un sobreajuste. 187

Figura 3.35. Comportamiento de los residuos del modelo ajustado frente a la variable perímetro forestal 150. 187

Figura 3.36. Comportamiento de los residuos del modelo ajustado frente a la variable superficie pendiente >20. 188

Figura 3.37. Comportamiento de los residuos del modelo ajustado frente a la variable mean path cost. 188

Figura 3.38. Comportamiento de los residuos del modelo ajustado frente a la variable perímetro forestal 150, resultado del ajuste de un modelo GAM. Se espera observar que la línea punteada quede emmarcada dentro de los intervalos de confianza del suavizador para considerar la ausencia de patrones que indiquen la existencia de una relación no lineal 188

Figura 3.39. Comportamiento de los residuos del modelo ajustado frente a la variable superficie pendiente >20., resultado del ajuste de un modelo GAM. Se espera observar que la línea punteada quede emmarcada dentro de los intervalos de confianza del suavizador para considerar la ausencia de patrones que indiquen la existencia de una relación no lineal 189

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Figura 3.40. Comportamiento de los residuos del modelo ajustado frente a la variable mean_path_cost, resultado del ajuste de un modelo GAM. Se espera observar que la línea punteada quede emmarcada dentro de los intervalos de confianza del suavizador para considerar la ausencia de patrones que indiquen la existencia de una relación no lineal. 189

Figura 3.41. Testado de la existencia de correlación espacial de los residuos del modelo ajustado. Los puntos deberían seguir una línea horizontal para considerar la ausencia de correlación espacial. La distancia está representada en metros. 189

Figura 3.42. Representación del comportamiento del los residuos del modelo en relación a los valores ajustados por el mismo.....190

Figura 3.43. Representación del comportamiento de los pasos de quirópteros observados en relación a los valores ajustados por el modelo. Los puntos no se ajustan a la diagonal del gráfico, de lo que se puede concluir la ausencia de un sobreajuste. 190

Figura 3.44. Comportamiento de los residuos del modelo ajustado frente a la variable insolation_8_50 m. 190

Figura 3.45. Comportamiento de los residuos del modelo ajustado frente a la variable mean path cost. 191

Figura 3.46. Comportamiento de los residuos del modelo ajustado frente a la variable insolation_8_50 m., resultado del ajuste de un modelo GAM. Se espera observar que la línea punteada quede emmarcada dentro de los intervalos de confianza del suavizador para considerar la ausencia de patrones que indiquen la existencia de una relación no lineal.....191

Figura 3.47. Comportamiento de los residuos del modelo ajustado frente a la variable forest 50 m, resultado del ajuste de un modelo GAM. Se espera observar que la línea punteada quede emmarcada dentro de los intervalos de confianza del suavizador para considerar la ausencia de patrones que indiquen la existencia de una relación no lineal 191

Figura 3.48. Comportamiento de los residuos del modelo ajustado frente a la variable mean_path_cost, resultado del ajuste de un modelo GAM. Se espera observar que la línea punteada quede emmarcada dentro de los intervalos de confianza del suavizador para considerar la ausencia de patrones que indiquen la existencia de una relación no lineal 192

Figura 3.49. Testado de la existencia de correlación espacial de los residuos del modelo ajustado. Los puntos deberían seguir una línea horizontal para considerar la ausencia de correlación espacial. La distancia está representada en metros. 192

Figura 4.1. Resultados del modelo SB_PC_Sil_06_09_fijos_zinb00c3_glmmTMB (consultar Tablas 1.10 y 1.11), aquel con el menor AIC de todos los explorados (consultar Tabla 1.12). 211

Figura 4.2. Representación gráfica de los resultados del modelo SB_PC_Sil_ 06_09_fijos_ zinb00c3_glmmTMB. En relación a la velocidad del viento, 2,06 de viento estandarizado2 equivale a 10,50 m/s, y -0,43 a 0 m/s. En relación a la temperatura, -1 de temperatura estandarizada2 equivale a 7,4 ºC; -0,4 a 11ºC; 0,3 a 16ºC; 0,9 a 20ºC; y 2 a más de 25ºC. 211

Figura 4.3. Resultados del modelo TODOS_06_09_fijos_zinb00a3_glmmTMB, aquel con el meror AIC de todos los explorados (consultar Tablas 1.13 y 1.14). 215

Figura 4.4. Representación gráfica de los resultados del modelo TODOS_06_09_fijos_zinb00a3_glmmTMB. En relación a la velocidad del viento, 2,06 de viento estandarizado2 equivale a 10,50 m/s, y -0,43 a 0 m/s. En relación a la temperatura, -1 de temperatura estandarizada2 equivale a 7,4 ºC; y 1 a 21,5 ºC. En relación a la cobertura de nubes, -0,4 de nubes cobertura estandarizada2 equivale a 5%, y 0,85 a 100%. En relación a la luna, -0,65 de disco lunar estandarizado2 equivale a 0,04, y 0,61 a 0,93.....216

Figura 4.5. Suavizador para la variable temperatura obtenido por el modelo Bernoulli GAM + SRF (Spatial Random Factor) ajustado a los datos de presencia/ausencia de quirópteros.....222

Figura 4.6. Representación del campo aleatorio espacial del modelo Bernouilli GAM SRF ajustado a la presencia/ausencia de quirópteros en el área de estudio. Se representan zonas calientes (rojo, alta probabilidad de niveles de actividad elevados) y frías (azul, baja probabilidad de niveles de actividad elevados). 223

Figura 4.7. Suavizador para la variable temperatura obtenido por el modelo Poisson GAM + ST-RF (spatial-temporal random field) ajustado a los datos de abundancia relativa (nº de pasos > 0) de quirópteros.....224

Figura 4.8. Representación del campo aleatorio espacial para los años 2006 a 2010 del modelo Poisson GAM ST-RF ajustado a la abundancia relativa (nº de pasos en cuatro minutos > 0) de quirópteros en el área de estudio. Se representan zonas calientes (rojo, alta probabilidad de niveles de actividad elevados) y frías (azul, baja probabilidad de niveles de actividad elevados).....225

Figura 4.9. Número de pasos de diferentes grupos fónicos (expresados en %) en función de valores crecientes de temperatura (clase 3-7 = 3,001-7ºC, clase 7-11= 7,001-11ºC; clase 11-15= 11,001-15ºC; …).....227

Figura 4.10. Representación del índice nº de pasos/nº de registros de cada clase de temperatura para diferentes grupos fónicos, en función de valores crecientes de temperatura (clase 3-4 = 3,001-4ºC, clase 4-5= 4,001-5ºC; clase 5-6= 5,001-6ºC; …), para el conjunto de parques eólicos. 227

Figura 4.11. Número de pasos de diferentes grupos fónicos en función de valores crecientes de temperatura (clase 6-7 = 6,001-7ºC, clase 7-8= 7,001-8ºC; clase 8-9= 8,001-9ºC; …) para los parques eólicos Sil y SB-PC.....229

Figura 4.12. Número de pasos de diferentes grupos fónicos en función de velocidades crecientes de viento, agrupadas en clases (clase 0= 0 m/s, clase 1= 0,001-1 m/s; clase 2= 1,001-2 m/s; clase 3= 2,001-3 m/s; …) para los parques eólicos Sil y SB-PC. 229

Figura 4.11. Resultados del test de dispersión calculado con la función "testDispersion" del paquete DHARMA (Hartig, 2021), previo cálculo de 1.000 simulaciones de residuos del modelo con la función simulateResiduals del mismo paquete. DHARMa nonparametric dispersion test via sd of residuals fitted vs. simulated; dispersion = 0,66332, p-value = 0,53, alternative hypothesis: two.sided. 240

Figura 4.12. Resultados del test de inflación de ceros calculado con la función "testZeroInflation" del paquete DHARMa (Hartig, 2021), previo cálculo de 1.000 simulaciones de residuos del modelo con la función simulateResiduals del mismo paquete. DHARMa zero-inflation test via comparison to expected zeros with simulation under H0 = fitted model; ratioObsSim = 0,99978, p-value = 1; alternative hypothesis: two.sided. 240

Figura 4.13. Representación gráfica del testado de la asunción de normalidad de los residuos, utilizando la función "plotQQunif" del paquete DHARMa (Hartig, 2021), en base a 1.000 simulaciones. 241

Figura 4.14. Representación gráfica del testado de la asunción de normalidad de los residuos para la parte aleatoria del modelo, utilizando la función "check_model" del paquete performance (Lüdecke *et al.*, 2021). 241

Figura 4.15. Comportamiento de los residuos del modelo frente a las predicciones del mismo, utilizando la función "plotResiduals" del paquete DHARMa (Hartig, 2021), en base a 1.000 simulaciones. 242

Figura 4.16. Comportamiento de los residuos del modelo frente a las predicciones del mismo para la variable estación, utilizando la función "plotResiduals" del paquete DHARMa (Hartig, 2021), en base a 1.000 simulaciones. 242

Figura 4.17. Comportamiento de los residuos del modelo frente a las predicciones del mismo para la variable parque eólico, utilizando la función "plotResiduals" del paquete DHARMa (Hartig, 2021), en base a 1.000 simulaciones. 242

Figura 4.18. Comportamiento de los residuos del modelo frente a las predicciones del mismo para la variable fecha completa, utilizando la función "plotResiduals" del paquete DHARMa (Hartig, 2021), en base a 1.000 simulaciones. 243

Figura 4.19. Comportamiento de los residuos del modelo frente a las predicciones del mismo para la variable viento, utilizando la función "plotResiduals" del paquete DHARMa (Hartig, 2021), en base a 1.000 simulaciones. 243

Figura 4.20. Comportamiento de los residuos del modelo frente a las predicciones del mismo para la variable temperatura, utilizando la función "plotResiduals" del paquete DHARMa (Hartig, 2021), en base a 1.000 simulaciones 243

Figura 4.21. Resultados del test de dispersión calculado con la función "testDispersion" del paquete DHARMa (Hartig, 2021), previo cálculo de 1.000 simulaciones de residuos del modelo con la función simulateResiduals del mismo paquete. DHARMa nonparametric dispersion test via sd of residuals fitted vs. simulated; dispersion = 0,83108, p-value = 0,616, alternative hypothesis: two.sided. ..244

Figura 4.22. Resultados del test de inflación de ceros calculado con la función "testZeroInflation" del paquete DHARMa (Hartig, 2021), previo cálculo de 1.000 simulaciones de residuos del modelo con la función simulateResiduals del mismo paquete. DHARMa zero-inflation test via comparison to expected zeros with simulation under H0 = fitted model; ratioObsSim = 1,0002, p-value = 0,962; alternative hypothesis: two.sided. 244

Figura 4.23. Representación gráfica del testado de la asunción de normalidad de los residuos, utilizando la función "plotQQunif" del paquete DHARMa (Hartig, 2021), en base a 1.000 simulaciones. 245

Figura 4.24. Representación gráfica del testado de la asunción de normalidad de los residuos para la parte aleatoria del modelo, utilizando la función "check_model" del paquete performance (Lüdecke *et al.*, 2021). 245

Figura 4.25. Comportamiento de los residuos del modelo frente a las predicciones del mismo, utilizando la función "plotResiduals" del paquete DHARMA (Hartig, 2021), en base a 1.000 simulaciones. 245

Figura 4.26. Comportamiento de los residuos del modelo frente a las predicciones del mismo para la variable viento, utilizando la función "plotResiduals" del paquete DHARMa (Hartig, 2021), en base a 1.000 simulaciones. 246

Figura 4.27. Comportamiento de los residuos del modelo frente a las predicciones del mismo para la variable temperatura, utilizando la función "plotResiduals" del paquete DHARMa (Hartig, 2021), en base a 1.000 simulaciones. 246

Figura 4.28. Comportamiento de los residuos del modelo frente a las predicciones del mismo para la variable nubes, utilizando la función "plotResiduals" del paquete DHARMa (Hartig, 2021), en base a 1.000 simulaciones. 246

Figura 4.29. Comportamiento de los residuos del modelo frente a las predicciones del mismo para la variable luna, utilizando la función "plotResiduals" del paquete DHARMa (Hartig, 2021), en base a 1.000 simulaciones. 247

Figura 4.30. Comportamiento de los residuos del modelo frente a las predicciones del mismo para la variable parque eólico, utilizando la función "plotResiduals" del paquete DHARMa (Hartig, 2021), en base a 1.000 simulaciones. 247

Figura 4.31. Comportamiento de los residuos del modelo frente a las predicciones del mismo para la variable fecha completa, utilizando la función "plotResiduals" del paquete DHARMa (Hartig, 2021), en base a 1.000 simulaciones. 247

Figura 4.32. Comportamiento de los residuos del modelo frente a las predicciones del mismo para la variable año, utilizando la función "plotResiduals" del paquete DHARMa (Hartig, 2021), en base a 1.000 simulaciones. 248

Figura 4.33. Representación del comportamiento del los residuos del modelo en relación a los valores ajustados por el mismo. 1,38 de sobredispersión….....249

Figura 4.34. Representación del comportamiento de los pasos de quirópteros observados en relación a los valores ajustados por el modelo. Los puntos no se ajustan a la diagonal del gráfico, de lo que se puede concluir la ausencia de un sobreajuste. 249

Figura 4.35. Comportamiento de los residuos del modelo ajustado frente a la variable viento, representado en función del año para cada parque eólico. 250

Figura 4.36. Comportamiento de los residuos del modelo ajustado frente a la variable viento, representado en función del año. 250

Figura 4.37. Comportamiento de los residuos del modelo ajustado frente a la variable temperatura, representado en función del año para cada parque eólico. 251

USC

Figura 4.38. Comportamiento de los residuos del modelo ajustado frente a la variable temperatura, representado en función del año. 251

Figura 4.39. Comportamiento de los residuos del modelo ajustado frente a la variable viento, resultado del ajuste de un modelo GAM. Se espera observar que la línea punteada quede emmarcada dentro de los intervalos de confianza del suavizador para considerar la ausencia de patrones que indiquen la existencia de una relación no lineal. 252

Figura 4.40. Comportamiento de los residuos del modelo ajustado frente a la variable viento, separadamente por año, resultado del ajuste de un modelo GAM. Se espera observar que una línea imaginaria que parta del valor 0 del suavizador paralela al eje x, quede emmarcada dentro de los intervalos de confianza del suavizador para considerar la ausencia de patrones que indiquen la existencia de una relación no lineal. En este caso el año problemático es 2007. 252

Figura 4.41. Comportamiento de los residuos del modelo ajustado frente a la variable viento, separadamente por etapa vital, resultado del ajuste de un modelo GAM. Se espera observar que una línea imaginaria que parta del valor 0 del suavizador paralela al eje x, quede enmarcada dentro de los intervalos de confianza del suavizador para considerar la ausencia de patrones que indiquen la existencia de una relación no lineal.....253

Figura 4.42. Comportamiento de los residuos del modelo ajustado frente a la variable temperatura, resultado del ajuste de un modelo GAM. Se espera observar que la línea punteada quede emmarcada dentro de los intervalos de confianza del suavizador para considerar la ausencia de patrones que indiquen la existencia de una relación no lineal. 253

Figura 4.43. Comportamiento de los residuos del modelo ajustado frente a la variable temperatura, separadamente por año, resultado del ajuste de un modelo GAM. Se espera observar que una línea imaginaria que parta del valor 0 del suavizador paralela al eje x, quede emmarcada dentro de los intervalos de confianza del suavizador para considerar la ausencia de patrones que indiquen la existencia de una relación no lineal.....254

Figura 4.44. Comportamiento de los residuos del modelo ajustado frente a la variable temperatura, separadamente por etapa vital, resultado del ajuste de un modelo GAM. Se espera observar que una línea imaginaria que parta del valor 0 del suavizador paralela al eje x, quede emmarcada dentro de los intervalos de confianza del suavizador para considerar la ausencia de patrones que indiquen la existencia de una relación no lineal.....254

Figura 4.45. Testado de la existencia de correlación espacial de los residuos del modelo ajustado. Los puntos deberían seguir una línea horizontal para considerar la ausencia de correlación espacial. Sin embargo, el comportamiento de los mismos es considerablemente mejor que el observado en otros modelos alternativos ajustados (reducción de la escala a valores decimales frente a variaciones de unidades previas), gracias a la consideración de un factor aleatorio espacial en la parte binomial del modelo, y de un factor aleatorio espacio temporal en la parte ZT Poisson (Zero Truncated) del mismo. Distancia en km. 255

Figura 4.46. Testado de la existencia de correlación espacial de los residuos del modelo ajustado para el año 2006. Los puntos deberían seguir una línea horizontal para considerar la ausencia de correlación espacial. 255

Figura 4.47. Testado de la existencia de correlación espacial de los residuos del modelo ajustado para el año 2007. Los puntos deberían seguir una línea horizontal para considerar la ausencia de correlación espacial. 256

Figura 4.48. Testado de la existencia de correlación espacial de los residuos del modelo ajustado para el año 2008. Los puntos deberían seguir una línea horizontal para considerar la ausencia de correlación espacial. 256

Figura 4.49. Testado de la existencia de correlación espacial de los residuos del modelo ajustado para el año 2009. Los puntos deberían seguir una línea horizontal para considerar la ausencia de correlación espacial. 256

Figura 4.50. Testado de la existencia de correlación espacial de los residuos del modelo ajustado para el año 2010. Los puntos deberían seguir una línea horizontal para considerar la ausencia de correlación espacial. 257

USC DE SANTIAGO

Figura 4.51. Resultados del ejercicio de simulación para testar el número de ceros generados por el modelo ajustado y el número de ceros de los datos analizados. Se han generado 1000 conjuntos de datos en base al modelo ajustado, y se han contabilizado el número de ceros existente en cada uno de ellos.....257

Figura 5.1. Panorámica de las áreas forestadas del parque eólico de Sil en 2009 (montaje de dos fotografías).....273

Figura 5.2. Localización geográfica de los parques eólicos en los que Arcea S.L. desarrolló búsquedas de aves y quirópteros accidentados entre los años 2001 y 2010. 274

Figura 5.3. Zonas revisables y no revisables delimitadas por radios de 30 y 50 m alrededor de los aerogeneradores del parque eólico Sil.....275

Figura 5.4. Tiempo medio de búsqueda (minutos) en las superficies delimitadas por radios de 30 m (n=287 búsquedas) en los aerogeneradores del parque eólico Sil, entre el 9 de septiembre y el 30 de octubre de 2009.....276

Figura 5.5. Modelos de quirópteros utilizados en los experimentos de detectabilidad. 277

Figura 5.6. Ratón utilizado en los experimentos de permanencia. 278

Figura 5.7. Distribución mensual del número de casos de murciélagos accidentados (n= 27), recogidos en 11 parques eólicos con programas de búsqueda similares, repartidos a lo largo de toda Galicia, entre los años 2001 y 2010 (Tabla 5.2). 282

Figura 5.8. Detectabilidad media (± IC 95%) para ratones, modelos de trapo y murciélagos, en las superficies de búsqueda bajo las turbinas del parque eólico Sil en 2009; n= 4 experimentos con ratones, 36 ejemplares; n= 6 experimentos con modelos de trapo, 82 ejemplares; n= 6 experimentos con murciélagos, 25 ejemplares. 282

Figura 5.9. Tasas de desaparición de los cadáveres de ratón utilizados en los cuatro experimentos desarrollados en el parque eólico Sil.....283

Figura 5.10. Frecuencia relativa de presencia de excrementos de zorro (media ± IC 95%) en los aerogeneradores del parque eólico Sil entre julio y agosto de 2009. En cada visita se retiraron los excrementos encontrados.....284

Figura 5.11. Modelización de la evolución de la tasa de permanencia de cadáveres de ratones en el parque eólico Sil en función de cuatro tipos de distribución (exponencial, Weibull, log-logística y log-normal), ajustada con el paquete estadístico *GenEst* (Dalthorp *et al.*, 2018). Los datos empíricos se representan como una función escalonada de Kaplan-Meier con IC del 95% para las probabilidades de persistencia indicadas por líneas de puntos (Kaplan & Meier, 1958).....286

Figura 5.12. Mortalidad total estimada para el conjunto del parque eólico Sil entre el 09 de septiembre y el 30 de octubre de 2009, calculada utilizando el estimador *GenEst* (Dalthorp *et al.*, 2018). El valor de la mediana se sitúa en 102 (IC 90% 2-259).....287

Figura 5.13. Mortalidad total estimada para la turbina 22 del parque eólico Sil entre el 09 de septiembre y el 30 de octubre de 2009, calculada utilizando el estimador *GenEst* (Dalthorp *et al.*, 2018). El valor de la mediana se sitúa en 6 (IC 90% 1-17). 287

Figura 5.14. Mortalidad total estimada para la turbina 27 del parque eólico Sil entre el 09 de septiembre y el 30 de octubre de 2009, calculada utilizando el estimador GenEst (Dalthorp *et al.*, 2018). El valor de la mediana se sitúa en 5 (IC 90% 1-15). 288

Figura 5.15. Modelización de la evolución de la tasa de permanencia de cadáveres de ratones en el parque eólico Sil en función de cuatro tipos de distribución (exponencial, Weibull, log-logística y log-normal), ajustada con el paquete estadístico *EoA* (Evidence of Absence; Dalthorp *et al.*, 2014). Los datos empíricos se representan como una función escalonada de Kaplan-Meier con IC del 95% para las probabilidades de persistencia indicadas por líneas de puntos (Kaplan & Meier, 1958). ...288

Figura 5.16. Distribución posterior de la mortalidad estimada (M) para el período 09 de septiembre - 30 de octubre de 2009 en el parque eólico Sil. Arriba: IC asimétricos (one-sided). Abajo: IC simétricos (two-sided). 289

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Figura 5.17. Distribución posterior del parámetro tasa de mortalidad estimada (λ) dado el número de cadáveres contabilizados (X) en el conjunto de turbinas del parque eólico Sil y la probabilidad de detección estimada (g).....290

Figura 5.18. Distribución posterior del parámetro tasa de mortalidad estimada (λ) dado el número de cadáveres contabilizados (X) en la turbina 22 del parque eólico Sil y la probabilidad de detección estimada (g).....290

Figura 5.19. Distribución posterior del parámetro tasa de mortalidad estimada (λ) dado el número de cadáveres contabilizados (X) en la turbina 27 del parque eólico Sil y la probabilidad de detección estimada (g).....291

Figura 5.20. Superposición de los murciélagos accidentados con la representación gráfica de las predicciones del modelo GLM negativo binomial + SRF (Spatial Random Factor) (perimetro_forest_150r +slope_150r_n_cadros_20 + mean_path_cost + (1|parque)), ajustado a la abundancia de quirópteros en el área de estudio. Se representan zonas calientes (rojo, alta probabilidad de niveles de actividad elevados) y frías (azul, baja probabilidad de niveles de actividad elevados). 1= Outeiro do Coto, 2= Masgalán, 3= Testeiro, 4= Sil, 5= Meda, 6= Ampliación Serra do Burgo-Pena da Cruz, 7= Serra do Burgo-Pena da Cruz (consultar Figura 1.1.).....292

Figura 5.21. Superposición de los murciélagos accidentados con la representación gráfica de las predicciones del modelo GAM negativo binomial + SRF (Spatial Random Factor) (insolation_8_50m_mean_std2 + forest_50m_std2 + mean_path_cost_std2 + (1|parque)), ajustado a la abundancia de quirópteros en el área de estudio. Se representan zonas calientes (rojo, alta probabilidad de niveles de actividad elevados) y frías (azul, baja probabilidad de niveles de actividad elevados). 1= Outeiro do Coto, 2= Masgalán, 3= Testeiro, 4= Sil, 5= Meda, 6= Ampliación Serra do Burgo-Pena da Cruz, 7= Serra do Burgo-Pena da Cruz (consultar Figura 1.1.).....293

USC
UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA





La energía eólica es limpia en lo que se refiere a la emisión de CO_2 a la atmósfera, pero responsable de la muerte por colisión de miles de murciélagos en todo el mundo. Comprender la variabilidad en la actividad de los murciélagos en las áreas ocupadas por parques eólicos, es fundamental para evaluar y corregir el riesgo de que sucedan interacciones negativas con los aerogeneradores. En Galicia, a pesar del amplio desarrollo eólico experimentado en los últimos 20 años, no existe evaluación alguna sobre la relación de los murciélagos con los parques eólicos. En esta tesis doctoral se analiza el efecto ejercido por variables meteorológicas, temporales, espaciales y descriptoras del paisaje en la actividad de los murciélagos en 7 parques eólicos del sur de Galicia.