



UNIVERSIDAD DE LA REPÚBLICA  
FACULTAD DE CIENCIAS

Tesis para optar al Título de Licenciado en Ciencias Biológicas, Opción Ecología

**EFFECTIVIDAD DE LAS ÁREAS DE CONSERVACIÓN PARA MITIGAR LOS  
IMPACTOS DE LOS PARQUES EÓLICOS SOBRE LAS AVES EN URUGUAY**

Autor: Ismael Etchevers

Tutor: MsC. Joaquín Aldabe

*Profesor Asistente del PDU "Aportes a la gestión territorial y producción responsable  
en la Región Este: Biodiversidad, Ambiente y Sociedad", Centro Universitario Regional  
Este, Sede Rocha*

Cotutor: Dr. José Carlos Guerrero

*Profesor Adjunto de Biogeografía, Laboratorio de Desarrollo Sustentable y Gestión  
Ambiental del Territorio, Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales, Facultad de  
Ciencias*

Montevideo, Uruguay

2018

Página reservada para el acta de aprobación

## AGRADECIMIENTOS

Esta tesis se logró gracias al apoyo de Joaquín Aldabe y José Guerrero con su orientación, aportes técnicos y consejos. Agradezco también a Gastón Martínez y David Romero, integrantes del tribunal evaluador junto a Joaquín Aldabe, por sus correcciones y sugerencias. A Álvaro Soutullo y Adrián Azpiroz por las primeras orientaciones y la inspiración para realizar este trabajo. A Leandro Bergamino, Pablo Rocca, Andrés Ligrone, Natalia Zaldúa, Fabrizio Scarabino, Hugo Coitinho, César Fagúndez, Andrés De La Rosa y Marisa Hutton por sus sugerencias, correcciones o muchas de las conversaciones que hemos tenido que me han resultado de gran utilidad para este trabajo. A Diego Caballero, Santiago Carvalho y Enrique González por la información proporcionada sobre sus monitoreos de aves en parques eólicos, y a Enrique en particular, también por haber sido uno de mis mentores desde temprana edad en las ciencias naturales. A Carlos Amorín, Gustavo Balvi, Juan Carlos Pedrozo y Carlos De María, directores de Estudio Ingeniería Ambiental, el lugar que me abrió las puertas a los mundos de la evaluación de impacto ambiental y del monitoreo de la biodiversidad. A mis compañeros y excompañeros de Estudio Ingeniería Ambiental con quienes compartimos innumerables y gratas horas de trabajo de campo y gabinete con los parques eólicos: Gabriela Jorge, Carolina Bettinelli, Rodrigo Junes, Agustín Ríos, Matías Seoane, Andrea Pitzer, Diego Tricánico e Ignacio Guadalupe. A Laura y Camilo, gracias por aguantar las largas jornadas de trabajo y por la inagotable fuente de alegría que son.

## ACRÓNIMOS

AAS	Áreas de Alta Sensibilidad
AC	Áreas priorizadas para la conservación en Uruguay
AP	Áreas Protegidas del Sistema Nacional de Áreas Protegidas del Uruguay
DINAMA	Dirección Nacional de Medio Ambiente
IBA	Áreas Importantes para la conservación de las Aves (siglas en inglés) reconocidas por la organización BirdLife International.
IRC	Índice de Riesgo para el Conjunto de las especies por presencia de aerogeneradores
IRE	Índice Riesgo individual de cada Especie por presencia de aerogeneradores
ISE	Índice de Sensibilidad de Especies
ISP	Índice de Sensibilidad de sitios a Parques eólicos
ITHA	Índice de Tolerancia a Hábitats Antropizados
MDE	Modelos de Distribución de Especies
MVOTMA	Ministerio de Vivienda Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente
SNAP	Sistema Nacional de Áreas Protegidas
SPC	Sitios de alta Prioridad para la Conservación en Uruguay según el Plan Estratégico 2015 – 2020 del SNAP
TASA	Tasa Anual de Supervivencia de Adultos
UICN	Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza
UNESCO	Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (siglas en inglés)

## Resumen

En menos de una década, Uruguay pasó de prácticamente no tener generación eólica a ser el segundo país a nivel mundial con mayor generación eólica en relación a su demanda eléctrica. La energía eólica contribuye a mitigar los impactos ambientales asociados a los combustibles fósiles, pero no está exenta de impactos negativos, en particular sobre las aves. La única pauta restrictiva con límites territorialmente explícitos que se ha utilizado para seleccionar la ubicación y evaluar los impactos de los parques eólicos en Uruguay, en relación al patrimonio biológico, y a las aves en particular, hace referencia a las áreas establecidas con fines de conservación: reservas de biósfera, áreas protegidas ingresadas al SNAP, sitios Ramsar y áreas importantes para las aves (“IBAs”, por sus siglas en inglés). Sin embargo, éstas no fueron definidas con el objetivo específico prevenir los impactos de los parques eólicos sobre las aves.

El objetivo general de esta tesis fue evaluar la efectividad potencial de las áreas de conservación para prevenir los impactos acumulados de los parques eólicos en Uruguay sobre seis especies de aves prioritarias para la conservación.

Se elaboraron modelos de distribución de seis especies de aves utilizando el programa Maxent y datos de ocurrencia de la base de datos eBird, y se determinaron sus índices de sensibilidad a impactos de parques eólicos. Luego se combinaron los índices con los modelos de distribución de todas las especies para obtener un mapa de sensibilidad. Las áreas del mapa correspondientes al 10 % de los píxeles con los más altos valores de sensibilidad fueron identificadas como áreas de alta sensibilidad para las aves. A partir de los valores del mapa de sensibilidad y las ubicaciones de los aerogeneradores, se determinaron índices de riesgo por la acumulación de aerogeneradores para: las áreas de alta sensibilidad, las áreas de conservación y el país entero. Se evaluó la eficacia y la eficiencia potenciales de las áreas de conservación para la protección de las áreas de alta sensibilidad. La eficacia se evaluó a partir del porcentaje de superficie de las áreas de alta sensibilidad contenidas en las áreas de conservación y la eficiencia a partir del porcentaje de superficie de las áreas de conservación que se superpone con áreas de alta sensibilidad.

Se encontró que una alta proporción de los aerogeneradores operativos en el país se ubican dentro a las áreas de alta sensibilidad identificadas, y que los mismos representan un alto riesgo relativo para las aves evaluadas. Esto implica que los criterios utilizados durante selección de sitio y evaluación de impactos ambientales para los parques operativos en Uruguay, no lograron prevenir la acumulación de riesgos sobre las aves más sensibles. Asimismo, las áreas de conservación resultaron potencialmente eficaces para la protección de las áreas importantes para 5 de las 6 especies evaluadas. Sin embargo, son poco eficientes en tanto la mayor parte de las áreas de conservación no es importante para las especies sensibles.

Se recomienda realizar estudios futuros para identificar las especies y áreas más sensibles, así como los grados de riesgo a los que se expone cada especie por los aerogeneradores operativos, tomando como referencia al menos a todas las especies prioritarias para la conservación en Uruguay. Dicha información contribuiría a establecer restricciones territorialmente definidas con el objetivo específico de proteger a las aves más sensibles o establecer criterios para decidir cuándo adoptar medidas de mitigación en los parques operativos, lo cual podría enmarcarse en una evaluación ambiental estratégica.

**Palabras clave:** aves; impactos acumulados; parques eólicos; áreas protegidas; modelos de distribución de especies; Maxent; eBird; sensibilidad; riesgo.

## ÍNDICE GENERAL

Resumen .....	5
Introducción.....	1
Contexto general.....	1
Métodos de evaluación de sensibilidad de las aves.....	2
Justificación.....	3
Objetivos.....	4
Metodología.....	5
Esquema general de la metodología .....	5
Área de estudio y especies.....	6
Modelos de distribución de especies .....	7
Modelos de distribución de especies como insumo para los mapas de sensibilidad	7
Variables ambientales.....	8
Datos de ocurrencia .....	11
Corrección de sesgo del muestreo en los datos de ocurrencia.....	13
Ajustes de Maxent .....	15
Índices de sensibilidad de especies y mapeo de la sensibilidad .....	15
Factores de susceptibilidad a colisiones .....	17
Factores de susceptibilidad a desplazamiento por disturbios .....	19
Factores de importancia para la conservación.....	20
Cálculo de los ISE .....	20
Mapeo de sensibilidad .....	21
Efectividad potencial de las áreas de conservación para proteger a las aves evaluadas .....	21
Riesgos acumulados por impactos de los aerogeneradores actualmente operativos..	22
Resultados.....	24
Modelos de distribución de especies .....	24
Índices de sensibilidad de especies y mapeo de la sensibilidad .....	26
Efectividad potencial de las áreas de conservación para proteger a las aves evaluadas .....	28
Riesgos acumulados por impactos de los aerogeneradores actualmente operativos..	30
Discusión .....	32
Riesgos acumulados por impactos de los aerogeneradores actualmente operativos..	32
Efectividad potencial de las áreas de conservación para proteger a las aves evaluadas .....	34
Índices de sensibilidad de especies y mapeo de la sensibilidad .....	35
Modelos de distribución de especies .....	36

Rendimiento de los modelos de Maxent .....	36
Sesgos en los datos de ocurrencia .....	37
Conclusiones y perspectivas .....	38
Bibliografía.....	39
Anexo A: Pruebas de correlación entre variables ambientales.....	i
Anexo B: Cálculos realizados para determinar factores de sensibilidad.....	i
Tolerancia a hábitats antropizados .....	i
Tasa anual de supervivencia de adultos (TASA) .....	ii
Bibliografía utilizada para la determinación de la TASA .....	iv
Anexo C: Resumen de los modelos de distribución de especies.....	i
Anexo D: Mapa de sensibilidad de aves a impactos globales de los parques eólicos.....	i
Anexo E: Ubicación, características técnicas y valores de ISP en los parques eólicos.....	i

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Diagrama de los procesos realizados para la determinación de los índices de sensibilidad e índices de riesgo de las especies a los impactos acumulados. Las flechas representan algoritmos u operaciones matemáticas simples. Referencias: $MDE_i$ ) modelo de distribución de la especie “ $i$ ”, $ISE_i$ ) Índice de sensibilidad de la especie “ $i$ ”; $ISP_i$ ) Índice de sensibilidad en cada píxel para la especie “ $i$ ”, $ISP$ ) Índice de sensibilidad en cada píxel para el conjunto de las especies, $IRE_i$ ) índice de riesgo por el conjunto de los aerogeneradores operativos para la especie “ $i$ ” en Uruguay, e $IRC$ ) índice de riesgo por conjunto de los aerogeneradores actualmente operativos para el conjunto de las especies en un área determinada. ....	5
Figura 2: Área de estudio: provincia pampeana en el contexto general de América del Sur y detalle. ....	6
Figura 3: Localizaciones de los datos de ocurrencia de las especies evaluadas en la provincia pampeana con base en los cuales se construyeron los MDE.....	12
Figura 4: Puntos geográficos de la provincia pampeana con datos de ocurrencia de cualquier especie en eBird (Cornell Lab of Ornithology 2016).....	14
Figura 5: Mapa de esfuerzo de muestreo relativo por píxel (por ejemplo, un píxel de valor 6 tiene un esfuerzo de muestreo 6 veces mayor que un píxel con valor 1), elaborado partir de los puntos con datos de ocurrencia en eBird (Figura 4). Éste mapa corresponde al archivo de corrección de sesgo de muestreo que se utilizó para construir los MDE en Maxent.....	14
Figura 6: Probabilidad de presencia por píxel según los MDE para la provincia pampeana (formato cloglog en las salidas de Maxent).....	25
Figura 7: Comparación entre especies de las sensibilidades a las colisiones y al desplazamiento. Se presenta el porcentaje del $ISE_D$ o $ISE_C$ (a colisiones o a desplazamiento respectivamente) de cada especie en relación al $ISE_{(D \circ C)}$ promedio entre todas las especies. Los valores positivos indican que el $ISE_{(D \circ C)}$ de una especie es superior al promedio y los negativos indican que en inferior.....	26

Figura 8: Mapa de ISP clasificado según su sensibilidad y ubicaciones de los parques eólicos (DNE 2017). En el Anexo D se presenta el mapa con los valores continuos del ISP. ....	27
Figura 9: Valoración de eficiencia de las AC para la conservación de las AAS: Porcentaje de superficie de cada tipo de AC superpuesta con AAS. ....	28
Figura 10: Superposición de áreas de alta sensibilidad identificadas en el presente trabajo con áreas prioritarias para la conservación en Uruguay. ....	29
Figura 11: Porcentajes de territorio, aerogeneradores e índices de riesgo acumulado para el conjunto de las especies (IRC) en relación a los respectivos totales a nivel nacional. Las AP no se incluyeron en la gráfica dado que no contienen ningún aerogenerador. ...	30
Figura 12: Índice de riesgo individual de cada especie (IRE) acumulado por los aerogeneradores operativos en AAS, en AC anteriores a 2015 (es decir, todas las AC excepto los SPC) y en todo país. ....	31

## ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1: Lista de especies de estudio. Estatus de conservación según criterios de la UICN en Uruguay (Azpiroz, Alfaro, y Jiménez 2012). ....	7
Tabla 2: Variables seleccionadas y no seleccionadas para su uso en la construcción de los MDE. ....	10
Tabla 3: Puntuaciones usadas para evaluar la sensibilidad de las especies de aves a los riesgos de colisión y desplazamiento en el territorio terrestre de Uruguay: a - h) factores de susceptibilidad a colisiones, i - k) factores de sensibilidad a desplazamiento, y l - n) factores de importancia para la conservación. Se señalan con un asterisco los factores cuya puntuación para algunas especies fue determinada en base a la experiencia del autor debido a vacíos en la información bibliográfica. ....	16
Tabla 4: Valores de AUC de los MDE. ....	24
Tabla 5: Índices de sensibilidad de especie a colisiones ( $ISE_C$ ) a desplazamiento ( $ISE_D$ ) y a los impactos globales ( $ISE_G$ ). ....	26
Tabla 6: Puntuaciones asignadas a los factores de sensibilidad de las especies. ....	27
Tabla 7: Superficies las AAS y del territorio uruguayo contenidas en el conjunto de las AC de cada tipo, expresadas en términos de área absoluta, así como porcentaje de las AAS (una medida de la eficacia potencial) y porcentaje del territorio uruguayo contenidos en las AC de cada tipo. La superficie total del territorio uruguayo es de 178.141 km <sup>2</sup> . 28	28
Tabla 8: Principales características técnicas, ISP individual e IRE acumulado en diferentes conjuntos de parques eólicos definidos según su ubicación. En el Anexo E se presentan las ubicaciones, características técnicas, $ISE_G$ y contribución parcial de cada especie en el $ISE_G$ en cada parque eólico operativo en Uruguay. ....	31

# Introducción

## Contexto general

La denominada “Revolución eólica uruguaya” implicó una transformación tal que el país pasó en nueve años de 14,6 MW en 2008 a 1.510 MW instalados en 2018, posicionándose así como el segundo país a nivel mundial con mayor generación eólica en relación a su demanda eléctrica (SEG Ingeniería 2018). Hacia fines de 2017 el país contaba con 646 aerogeneradores operativos con un promedio de 2,2 MW y un máximo de 3,3 MW de potencia instalada cada uno (DNE 2017), con diámetros de rotores comprendidos entre 80 y 120, y velocidades periféricas que en general pueden superar los 330 km/h.

Si bien la energía eólica contribuye a mitigar muchos de los impactos ambientales adversos asociados a los combustibles fósiles, no está libre de impactos negativos (Beston et al. 2016; Michalena y Hills 2013; Saidur et al. 2011). Los conflictos entre el desarrollo de la energía eólica y la conservación de la biodiversidad son, a nivel global, cada vez más intensos debido a que los grandes proyectos de energía eólica se sitúan preferentemente en tierras altas, costeras o en campos remotos, que son también las zonas más susceptibles de contener importantes recursos de biodiversidad (Gove et al. 2013). Las cada vez mayores distancias mínimas exigidas por las normativas ambientales de diferentes países entre los aerogeneradores y las viviendas o localidades urbanas promueven su instalación en zonas remotas, que son frecuentemente las más naturales, acentuando aún más el conflicto con la biodiversidad y con las aves en particular (Eichhorn y Drechsler 2010).

Generalmente, se reconocen cuatro tipos de impactos sobre las aves asociados a la energía eólica: a) colisiones con las aspas de los aerogeneradores en movimiento, b) desplazamiento por disturbios, c) efecto de barrera y d) destrucción de hábitat (Drewitt y Langston 2006; Schuster, Bulling, y Köppel 2015).

- a) Las colisiones ocurren principalmente cuando un ave en vuelo es interceptada por una pala en movimiento de un aerogenerador, cuya velocidad periférica puede superar los 330 km/h. El riesgo de colisiones depende en gran medida de las especies presentes y cómo éstas utilizan el espacio aéreo en torno a cada aerogenerador individual (Barrios y Rodríguez 2004; Marques et al. 2014).
- b) El desplazamiento de aves por disturbios ocurre como resultado de la presencia física de las instalaciones de un parque eólico y de las actividades que allí se desarrollan durante las fases de construcción, operación y clausura. Su radio de afectación depende de la sensibilidad a disturbios de cada especie (Stevens et al., 2013; Zwart, 2014).
- c) La destrucción de hábitat es producida por la presencia física del parque eólico y su infraestructura asociada (aerogeneradores, caminos, canteras, líneas de transmisión y equipamiento eléctrico). Generalmente, sus efectos sobre las abundancias locales de las aves son poco relevantes, pero pueden ser importantes cuando grandes instalaciones se ubican en ecosistemas sensibles o escasos, o cuando muchos proyectos afectan un mismo hábitat (Gove et al. 2013).
- d) Los efectos de barrera pueden ser causados por la afectación a la conectividad entre sitios de alimentación, descanso y anidación, o el desvío de vuelos, incluidos

los vuelos migratorios (Masden et al. 2009). Generalmente, el efecto barrera es poco significativo para las poblaciones de aves, pero puede ser importante cuando grandes o múltiples instalaciones interfieren con rutas de vuelo diarios o con cuellos de botella migratorios (Gove et al. 2013; Schuster et al. 2015; Zwart et al. 2016).

Las colisiones y desplazamiento por disturbios se consideran los impactos con mayor potencial de producir consecuencias negativas a nivel poblacional (Gove et al. 2013; Schuster et al. 2015; Zwart et al. 2016). A su vez, en monitoreos de largo plazo se ha observado que los impactos negativos sobre la abundancia de las aves son significativamente mayores a medida que aumenta el tiempo de operación de los parques eólicos, lo cual indica que las aves no se habitúan a su presencia (Langston y Pullan 2003; Stewart, Pullin, y Coles 2007).

El impacto acumulado de los parques eólicos sobre una población de aves en determinado territorio, se produce por la suma del impacto total del conjunto de los aerogeneradores y otros componentes presentes en los parques (Masden et al. 2010; Pearce-Higgins et al. 2008). Los impactos acumulados de múltiples parques eólicos sobre una población de aves pueden resultar además altamente significativos, incluso cuando ninguno de los parques eólicos tenga, individualmente, un alto impacto (Masden et al. 2010). Existe una creciente evidencia de que la acumulación de impactos de estos parques sobre algunas especies pueden generar a largo plazo un alto impacto negativo en la viabilidad de sus poblaciones, especialmente en especies de vida larga y baja fecundidad o amenazadas para las cuales pequeños aumentos en las tasas de mortalidad pueden resultar críticos (Carrete, Sánchez-Zapata, et al. 2009; De Lucas et al. 2012).

Los recursos temporales y humanos normalmente invertidos en los monitoreos realizados a nivel global son insuficientes para detectar impactos sobre las especies más raras o vulnerables, que son a su vez las más propensas a sufrir consecuencias demográficas desproporcionadas por pequeños incrementos en sus tasas de mortalidad (Beston, Diffendorfer, y Loss 2015; Carrete, Sánchez-Zapata, et al. 2009; Drewitt y Langston 2008). Por lo tanto, es necesario identificar las especies más sensibles a fin de focalizar sobre las mismas los esfuerzos de monitoreo y, de ser necesario, mitigar los impactos.

### **Métodos de evaluación de sensibilidad de las aves**

La sensibilidad de una especie puede definirse como su propensión a sufrir consecuencias poblacionales como respuesta a determinado impacto ambiental. Puede ser evaluada directamente con base en datos empíricos de largo plazo o indirectamente mediante modelos de riesgo de colisión, modelos basados en individuos, modelos demográficos e índices de sensibilidad de especies (Laranjeiro, May, y Verones 2018).

Los datos empíricos disponibles acerca de los impactos de los parques eólicos sobre las aves en Uruguay provienen exclusivamente de los monitoreos de mortalidad, riqueza y abundancia de aves realizados en la mayor parte de los parques eólicos al menos durante su operación por períodos habitualmente de 2 a 3 años. Sin embargo, los mismos carecen de estaciones de control de impactos, por lo que no aportan datos adecuados para evaluar relaciones causa-efecto acerca de los impactos de parques eólicos sobre las abundancias de las aves. Si bien los programas de monitoreo de algunos parques eólicos incluyen estaciones de control, las mismas se ubican dentro de los predios de los parques eólicos (D. Caballero, S. Carvalho y E.M. González com. pers.), es decir, dentro de su área de influencia. Por lo tanto, tampoco permiten cuantificar ni establecer relaciones causa-

efecto acerca de los impactos causados por los parques eólicos sobre las abundancias de las aves. No obstante, los criterios establecidos para los monitoreos de biodiversidad en parques eólicos en Uruguay por la autoridad ambiental nacional, Dirección Nacional de Medio Ambiente (en adelante, DINAMA), no exigen la incorporación de estaciones de control de impactos para los monitoreos de aves (DINAMA, DNE, y UTE 2016). Además, el monitoreo a corto plazo (menor a 5 años), es en general insuficiente para detectar disminuciones en las abundancias de las aves (Stewart et al. 2007).

Por otro lado, los índices de sensibilidad de especies (en adelante, ISE) constituyen el enfoque indirecto más utilizado en conservación para evaluar la sensibilidad de las especies a impactos ambientales causados por diversas actividades humanas (Furness y Tasker 2000; Furness, Wade, y Masden 2013; Garthe y Hüppop 2004; Sowmya y Jayappa 2016; Tri et al. 2015; Williams et al. 1995). Los ISE combinan factores relacionados con aspectos del estado de conservación, comportamiento y demografía, e incluso permiten incorporar ciertos factores que a menudo no se incluyen en otros modelos (e.g., historia de vida o comportamiento) (Laranjeiro et al. 2018). Los mapas de sensibilidad se obtienen de la combinación de los ISE de múltiples especies con sus distribuciones geográficas, y permiten identificar las áreas de alta sensibilidad para las aves.

## **Justificación**

La legislación uruguaya exige una evaluación de los impactos acumulados como parte de las Evaluaciones de Impacto Ambiental requerida como parte del proceso de autorización ambiental de los parques eólicos (Decreto N° 349/2005; DINAMA 2015). En el caso de las aves, esto implica que se debería analizar el impacto acumulado de todos los parques eólicos que afectan las áreas con mayor presencia de la población de una especie altamente sensible a los impactos. Sin embargo, los impactos acumulados sobre las aves por lo general no son abordados en los estudios de impacto ambiental, posiblemente, debido a la falta de guías y definiciones detalladas al respecto (Masden et al. 2010).

Todo parque eólico mayor a 10 MW de potencia requiere Autorización Ambiental Previa para su instalación en Uruguay, la cual es otorgada por el estado uruguayo tras un proceso de Evaluación de Impacto Ambiental ante la DINAMA (Decreto N° 349/2005). Con el fin de facilitar y dar transparencia a dicho proceso, la DINAMA ha puesto a disposición pública una guía con lineamientos para la evaluación de impacto ambiental de parques eólicos (DINAMA 2015).

La única pauta restrictiva con límites territorialmente explícitos que se ha utilizado para seleccionar la ubicación y evaluar los impactos de los parques eólicos en Uruguay, en relación al patrimonio biológico, y a las aves en particular, hace referencia a las áreas establecidas con fines de conservación: reservas de biósfera, áreas protegidas ingresadas al SNAP, áreas Ramsar, y se recomienda especial precaución en áreas importantes para las aves (conocidas como “IBAs” por sus siglas en inglés) (DINAMA 2015, numeral 82). Sin embargo, éstas no fueron definidas con el objetivo específico prevenir los impactos de los parques eólicos sobre las aves. Para evaluar la eficacia potencial de la restricción a la instalación de parques eólicos en las AC como medida de prevención de impactos, se analizó en qué medida las áreas de alta sensibilidad están contenidas dentro de áreas de conservación para algunas especies de aves pertenecientes a grupos usualmente identificados como altamente susceptibles a los impactos de los parques eólicos.

Por otro lado, la alta cantidad de parques eólicos actualmente operativos en Uruguay genera impactos que se podrían estar acumulando, en diferentes grados, sobre cada

población de aves a nivel nacional. Desafortunadamente, aún no se cuenta con información acerca de la acumulación de impactos de los parques eólicos sobre las poblaciones de aves sensibles a los mismos en Uruguay, insumo necesario para tomar decisiones fundamentadas sobre la aplicación de medidas de mitigación o el diseño de monitoreos focalizados sobre las poblaciones expuestas a los mayores riesgos. Para conocer el grado riesgo al que se encuentra expuesta cada población de aves evaluada en el presente trabajo por los impactos acumulados de los aerogeneradores, analicé el grado de sensibilidad de cada especie en base a atributos biológicos y ecológicos de las mismas, sus distribuciones de abundancia en el espacio y la proporción de individuos de cada población expuesta a los aerogeneradores actualmente operativos en Uruguay.

## **Objetivos**

El objetivo general de esta tesis fue evaluar la efectividad potencial de las áreas de conservación para prevenir los impactos acumulados de los parques eólicos en Uruguay sobre seis especies de aves prioritarias para la conservación.

Los objetivos específicos fueron los siguientes:

1. Modelar las distribuciones de las seis especies evaluadas en Uruguay.
2. Elaborar un mapa de sensibilidad de aves a los impactos de los parques eólicos utilizando índices de sensibilidad, e identificar las áreas de alta sensibilidad en Uruguay para las especies evaluadas.
3. Evaluar la eficacia y eficiencia potencial de las áreas de conservación para prevenir la acumulación de impactos en las áreas de alta sensibilidad identificadas, con base en su grado de superposición espacial.
4. Evaluar los riesgos asociados a la potencial acumulación de impactos por los aerogeneradores actualmente operativos en Uruguay sobre cada especie de manera individual, así como sobre las seis especies en su conjunto.

# Metodología

## Esquema general de la metodología

Se elaboraron modelos de distribución ( $MDE_i$ ) utilizando el programa Maxent para las seis especies seleccionadas, se determinaron los índices de sensibilidad de las mismas a impactos de parques eólicos ( $ISE_i$ ). Luego, se combinaron los MDE y los ISE para obtener un mapa de sensibilidad representado mediante un índice de sensibilidad por píxel ( $ISP$ ). Las áreas del mapa de sensibilidad correspondientes al 10 % de los píxeles con valores más altos fueron identificadas como áreas de alta sensibilidad para las aves. A continuación se determinaron índices de riesgo acumulado ( $IRE_i$  e  $IRC$ ) debido a la sumatoria de los riesgos individuales de los aerogeneradores presentes en las áreas de alta sensibilidad, las áreas priorizadas para la conservación y el país entero. Los índices de riesgo individuales de cada aerogenerador se determinaron en función de los valores de  $ISP$  en el píxel correspondiente a su ubicación (Figura 1).

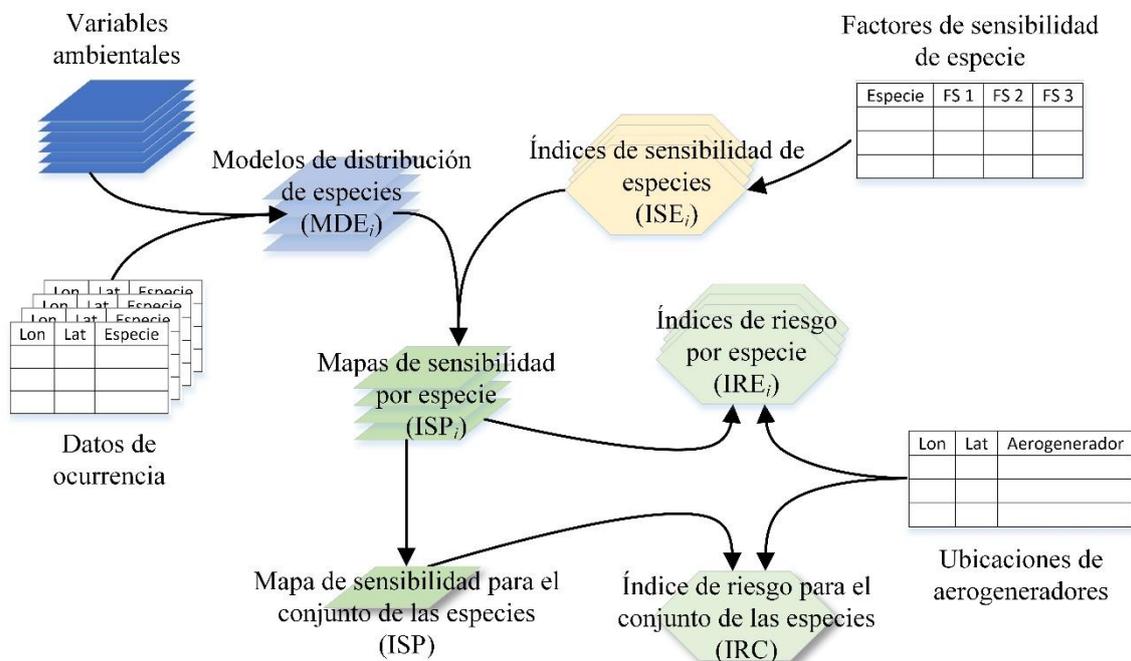


Figura 1: Diagrama de los procesos realizados para la determinación de los índices de sensibilidad e índices de riesgo de las especies a los impactos acumulados. Las flechas representan algoritmos u operaciones matemáticas simples. Referencias:  $MDE_i$ ) modelo de distribución de la especie “ $i$ ”,  $ISE_i$ ) Índice de sensibilidad de la especie “ $i$ ”;  $ISP_i$ ) Índice de sensibilidad en cada píxel para la especie “ $i$ ”,  $ISP$ ) Índice de sensibilidad en cada píxel para el conjunto de las especies,  $IRE_i$ ) índice de riesgo por el conjunto de los aerogeneradores operativos para la especie “ $i$ ” en Uruguay, e  $IRC$ ) índice de riesgo por conjunto de los aerogeneradores actualmente operativos para el conjunto de las especies en un área determinada.

Por otro lado, se evaluó la eficacia y la eficiencia de las áreas de conservación para la protección de las áreas de alta sensibilidad identificadas para las aves. La eficacia se evaluó a partir del porcentaje de superficie de las áreas de alta sensibilidad contenida en las áreas de conservación, y la eficiencia a partir del porcentaje de superficie de las áreas de conservación superpuesto con áreas de alta sensibilidad.

## Área de estudio y especies

El área en la que se centran los objetivos del presente trabajo corresponde al territorio terrestre del Uruguay. Su superficie es de 176.215 km<sup>2</sup> y se ubica entre las latitudes 30,1 S y 35,0 S y las longitudes 53,2 O y 58,4 O (Servicio Geográfico Militar 2012). El país se ubica en una región subtropical templada, y la ausencia de sistemas orográficos importantes contribuye a que las variaciones espaciales de gran parte de las variables climáticas sean relativamente de poca magnitud (Castaño et al. 2011). De acuerdo a la clasificación climática Köppen-Geiger, Uruguay es principalmente templado y húmedo con veranos calientes (categoría Cfa), con una pequeña porción (menor al 2 % de su superficie) en la cual los veranos se clasifican como cálidos (Cfb) ubicada al Sur del país (Kottek et al. 2006). En cuanto al uso del suelo, la superficie intensamente antropizada cubre más de la cuarta parte del territorio, y se ubica principalmente en los litorales Sur y Oeste país (Brazeiro et al. 2008). Los usos del suelo intensivos predominantes en términos de superficie son agricultura para producción cerealera (e.g. soja y arroz), forestación, suelo urbano y minería (Cal et al. 2011).

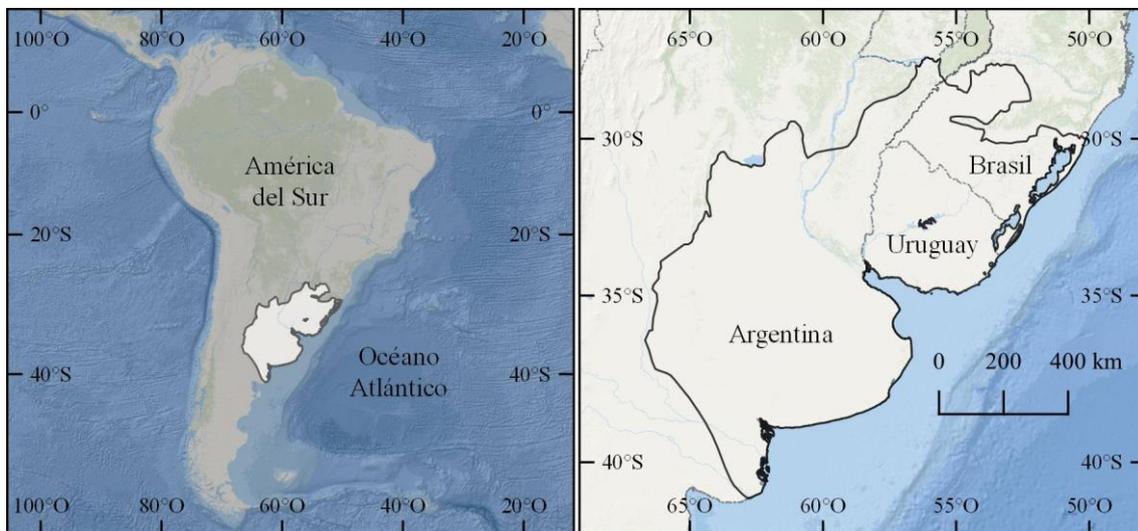


Figura 2: Área de estudio: provincia pampeana en el contexto general de América del Sur y detalle.

La selección del área en la cual se van a modelar las distribuciones de las especies (es decir, el dominio) debe ser relevante para su ecología y reflejar el espacio geográfico accesible a las mismas a lo largo de un determinado período de tiempo, por lo que los límites biogeográficos son preferibles frente a los límites políticos (Fourcade et al. 2014). Por lo tanto, el dominio utilizado en el presente trabajo corresponde a la provincia pampeana (*sensu* Morrone 2014), dado que es la región biogeográfica más pequeña que contiene completamente al territorio uruguayo. La superficie de la provincia pampeana es de 1.096.013 km<sup>2</sup>, se ubica entre las latitudes 27,3 S y 41,1 S y las longitudes 50,1 O y 66,7, e incluye el centro oeste de la Argentina, Uruguay y el sur del estado de Rio Grande do Sul de Brasil (Figura 2). Dicha región se caracteriza por el dominio de ambientes de praderas subtropicales con praderas arbustivas, pastizales, humedales y diversos tipos de bosques asociados a las características topográficas y a la disponibilidad de agua (e.g. montes de quebradas, ribereños, parque y psamófilos) (Brussa y Grela 2007; Morrone 2014). Las restantes regiones biogeográficas que rodean la provincia pampeana son la provincia del Chaco al Noroeste y la subregión paranaense (Morrone 2014).

Se seleccionaron seis especies de aves para la elaboración de un mapa de sensibilidad (Tabla 1). Las mismas son prioritarias para la conservación en Uruguay (Aldabe et al.

2013), y pertenecen a los cuatro órdenes de aves con más especies identificadas a nivel internacional para las cuales las energías renovables representan una amenaza (UICN 2017). Al mismo tiempo, en la selección de las especies se intentó obtener la más amplia gama posible de preferencias de hábitat y estados de conservación.

Tabla 1: Lista de especies de estudio. Estatus de conservación según criterios de la UICN en Uruguay (Azpiroz, Alfaro, y Jiménez 2012).

Orden	Especie	Nombre común	Hábitat (Azpiroz 2012)	UICN
<i>Charadriiformes</i>	<i>Calidris canutus</i> (Wilson, 1813)	Playero rojizo	Playas y marismas	EN
<i>Anseriformes</i>	<i>Cygnus melancoryphus</i> (Molina, 1782)	Cisne cuello negro	Cuerpos de agua dulce	LC
<i>Accipitriformes</i>	<i>Geranoaetus melanoleucus</i> (Vieillot, 1819)	Águila mora	Pastizales generalmente cerca de bosques	VU
<i>Charadriiformes</i>	<i>Pluvialis dominica</i> (Müller, 1776)	Chorlo pampa	Playas, marismas y pastizales	LC
<i>Passeriformes</i>	<i>Sturnella defilippii</i> (Bonaparte, 1851)	Loica pampeana	Pastizales	EN
<i>Passeriformes</i>	<i>Xolmis dominicanus</i> (Vieillot, 1823)	Viudita blanca grande	Pastizales cerca de bañados	VU

## Modelos de distribución de especies

Para modelar las distribuciones de las especies se utilizó el programa Maxent, versión 3.4.0 (Phillips, Dudík, y Schapire. s. f.).

### *Modelos de distribución de especies como insumo para los mapas de sensibilidad*

Para determinar la distribución geográfica de las especies incorporadas en los mapas de sensibilidad se han utilizado diversos enfoques. Se han realizado estimaciones directas de abundancias en el espacio geográfico (Garthe y Hüppop 2004), interpolaciones de datos espaciales de abundancia (Bradbury et al. 2014) y estimaciones de áreas de influencia alrededor de sitios de ocurrencia puntuales o polígonos (Bright, Langston, Bullman, R. Evans, et al. 2008; Mc Guinness et al. 2015; Retief et al. 2012). Los mapeos de sensibilidad de aves realizados previamente utilizaron en general bancos de datos de ocurrencias basados en programas de muestreo intensivos (Tabla 1 de la Introducción). Uruguay no cuenta con programas de muestreo de fauna sistemáticos que abarquen todo el territorio, pero posee un importante acervo de datos de ocurrencia de especies alojado en colecciones científicas de especímenes y bases de datos de biodiversidad en línea, como GBIF (URL: <https://www.gbif.org/>) o eBird (URL: <https://ebird.org/>).

Una aproximación diseñada para completar los vacíos de información en las distribuciones de las especies son los modelos de distribución de especies. Los MDE predicen los hábitats adecuados en determinado espacio geográfico en función de las características ambientales de los puntos donde se sabe que está presente la especie de estudio, y en algunos tipos de modelos, también de los puntos donde se sabe que está ausente (Elith et al. 2011; Franklin 2009). Los MDE ofrecen actualmente una valiosa contribución para la gestión de la biodiversidad, siendo frecuentemente utilizados para el diseño de planes de gestión de especies en peligro de extinción, evaluación de los impactos producidos por el cambio climático, manejo de especies invasoras, y predecir

patrones de riqueza y composición de especies (Benito, Cayuela, y Albuquerque 2013; Franklin 2009). Los mapas de sensibilidad elaborados a partir de modelos de distribución de especies permiten comparar el grado de sensibilidad entre diferentes zonas y evaluar los impactos acumulados sobre las poblaciones (Laranjeiro et al. 2018).

La principal limitación de los bancos de datos basados en muestreos no sistemáticos es que no disponen de ninguna información sobre dónde están ausentes las especies, dado que consisten en listas de localizaciones de presencia de cada especie (Renner et al. 2015). El algoritmo Maxent fue desarrollado por Phillips et al. (2006) para crear MDE usando datos de presencia y ha demostrado superar en rendimiento predictivo a otros algoritmos, incluso cuando se aplica a conjuntos de datos pequeños (van Proosdij et al. 2016). Maxent estima la distribución geográfica potencial de una especie al encontrar la distribución de entropía máxima, es decir, la más uniforme posible, sujeta a la restricción de que el valor esperado para cada variable ambiental en la distribución estimada coincida con el promedio empírico según los datos de ocurrencia (van Proosdij et al. 2016). Maxent utiliza algoritmos denominados como de regresión presencia-fondo, que son los mismos que por lo general se utilizan para datos presencia-ausencia (Renner et al. 2015). Los datos de presencia son aquellos para los cuales se desea especificar un modelo y los datos de fondo (o pseudoausencias) son utilizados para muestrear la gama de condiciones ambientales existentes en el dominio a modelar (Phillips et al. 2009).

### ***Variables ambientales***

Para la construcción de los MDE se deben utilizar variables ambientales que influyen en la idoneidad del hábitat para las especies, y se debe evitar seleccionar variables intercorrelacionadas (Elith, Kearney, y Phillips 2010). Se deben elegir variables que expliquen la distribución de la especie a escalas relevantes para el modelo a construir (Franklin 2009; Phillips, Anderson, y Schapire 2006). Un metaanálisis reciente de 123 estudios de MDE en animales encontró que los modelos que incluían variables predictoras con diversas escalas (por ejemplo, regional, paisajística y micro escala) producen predicciones más precisas, debido a que la mayoría de las especies responden a patrones de hábitat en más de una escala (Meyer y Thuiller 2006). En consecuencia, se preseleccionaron variables ambientales agrupadas en cuatro factores que determinan las distribuciones a diferentes tamaños de grano: clima (escala global o regional), relieve (escala paisajística), cobertura del suelo (micro escala) y características de los suelos (micro escala). Se evitó utilizar variables ambientales altamente correlacionadas con el sesgo de muestreo de los datos de ocurrencia, dado que su inclusión acentúa el peso del sesgo, como por ejemplo, distancia a centros urbanos o carreteras (Phillips et al. 2009).

Para obtener las variables ambientales se analizaron capas de información disponibles en línea y de acceso gratuito cuya resolución fuera de al menos 30 arco segundos (~0,9 km). Se preseleccionaron variables continuas (e.g. porcentaje de cobertura del suelo por bosques), pero no variables categóricas (e.g. tipos de vegetación o clases de cobertura del suelo), ya que estas últimas no captan cambios graduales en la idoneidad del hábitat y son altamente propensas a presentar errores de clasificación (Bradley & Fleishman, 2008; Cord et al., 2014; Herkt et al., 2016). Para la selección de las capas de información se tuvo en cuenta que fueran elaboradas con imágenes satelitales relativamente recientes, y se valoró positivamente la integración de datos obtenidos con diferentes sensores y/o datos de campo. En el caso de las capas de cobertura del suelo también se examinó visualmente su grado de error contrastándolas con imágenes satelitales de alta resolución, y se seleccionó el conjunto de datos que presentaba menos errores.

Como resultado del proceso de selección se consideraron 36 variables ambientales. Todas fueron alineadas en una grilla con una resolución de 30 arco segundos (~0,9 km), de 2.040 por 1.800 celdas, de las cuales 1.543.405 contienen datos para todas las variables dentro del área correspondiente a la provincia pampeana (*sensu* Morrone, 2014).

Las variables climáticas pertenecen al conjunto de variables bioclimáticas del proyecto WorldClim versión 1.4 (worldclim.org), con una resolución original de 30 arco segundos, las cuales derivan de una predicción de temperatura y precipitación mensuales para generar variables con relevancia biológica (Hijmans et al., 2005). Este conjunto de datos corresponde al período 1960 – 1990. Las variables de temperatura del trimestre más húmedo y del más seco (Bio8 y Bio9, respectivamente) fueron descartadas por presentar artefactos en sus valores generados por su propia metodología de cálculo (combinan estadísticas de diferentes trimestres del año), que se manifiestan como grandes manchas en el espacio geográfico con bordes “duros” que no responden a ningún componente físico y afectan fuertemente el desempeño de los modelos.

Las variables del relieve provienen del modelo digital de elevación del proyecto EarthEnv de 3 arco segundos (~90 m) de resolución (Robinson et al., 2014). A partir de dicha capa se calculó el índice de irregularidad topográfica utilizando la herramienta “MDT” del programa QGIS. Ambas capas fueron llevadas a una resolución de 30 arco segundos mediante un remuestreo por promedio de las cuadrículas menores.

Las variables de cobertura del suelo derivan de dos conjuntos de datos. El primero corresponde a la clasificación cobertura del suelo global del proyecto EarthEnv (Tuanmu y Jetz 2014), del cual se preseleccionaron las variables: aguas abiertas, arbustos, suelo desnudo, urbano o construido, vegetación cultivada o manejada, y vegetación herbácea. Todas ellas estaban expresadas en términos de porcentaje de cobertura del suelo en cuadrículas de 30 arco segundos. El segundo conjunto fue elaborado a partir de los datos de cobertura arbórea del proyecto Global Forest Change 2000-2014 (Hansen et al. 2013) y corresponde a: porcentaje de cobertura arbórea total al año 2014; porcentaje de cobertura arbórea persistente durante el período 2000-2014 (el cual coincide fundamentalmente con bosques nativos y plantaciones de árboles principalmente sin fines madereros); y porcentaje de cobertura arbórea no persistente durante el período 2000-2014 (el cual, en la provincia pampeana, coincide principalmente con forestaciones madereras). Las capas originales ganancia, pérdida y cobertura total en el período 2000-2014, de 1 arco segundo (~30 m) de resolución, fueron procesadas para crear las mencionadas capas con 30 arco segundos de resolución.

Las variables relacionadas con características de los suelos pertenecen al proyecto SoilGrids (Hengl et al. 2017). Su resolución original era de 7,5 arco segundos (~250 m) y se llevó a 30 arco segundos mediante un promedio de las cuadrículas menores. Cabe destacar que el predictor de contenido de carbono orgánico en suelos (Su-CCO), según se observa al examinar sus variaciones en el espacio geográfico, es un buen indicador de la presencia de humedales, ambiente que no está representado en las variables ambientales de cobertura del suelo.

Tabla 2: Variables seleccionadas y no seleccionadas para su uso en la construcción de los MDE.

Id	Variable	Selección
1	Bio1: Temperatura media anual	No, alta correlación con 8 y 9
2	Bio2: Intervalo diurno promedio	Sí
3	Bio3: Isotermalidad	Sí
4	Bio4: Temperatura estacionalidad	No, alta correlación con 11
5	Bio5: Temperatura máxima del mes más cálido	Sí
6	Bio6: Temperatura mínima del mes más frío	No, alta correlación con 11
7	Bio7: Temperatura rango anual	No, alta correlación con 2
8	Bio10: Temperatura media del trimestre más cálido	Sí
9	Bio11: Temperatura media del trimestre más frío	Sí
10	Bio12: Precipitación anual	No, alta correlación con 16
11	Bio13: Precipitación del mes más húmedo	No, alta correlación con 16
12	Bio14: Precipitación del mes más seco	No, alta correlación con 13
13	Bio15: Estacionalidad de precipitación	Sí
14	Bio16: Precipitación del trimestre más húmedo	No, alta correlación con 16
15	Bio17: Precipitación del trimestre más seco	No, alta correlación con 13
16	Bio18: Precipitación del trimestre más cálido	Sí
17	Bio19: Precipitación del trimestre más frío	No, alta correlación con 13
18	Área cubierta por árboles no persistentes entre 2000 y 2014	Sí
19	Área cubierta por árboles persistentes entre 2000 y 2014	Sí
20	Área cubierta por árboles total en 2014	No, alta correlación con 19
21	Área cubierta por aguas abiertas	Sí
22	Área cubierta por arbustos	Sí
23	Área cubierta por suelo desnudo	Sí
24	Área cubierta por suelo urbano o construido	Sí
25	Área cubierta por vegetación cultivada o manejada	Sí
26	Área cubierta por vegetación herbácea (gramíneas)	Sí
27	Elevación	Sí
28	Índice de irregularidad del terreno	Sí
29	Profundidad absoluta de la roca madre	Sí
30	Densidad aparente del suelo (en fracción de tierra fina) entre 0,05 m y 0,15 m de profundidad	Sí
31	Contenido de arcilla (0-2 micrómetros) fracción de masa entre 0,05 m y 0,15 m de profundidad	Sí
32	Reservas de carbono orgánico del suelo en ton por ha entre 0,05 m y 0,15 m de profundidad	No, alta correlación con 33
33	Contenido de carbono orgánico del suelo (en fracción de tierra fina) en g por kg entre 0,05 m y 0,15 m de profundidad	Sí
34	pH x 10 del suelo en H <sub>2</sub> O entre 0,05 m y 0,15 m de profundidad	No, alta correlación con 11
35	pH x 10 del suelo en KCl entre 0,05 m y 0,15 m de profundidad	No, alta correlación con 32
36	Contenido de arena (50-2000 micrómetros) fracción de masa entre 0,05 m y 0,15 m de profundidad	Sí

Para evitar seleccionar conjuntos de variables correlacionadas se analizó la multicolinealidad de las variables mediante el Coeficiente de Correlación de Pearson, mediante el comando “r.covar” del software GRASS GIS 7.2, utilizando el valor  $\pm 0.8$  como límite máximo tolerable (Cao et al., 2016; Yang et al., 2013). Ante cada par de variables correlacionadas se mantuvo preferentemente la más relevante para la ecología

de las aves o que implique la eliminación del menor número posible de otras variables. Para realizar las pruebas se utilizaron solo los píxeles que contenían datos para todas las variables. Los coeficientes de correlación de Pearson obtenidos para cada par de variables se presentan en el Anexo A. De las 36 variables analizadas se seleccionó un conjunto de 22 no intercorrelacionadas (Tabla 2).

### ***Datos de ocurrencia***

Los datos de ocurrencia fueron obtenidos principalmente del conjunto de datos básicos de eBird (Cornell Lab of Ornithology 2016), una plataforma de ciencia ciudadana en línea mediante el cual se colectan y disponibilizan en línea registros de aves aportados por usuarios de todo el mundo. Los modelos de distribución de especies realizados en Maxent a partir de datos de eBird, han mostrado tener un rendimiento predictivo tan alto como los realizados a partir de datos de rastreo satelital de individuos (Coxen et al., 2017). Los datos de eBird ofrecen una amplia cobertura de datos, incluso para especies no estudiadas o elusivas, sin costo para el usuario. Asimismo, al ser datos recientes (entre los años 2002 y 2017) son válidos para su uso en la construcción de MDE actuales, ya que debe existir una correspondencia temporal entre los datos de ocurrencia de las especies y los datos de las variables ambientales (Phillips et al., 2006).

En el caso de *Sturnella defilippii* y *Calidris canutus* se incluyeron nuevos registros adicionales en sitios de ocurrencia conocida no representados en los datos de eBird. Un registro reciente de *Sturnella defilippii* al Norte del departamento de Flores, Uruguay (Azpiroz, Jiménez, y Alfaro 2017), y cinco registros recientes *Calidris canutus* en un tramo de 40 km de costa atlántica compartido entre Uruguay y Brasil (Aldabe et al., 2015).

Los datos de ocurrencia fueron examinados y depurados, eliminando aquellos probablemente erróneos, ya sea por encontrarse aislados y muy por fuera del área de distribución conocida para la especie o en un paisaje muy diferente al esperado para la misma. En total se obtuvieron 96 registros para *Calidris canutus*, 742 para *Cygnus melancoryphus*, 108 para *Geranoaetus melanoleucus*, 292 para *Pluvialis dominica*, 38 para *Sturnella defilippii* y 125 para *Xolmis dominicanus* (Figura 3).

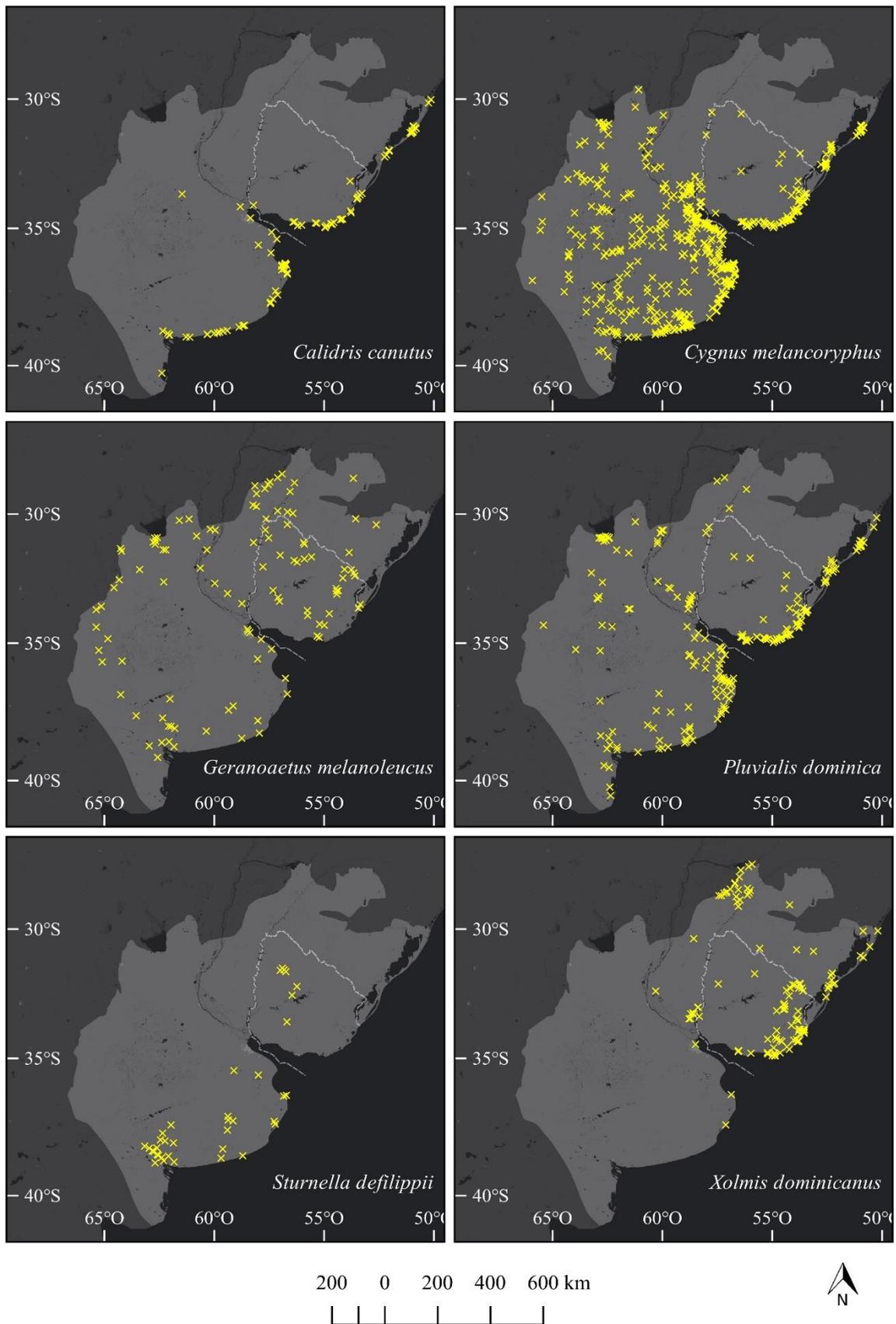


Figura 3: Localizaciones de los datos de ocurrencia de las especies evaluadas en la provincia pampeana con base en los cuales se construyeron los MDE.

### *Corrección de sesgo del muestreo en los datos de ocurrencia*

Los repositorios de datos basados en registros incidentales, como eBird o los datos de museos, presentan sesgos de muestreo que se manifiestan en una sobrerrepresentación de registros en algunas zonas, como por ejemplo, el entorno de los grandes centros urbanos, zonas turísticas y principales vías de tránsito, y subrepresentación en otras. El sesgo de muestreo en los datos de presencia afecta severamente el rendimiento del modelo, dado que un supuesto fundamental de Maxent es que todo el dominio ha sido sistemáticamente muestreado (Kramer-Schadt et al., 2013; Fourcade et al., 2014; Ranc et al., 2016).

Dos estrategias comunes y complementarias para hacer frente al problema del muestreo desigual son: el filtrado espacial de los datos de ocurrencia, y la manipulación del muestreo de los datos de fondo realizado por Maxent (Kramer-Schadt et al. 2013).

Para reducir la autocorrelación espacial de los datos de ocurrencia de cada especie (es decir, agrupaciones artificiales que violan la suposición de independencia espacial de las observaciones) se realizó un filtrado espacial de los datos. El filtrado consiste en eliminar puntos en las zonas sobrerrepresentadas, generalmente aplicando un criterio de distancia mínima entre registros, con lo cual se reduce la autocorrelación espacial de los registros (Boria et al., 2014; Fourcade et al., 2014; Phillips et al., 2017). Sin embargo, para las especies de distribución restringida, la aglutinación espacial de registros puede ser una señal ecológica (Dormann et al. 2007), y el filtrado de los registros a distancias mínimas demasiado amplias podría debilitar la predicción final del modelo (Kramer-Schadt et al. 2013). En el presente trabajo, se eliminaron los datos de ocurrencia por debajo de una distancia mínima de 5 km entre registros para las especies de distribución muy amplia. Para las especies de distribución espacial muy estrecha se eliminaron los registros de forma que la distancia mínima entre registros sea de 2 km, seleccionándolos de manera de eliminar la menor cantidad de datos posible.

Para la corrección del sesgo espacial de muestreo se suministró al programa un archivo de corrección de sesgo mediante el cual se manipula el muestreo de los datos de fondo. Este archivo suministra a Maxent información del esfuerzo de muestreo realizado en cada pixel en la obtención de los datos de presencia (Elith et al. 2011; Fourcade et al. 2014). La determinación del esfuerzo de muestreo en datos de registros incidentales se puede hacer mediante el enfoque de grupo objetivo (Phillips et al. 2009; Ranc et al. 2016), el cual se basa en la suposición de que varias especies se pueden agrupar según un patrón común de búsqueda establecido por el interés de los observadores (Ranc et al. 2016). Por ejemplo, en el caso de las aves los observadores suelen registrar todas las especies que detectan, por lo que en un sitio determinado todas comparten el mismo esfuerzo de muestreo. Si esta hipótesis se mantiene, el conjunto de datos de presencia del grupo objetivo (aves, en este caso) se puede utilizar para estimar esfuerzo de muestreo de una especie en particular (Phillips et al. 2009; Ranc et al. 2016).

Este consiste en una capa ráster en la cual se representa el esfuerzo relativo de muestreo del grupo objetivo (es decir, todas las especies de aves). La cuantificación del esfuerzo de muestreo se realizó a partir de todos los puntos en los cuales existen registros para cualquier especie de ave en eBird. En total se utilizaron 7.638 ubicaciones de registros sin duplicación espacial (Figura 4). La representación del esfuerzo de muestreo se realizó creando un mapa de densidad de puntos de Kernel a partir de las ubicaciones de registros. Para ello se utilizó la herramienta “v.kernel.rast” de GRASS GIS con una función gaussiana y un desvío estándar de 10 arco minutos (~20 km), valor utilizado también por Ranc et al., (2016) para mantener una relación pragmática con las distancias de desplazamiento habituales en gran parte de las aves.

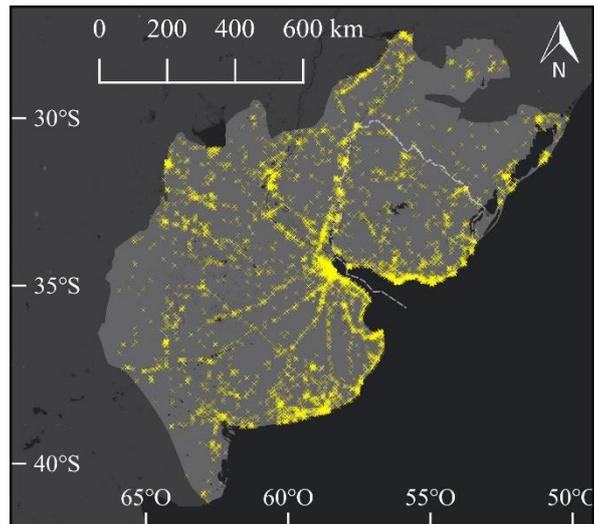


Figura 4: Puntos geográficos de la provincia pampeana con datos de ocurrencia de cualquier especie en eBird (Cornell Lab of Ornithology 2016).

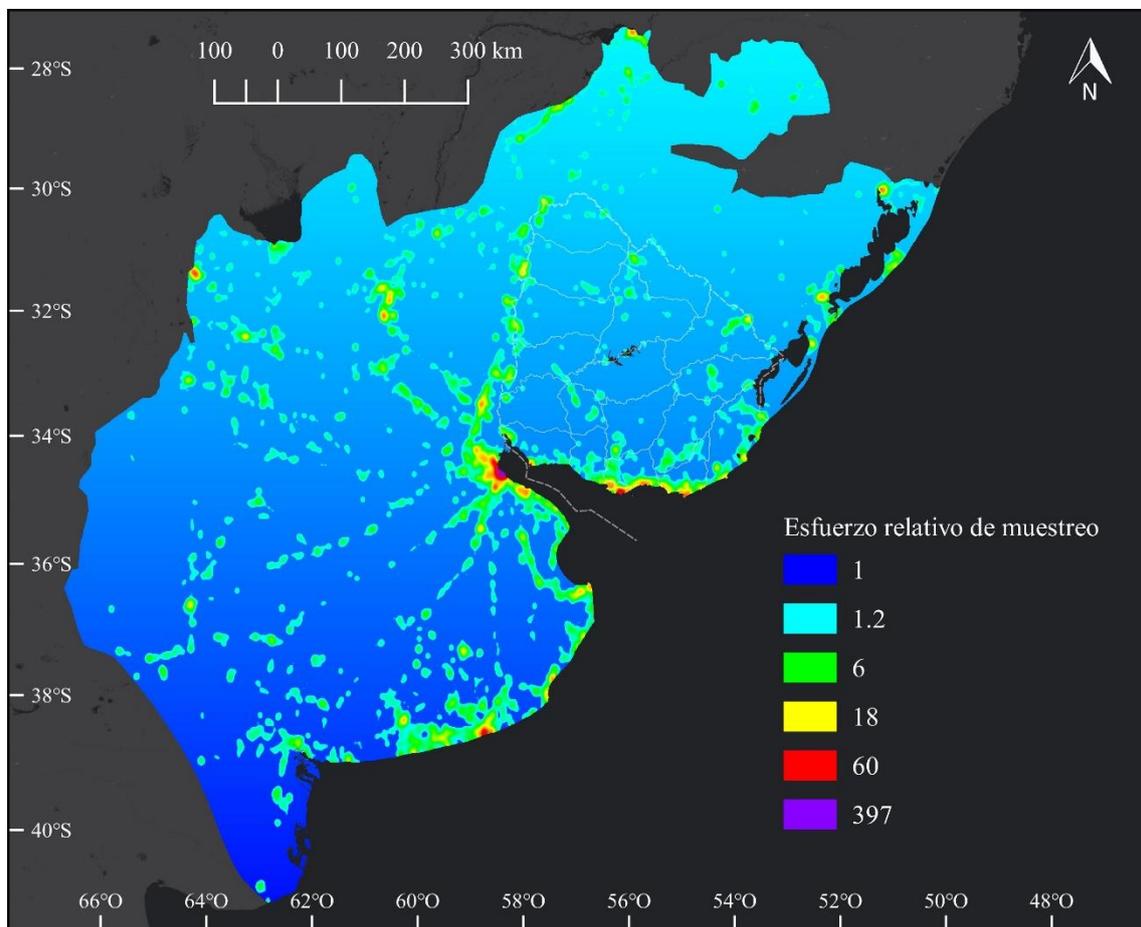


Figura 5: Mapa de esfuerzo de muestreo relativo por píxel (por ejemplo, un píxel de valor 6 tiene un esfuerzo de muestreo 6 veces mayor que un píxel con valor 1), elaborado partir de los puntos con datos de ocurrencia en eBird (Figura 4). Éste mapa corresponde al archivo de corrección de sesgo de muestreo que se utilizó para construir los MDE en Maxent.

Por otro lado, dada la gran extensión latitudinal del dominio, los píxeles del Norte llegan a presentar un área real hasta 1,2 veces mayor que los del Sur, lo cual implica que la probabilidad de que cualquiera de los primeros (más grandes) hayan sido muestreados es hasta 1,2 veces mayor que en los segundos, dando lugar a otro tipo de sesgo de muestreo

denominado sesgo latitudinal (Elith et al., 2010; Cao et al., 2016). Para corregir este sesgo se creó un mapa ráster con valores proporcionales a la superficie de cada cuadrícula del dominio, desde valor 1,0 en el Sur hasta 1,2 en el Norte. Los dos mapas de sesgo de muestreo se combinaron mediante una multiplicación ráster, y el resultado se alineó con las capas de las variables ambientales de entrada para la creación de los MDE (Figura 5).

### ***Ajustes de Maxent***

Para que los MDE representen las abundancias relativas de las especies en el espacio (insumo necesario para elaborar luego los mapas de sensibilidad) se utilizó el formato de salida crudo (llamado *raw* en la interfaz de Maxent). La condición necesaria para poder interpretar la salida cruda como un modelo de abundancia relativa es que los datos estén libres de sesgos de muestreo o que los mismos hayan sido corregidos (Phillips et al. 2017; Renner et al. 2015; VanDerWal et al. 2009), tal como se detalló en el paso anterior.

Para realizar las pruebas de evaluación de cada modelo proporcionadas por el programa Maxent, asegurando al mismo tiempo la independencia entre los datos de entrenamiento y los de prueba, se realizó una validación cruzada con 10 iteraciones. La validación cruzada tiene una gran ventaja sobre el uso de una única división de entrenamiento/prueba: utiliza todos los datos para la evaluación, haciendo así un mejor uso de los conjuntos de datos pequeños (Phillips 2006). El mecanismo consiste en dividir los datos de la ocurrencia en 10 grupos de prueba de igual tamaño al azar sin repetición, y se crean 10 modelos que excluyen cada grupo de prueba por turno. Los grupos de prueba excluidos se utilizan para la evaluación (Phillips 2006). El modelo final y las métricas de evaluación corresponden al promedio de las 10 iteraciones realizadas.

El resto de los ajustes de Maxent se mantuvieron con los valores dados por defecto.

### **Índices de sensibilidad de especies y mapeo de la sensibilidad**

La determinación de los Índices de Sensibilidad de las Especies (ISE), así como el mapeo de sensibilidad de las especies se basó en el método de Garthe & Hüppop (2004). Éste método comienza con la determinación de factores de sensibilidad específicos de cada especie relacionados con su estado de conservación y susceptibilidad a los impactos de los parques eólicos, que luego serán utilizados para el cálculo de cada ISE. Finalmente, se combinan los ISE con las distribuciones de las especies para elaborar el mapa de sensibilidad.

Para determinar los factores de sensibilidad se tomó como punto de partida los factores y criterios utilizados por Mc Guinness et al. (2015) para el mapeo de sensibilidad de aves en Irlanda, modificando o sustituyendo aquellos que no se adecuaban a las características geográficas o la información disponible en Uruguay. Los factores de sensibilidad y criterios para su puntuación utilizados en el presente trabajo se presentan en la Tabla 3. Aquellos que fueron modificados o sustituidos a partir de Mc Guinness et al. (2015) se especifican a continuación.

Entre los factores de importancia para la conservación, los que indican el estatus de conservación y la proporción de la población regional presente en Irlanda fueron sustituidos por sus análogos en Uruguay. Entre los factores de susceptibilidad al desplazamiento por disturbios se sustituyó el tamaño del área de distribución en Irlanda, cuya puntuación se realizaba en tres categorías desde bajo a alto, por porcentaje del territorio uruguayo con presencia predicha para la especie, el cual se determinó a partir de los modelos de distribución de especies. El factor disponibilidad de hábitat preferido

fue sustituido por la abundancia relativa (sensu Azpiroz, 2012), dado que ambos factores tienen una alta correlación directa entre sí (Carrete, Tella, et al. 2009). Por otra parte, Mc Guinness et al. (2015) utilizaron el factor “susceptibilidad al desplazamiento por instalaciones eólicas”, cuya puntuación se realizaba fundamentalmente en base a datos de investigaciones científicas o monitoreos de parques eólicos, pero esa información no está disponible para especies uruguayas. En sustitución se utilizó un índice de tolerancia a hábitats antropizados para cada especie, dado que aquellas que habitan exclusivamente en hábitats naturales o seminaturales son más propensas al desplazamiento por los disturbios de las instalaciones eólicas que las especies que toleran (i.e. habitan) paisajes intensamente productivos (Devereux et al., 2008; Pearce-Higgins et al., 2009; Stevens et al., 2013).

Cada factor fue puntuado en una escala de 0 a 4 puntos, donde 4 representa el valor más fuerte de impacto negativo esperado. Las puntuaciones fueron determinadas preferentemente en base a información obtenida en publicaciones arbitradas o en su defecto en literatura gris. En la Tabla 3 se presentan los factores de sensibilidad y sus criterios de puntuación, identificándose aquellos que fueron puntuados en base a la experiencia del autor. A continuación de dichas tablas se describen los factores y los métodos utilizados para determinar sus puntuaciones.

Tabla 3: Puntuaciones usadas para evaluar la sensibilidad de las especies de aves a los riesgos de colisión y desplazamiento en el territorio terrestre de Uruguay: a - h) factores de susceptibilidad a colisiones, i - k) factores de sensibilidad a desplazamiento, y l - n) factores de importancia para la conservación. Se señalan con un asterisco los factores cuya puntuación para algunas especies fue determinada en base a la experiencia del autor debido a vacíos en la información bibliográfica.

Factor	Puntuación				
	4	3	2	1	0
a) Maniobrabilidad en vuelo*	Muy baja	Baja	Media	Alta	Muy alta
b) Comportamiento planeador	Siempre	Usual	Regular	Poco habitual	Nunca
c) Predación aérea		Alta		Parcial	Nunca
d) Extensión de movimientos diarios*	Áreas de campeo muy amplias	Largos traslados diarios	Áreas de campeo amplias	Movimientos locales	Sedentaria
e) Formación de bandadas			Siempre	A veces	Nunca
f) Actividad de vuelo nocturno	Actividad nocturna		Crepuscular		Sin actividad
g) Exhibiciones aéreas			Frecuente	Ocasional	Nunca
h) Tasa anual de supervivencia de adultos	$\geq 0,85$	0,70 a 0,85	0,60 a 0,70	0,50 a 0,60	$< 0,50$
i) Estatus de abundancia relativa	$< 3$	3 a 5	5 a 7	7 a 9	$\geq 9$
j) Preferencias de hábitat	Abiertos		Semiabiertos		Cerrados
k) Tolerancia a hábitats antropizados	$\geq 30$	30 a 50	50 a 60	60 a 80	$> 80$
l) Estatus de conservación UICN en Uruguay	CR	EN	VU	NT	Otros
m) Estatus de conservación UICN global		CR	EN	VU	Otros
n) Proporción del área de distribución regional presente en Uruguay	$\geq 20 \%$	10 a 20 %	5 a 10 %	3 a 5 %	$< 3 \%$

### ***Factores de susceptibilidad a colisiones***

*Maniobrabilidad en vuelo:* Tiene en cuenta la capacidad de un ave para cambiar de dirección y velocidad en vuelo, y por tanto, su potencial para evitar la colisión con los aerogeneradores. Es un comportamiento relacionado con la “microevitación” que evalúa la capacidad de las aves para evitar las turbinas a corta distancia, pero bastante separada de “macroevitación” donde las aves pueden simplemente alterar la trayectoria de vuelo para mantenerse lejos de las turbinas (Bradbury et al. 2014). La capacidad de maniobra depende en gran medida de la morfología alar y el tamaño de la especie, y se considera uno de los factores más relevantes en el riesgo de colisión (Barrios & Rodríguez, 2004; Furness et al., 2013). Para algunas especies la puntuación de este factor fue realizada en base a la experiencia del autor debido a vacíos en la información bibliográfica sobre morfología alar.

*Comportamiento planeador:* El comportamiento planeador se presenta en aquellas especies de aves que utilizan las corrientes de aire ascendentes (habitualmente corrientes de aire más caliente) para reducir el gasto de energía durante el vuelo. Las características geográficas que causan esta surgencia, como las regiones costeras o sierras a menudo se utilizan como sitios de energía eólica. El uso de estas regiones por las aves planeadoras y las instalaciones de parques eólicos representa un conflicto, dado que la tendencia de una especie a adoptar este comportamiento aumenta su riesgo de colisión (Barrios y Rodríguez 2004; De Lucas et al. 2008; Mc Guinness et al. 2015; Wang, Wang, y Smith 2015). La puntuación se realizó a partir de información de manuales ornitológicos del Uruguay, donde se aporta información sobre características destacables del vuelo como el comportamiento planeador (Arballo y Cravino 1999; Rocha 2008).

*Depredación aérea:* Algunas especies de aves presentes en Uruguay, depredan desde el aire (es decir, en vuelo) sobre aves pequeñas, mamíferos, anfibios, reptiles e insectos. Este comportamiento hace que el ave pueda exhibir bruscos movimientos aéreos a alta velocidad que, de tener lugar dentro del área de barrido de las turbinas, exponen al individuo a un mayor riesgo de colisión. Por otro lado, las que vuelan con su atención focalizada sobre presas que habitan en el suelo, pueden ver reducida su atención hacia la infraestructura eólica. Muchas turbinas eólicas se colocan en lugares abiertos, libres de turbulencias, habitualmente utilizados como zonas de caza aérea (Mc Guinness et al., 2015; Tierney et al., 2012). La puntuación se realizó a partir de información de manuales ornitológicos del Uruguay, donde se aporta información sobre el comportamiento y la dieta de las aves (Arballo y Cravino 1999; Rocha 2008).

*Extensión de movimientos diarios:* Es el desplazamiento diario que realizan las aves, ya sea en forma individual o en bandadas, entre diferentes sitios dentro de su territorio de vida. Este movimiento puede ser impulsado por búsqueda de alimento, pareja reproductora o refuerzo territorial. Las especies con movimientos más extensos están más expuestas a la colisión potencial (Mc Guinness et al., 2015; Tierney et al., 2012). Para algunas especies la puntuación de este factor fue realizada en base a la experiencia del autor debido a vacíos en la información bibliográfica.

*Formación de bandadas:* Es la tendencia de los individuos de la misma especie a moverse como un colectivo de un lugar a otro. Viajar en grandes agregaciones plantea la posibilidad de colisión con la infraestructura de energía eólica mediante la reducción de la capacidad de cada individuo para evitar los obstáculos, sobre todo si focalizan su atención en la posición de los individuos más próximos para mantener una formación determinada de la bandada (Mc Guinness et al., 2015; Tierney et al., 2012). La puntuación se realizó a partir de información de manuales ornitológicos del Uruguay, donde se aporta

información sobre características destacadas del comportamiento de las aves como la formación de bandadas o el comportamiento gregario (Arballo y Cravino 1999; Rocha 2008).

*Actividad de vuelo nocturno:* Los desplazamientos aéreos durante las horas de oscuridad aumentan las posibilidades de colisión con la infraestructura eólica a causa de la visibilidad reducida (Bradbury et al. 2014; Kunz et al. 2007; Mc Guinness et al. 2015). La puntuación se realizó a partir de información de manuales ornitológicos del Uruguay, donde se aporta información sobre el características destacadas del comportamiento de las aves como la actividad nocturna o crepuscular (Arballo y Cravino 1999; Rocha 2008).

*Exhibiciones aéreas:* Muchas aves utilizan complejas formas de vuelo como medio de cortejo, refuerzo territorial o sociabilidad. Al aumentar el tiempo dedicado en el aire y disminuir la atención en los obstáculos, se cree que el aumento de exhibición aérea da lugar a un mayor riesgo de colisión con la infraestructura de energía eólica (Mc Guinness et al. 2015; Tierney et al. 2012). Sin embargo, dado que es probable que estos comportamientos sean de naturaleza estacional, o solo apliquen en ciertas épocas del año, la puntuación máxima posible para este factor se ha reducido a 2, para reducir su peso relativo (Mc Guinness et al., 2015; Tierney et al., 2012). La puntuación se realizó a partir de la literatura revisada por pares o información de manuales ornitológicos del Uruguay, donde se aporta información sobre las características destacadas del comportamiento de las aves como las exhibiciones aéreas (Arballo y Cravino 1999; Rocha 2008).

*Tasa anual de supervivencia de adultos:* A diferencia del impacto por desplazamiento, las colisiones generan un incremento permanente en las tasas de mortalidad de las especies que sufren el impacto. Las especies con altas tasas anuales de supervivencia de adultos (TASA), son más longevas, presentan edades reproductivas más tardías y tasas reproductivas más bajas. Como consecuencia, las especies con alta TASA y con tendencia a sufrir colisiones, tienen mayor probabilidad de experimentar efectos negativos significativos en su viabilidad poblacional a largo plazo que las especies con baja TASA (Carrete et al. 2009; Bradbury et al. 2014; Wang y Wang 2015).

En algunas especies la TASA fue determinada a partir de trabajos que la estiman directamente, o en su defecto, fue inferida a partir de las TASA de otras especies filogenéticamente cercanas. Existe una relación positiva entre la tasas de supervivencia de las especies animales y su masa corporal promedio, de modo que la tasa de supervivencia de una especie es en parte previsible a partir de la tasas de supervivencia de otras especies filogenéticamente relacionadas que tengan similar masa corporal. La bondad de ajuste de dichas predicciones aumenta con la proximidad filogenética de las especies tomadas como referencia (McCarthy, Citroen, y McCall 2008; Newton, Mcgrady, y Oli 2016; Sæther 1989). Sæther (1989) encontró que la TASA y la masa corporal en aves se relacionan mediante la siguiente ecuación:

$$\ln(TASA) = 0,09\ln(M) - 0,97$$

Donde  $M$  representa la masa corporal. Por lo tanto, la relación entre la TASA y la  $M$  de dos especies es

$$(TASA_1 - e^{-0,97})/M_1^{0,09} = (TASA_2 - e^{-0,97})/M_2^{0,09}$$

A partir de esta ecuación se derivó la siguiente ecuación para determinar la TASA de la especie de interés promediando los valores de TASA inferidos a partir de cada una de las especies de referencia:

$$TASA_{sp} = \frac{1}{n} \sum \left( e^{-0,97} + \frac{[(TASA_i - e^{-0,97}) \times M_{sp}^{0,09}]}{M_i^{0,09}} \right)$$

Donde  $n$  representa el número de especies de referencia utilizadas y los subíndices  $sp$  e  $i$  identifican las variables correspondientes a la especie de interés y a las especies de referencia respectivamente. Se utilizó esta última ecuación para calcular la TASA de las especies de interés a partir de información sobre las TASA y  $M$  de un conjunto de especies de referencia filogenéticamente cercanas a las mismas. Los datos para las especies de referencia fueron compilados a partir de la literatura publicada. Para reducir la varianza en los resultados finales, se excluyeron las estimaciones de supervivencia de las poblaciones sometidas a presiones antropogénicas donde los impactos sobre la supervivencia fueron advertidos explícitamente en los artículos donde se presentan dichos datos. Los datos utilizados para estos cálculos y sus resultados se presentan en el Anexo B. Este factor fue puntuado con las franjas de valores utilizadas por Mc Guinness et al. (2015).

### ***Factores de susceptibilidad a desplazamiento por disturbios***

*Estatus de abundancia relativa (sustituye al factor disponibilidad de hábitat preferido de Mc Guinness et al., 2015):* Este factor fue utilizado como un indicador indirecto de la disponibilidad de hábitats favorables para la especie dentro de una región definida, dado que ambos factores tienen una fuerte correlación directa mutua (Carrete, Tella, et al. 2009). Una mayor disponibilidad de hábitats favorables para una especie disminuye su susceptibilidad a la pérdida o desplazamiento de un sitio con condiciones favorables. Para determinar el estatus de abundancia relativa de las especies se siguió a Azpiroz (2012).

*Preferencias de hábitat:* Los desarrollos eólicos se emplazan preferencialmente en zonas libres de obstáculos que puedan crear turbulencias para las turbinas o reducir la velocidad del aire en general. Este factor se incluyó para asignar una mayor sensibilidad a las especies de aves que frecuentan áreas abiertas (i.e., desprovistas de árboles). La influencia de la infraestructura eólica sobre las especies de aves del bosque es probable que sea mínima, asumiendo que las zonas boscosas se mantienen intactas (Mc Guinness et al. 2015). La puntuación se realizó a partir de información de manuales ornitológicos del Uruguay, donde se aporta información sobre los hábitats preferidos de las aves (Arballo y Cravino 1999; Rocha 2008).

*Tolerancia a hábitats antropizados (sustituyó al factor propensión al desplazamiento de Mc Guinness et al., 2015, el cual era cualitativo y basado en opiniones de expertos):* Las especies con baja tolerancia a ambientes antropizados son más propensas a ser desplazadas por disturbios asociados a las instalaciones eólicas que las especies que ocupan paisajes intensamente productivos (Devereux et al., 2008; Pearce-Higgins et al., 2009; Stevens et al., 2013). Por lo tanto, la tolerancia a hábitats antropizados se relaciona inversamente con la probabilidad de que se produzca el desplazamiento de una especie ante la presencia de un parque eólico. Este factor se cuantificó mediante un índice de tolerancia a hábitats antropizados desarrollado como parte del presente trabajo (Ecuación 1).

### *Índice de tolerancia a hábitats antropizados*

$$= \sum_{i=1}^n (CF_i + CA_i \times 2 + CU_i \times 100) \times p_i \quad (1)$$

Donde,  $CF_i$ ,  $CA_i$  y  $CU_i$  son los porcentajes de cobertura del suelo por forestación, agricultura y suelo urbano, respectivamente, en el pixel  $i$ , según datos del proyecto EarthEnv (Tuanmu y Jetz 2014), y  $p_i$  es la densidad relativa de la especie en el pixel  $i$  según los MDE.

Los coeficientes de ponderación asignados a cada cobertura del suelo en la Ecuación 1 representan la intensidad relativa de disturbios humanos en cada una, y todos son de signo positivo dado que en todos los casos se relacionan positivamente con la tolerancia de las especies a disturbios antrópicos. De esta manera, en el caso de las especies estrictamente asociadas a ambientes naturales, los píxeles con alta densidad poblacional presentarán sistemáticamente bajos porcentajes de coberturas del suelo antropizadas, por lo que el ITHA será bajo. En el caso de las especies altamente tolerantes, por el contrario, muchos de los píxeles con alta densidad poblacional presentarán altos porcentajes de coberturas del suelo antropizadas, por lo que el ITHA será alto. Las franjas de valores utilizadas para puntuar este factor fueron definidas de modo que las especies se distribuyan de forma más o menos equitativa en la escala de puntuación, pero intentando mantener cierta proporcionalidad entre las franjas.

### ***Factores de importancia para la conservación***

*Estatus de conservación UICN en Uruguay:* Para asignar valor a este factor se tomó como referencia la “Lista roja de las aves del Uruguay” (Azpiroz et al. 2012), la cual se basa en los criterios de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN).

*Estatus de conservación UICN global:* Para asignar valor a este factor se tomó como referencia la última evaluación de UICN disponible en su sitio web (<http://www.iucnredlist.org/>).

*Proporción del área de distribución regional presente en Uruguay (sustituye al factor proporción de la población regional presente en Irlanda de Mc Guinness et al, 2015, el cual refería a la proporción del número de individuos de la población en el país):* Este factor pone de relieve el grado de endemismo regional de las especies y la importancia del país para su conservación. Consiste en la proporción del área de distribución de la especie en Uruguay en relación a su distribución en la región neotropical. Para las especies migratorias, el área de distribución regional considerada fue la correspondiente a la temporada en que se encuentra presente en Uruguay. Las áreas fueron estimadas a partir de los mapas de distribución del Cornell Lab of Ornithology disponibles en su sitio web (<https://neotropical.birds.cornell.edu/>). Este factor fue puntuado con las franjas de valores utilizadas por Bradbury et al. (2014).

### ***Cálculo de los ISE***

Se calcularon tres variantes del Índice de Sensibilidad de Especie (ISE) para cada especie: una con respecto a los impactos de las colisiones ( $ISE_C$ ), otra relativa a los impactos del desplazamiento por disturbios ( $ISE_D$ ) y una correspondiente a la combinación de ambos tipos de impacto ( $ISE_G$ ). Las ecuaciones para sus cálculos siguen a Garthe y Hüppop (2004) (Ecuaciones 2 a 4).

$$ISE_C = \bar{C} \times \bar{I} \quad (2)$$

$$ISE_D = \bar{D} \times \bar{I} \quad (3)$$

$$ISE_G = \bar{C} \times \bar{D} \times \bar{I} \quad (4)$$

Donde  $\bar{C}$ ,  $\bar{D}$  e  $\bar{I}$  corresponden a las medias aritméticas de las puntuaciones de los factores de susceptibilidad a colisiones, desplazamiento por disturbios y de importancia para la conservación de cada especie seleccionada, respectivamente.

### ***Mapeo de sensibilidad***

Se construyó un mapa de sensibilidad para los impactos globales de los parques eólicos, cuyos valores corresponden al Índice de Sensibilidad de cada Pixel (ISP) para el conjunto de las especies, el cual toma en cuenta la sensibilidad de cada especie y su abundancia en cada pixel. Este se obtiene a partir de los índices de sensibilidad de especie globales ( $ISE_G$ ) y las salidas brutas de los MDE de todas las especies en cada pixel, los cuales representan sus abundancias relativas (Phillips et al. 2017; Renner et al. 2015; VanDerWal et al. 2009), mediante la ecuación de Garthe & Hüppop, 2004 (Ecuación 5).

$$ISP = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \ln(p_i + 1) \times ISE_i^G \quad (5)$$

Donde  $n$  representa el número de especies incluidas en el mapeo,  $p_i$  corresponde a la abundancia de la especie  $i$  según la salida bruta del MDE, e  $ISE_i^G$  representa el índice de sensibilidad de la especie  $i$  a los impactos globales de los parques eólicos. El logaritmo natural de  $p$  es utilizado para mejorar la escala de comparación entre las especies.

A fin de reducir el ruido y que los píxeles aislados tiendan a agruparse con otros de valores similares, se aplicó un filtrado gaussiano, mediante el cual se promediaron los valores de cada píxel con los píxeles cercanos ponderados por la distancia, utilizando un desvío estándar de 1 píxel y una zona de búsqueda circular de 3 píxeles de radio. Luego, los valores de ISP se normalizaron en una escala de 0 al 100.

El mapa final fue reclasificado en tres categorías: “alta”, “media” y “baja”, donde la primera corresponde al decil 10 de píxeles con valores más altos de ISP, la segunda corresponde al decil 9 y la tercera a los deciles del 8 al 1 de valores más bajos. Las áreas de alta sensibilidad (en adelante, AAS) fueron utilizadas para evaluar la eficacia potencial de las áreas de conservación para la protección de las aves en Uruguay y los riesgos acumulados por los impactos de los aerogeneradores actualmente operativos.

### **Efectividad potencial de las áreas de conservación para proteger a las aves evaluadas**

Para evaluar la efectividad que potencialmente se podría alcanzar si se hubiera realizado una hipotética restricción absoluta a la instalación de parques eólicos en áreas de conservación (en adelante, AC) para la protección de las especies evaluadas en el presente estudio, se analizó la eficacia y la eficiencia potenciales de las mismas.

La eficacia se cuantificó en función de dos criterios: el porcentaje de las AAS contenido en las AC de cada tipo; y el grado de superposición entre las AC y las porciones de AAS correspondientes a las áreas de distribución de las especies más sensibles en particular.

La eficiencia se cuantificó utilizando la relación entre el porcentaje de las AAS incluido en las AC y el porcentaje del territorio nacional incluido en las AC.

Los tipos de áreas de conservación consideradas fueron los siguientes:

- Áreas protegidas
- Reservas de biosfera UNESCO
- Sitios Ramsar
- Sitios de alta prioridad para la conservación (SPC) según el Plan Estratégico 2015-2020 del Sistema Nacional de Áreas Protegidas del Uruguay (SNAP 2015).
- Áreas importantes para la conservación de las aves (“IBAs”, por sus siglas en inglés)

Las capas de información con los límites de las AC se obtuvieron del Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente (MVOTMA s. f.).

### **Riesgos acumulados por impactos de los aerogeneradores actualmente operativos**

Para evaluar los riesgos acumulados, en primer lugar, se evaluó si existió una tendencia positiva, negativa o neutra a la instalación de los parques eólicos actualmente operativos dentro de las AAS o las AC. En segundo lugar, se determinaron índices de riesgo de impactos acumulados dentro de las AAS, las AC y en todo el territorio nacional, tanto para el conjunto de las especies como para cada especie.

Para analizar si existió una la tendencia favorable, desfavorable o neutra a la instalación de los parques eólicos actualmente operativos dentro de las AAS o las AC, se evaluó la relación entre el porcentaje de los aerogeneradores del país y el porcentaje del superficie del territorio nacional contenidos dentro de cada una de ellas. Si dicha relación fuera mayor que 1,0 indicaría que existió una tendencia favorable a la instalación de aerogeneradores dentro de determinada área, una relación menor que 1,0 indicaría una tendencia desfavorable, y una relación igual a 1,0 indicaría una tendencia neutra.

Una aproximación utilizada en trabajos previos para evaluar la acumulación de impactos para cada especie consiste en analizar el grado de solapamiento entre las distribuciones (binarias) de las especies y las áreas ocupadas por parques eólicos (Bright, Langston, Bullman, R. Evans, et al. 2008). En el presente trabajo se utilizó un enfoque similar, pero se incorporó información sobre la sensibilidad y distribución de abundancias de las especies para calcular índices de riesgo generados individualmente por cada aerogenerador. Los índices de riesgo individuales de los aerogeneradores se sumaron entre sí para obtener un índice de riesgo por el impacto acumulado por todos los aerogeneradores presentes en cada categoría territorial de estudio (es decir, conjunto de las AC de cada tipo, AAS o el país entero). Se desarrollaron dos tipos de índices de riesgo acumulado en cada categoría territorial de estudio. Uno correspondiente al riesgo individual de cada especie  $i$  ( $IRE_i$ ) (Ecuación 6) y otro para el conjunto de las especies ( $IRC$ ) (Ecuación 7).

$$IRE_i = \sum_{j=1}^n \ln(p_{ij} + 1) \times ISE_i^G = \sum_{j=1}^n ISP_{ij} \quad (6)$$

Donde,  $p_{ij}$  representa la densidad relativa de la especie  $i$  en el aerogenerador  $j$  (predicha por los MDE) e  $ISE_i^G$  representa el índice de sensibilidad de la especie  $i$ . La sumatoria incluye los valores correspondientes a cada aerogenerador ubicado en cada categoría territorial de estudio para la cual se esté calculando el IRE. Esta ecuación es equivalente

a la sumatoria del índice de sensibilidad de cada pixel de cada especie  $i$  en el pixel donde se ubica el aerogenerador  $j$  ( $ISP_j$ )

$$IRC = \sum_{j=1}^n ISP_j \quad (7)$$

Donde,  $ISP_j$  representa el ISP en el pixel donde se ubica el aerogenerador  $j$ . La sumatoria incluye los valores de cada aerogenerador ubicado en cada categoría territorial de estudio para la cual se esté calculando el IRE.

La ubicación de cada aerogenerador se representó en el centroide del parque eólico al cual pertenece, es decir, todos los aerogeneradores de un mismo parque comparten el mismo punto de ubicación. La ubicación, cantidad de aerogeneradores y potencia instalada de cada parque eólico operativo se obtuvieron del conjunto de datos de parques eólicos de la Dirección Nacional de Energía del Uruguay (DNE 2017). Toda la información fue verificada, y eventualmente corregida, con los datos del Programa de Energía Eólica del Uruguay (PEEU s. f.).

## Resultados

### Modelos de distribución de especies

Las zonas con mayores abundancias en el territorio uruguayo para 4 de las 6 especies evaluadas (*Calidris canutus*, *Cygnus melancoryphus*, *Pluvialis dominica* y *Xolmis dominicanus*) correspondieron a zonas costeras y a las zonas húmedas del Sureste del país, según los MDE elaborados (Figura 6 y Anexo C). Por otro lado, *Geranoaetus melanoleucus* y *Sturnella defilippii* presentaron sus mayores abundancias en zonas alejadas de las costas.

El modelo de *C. canutus* fue el que presentó el mayor grado de discriminación espacial y el de *G. melanoleucus* fue el que presentó el menor grado, tal como lo indican sus respectivos valores de AUC (Tabla 4).

Tabla 4: Valores de AUC de los MDE.

Especie	AUC
<i>Calidris canutus</i>	0,98
<i>Cygnus melancoryphus</i>	0,81
<i>Geranoaetus melanoleucus</i>	0,79
<i>Pluvialis dominica</i>	0,89
<i>Sturnella defilippii</i>	0,94
<i>Xolmis dominicanus</i>	0,93

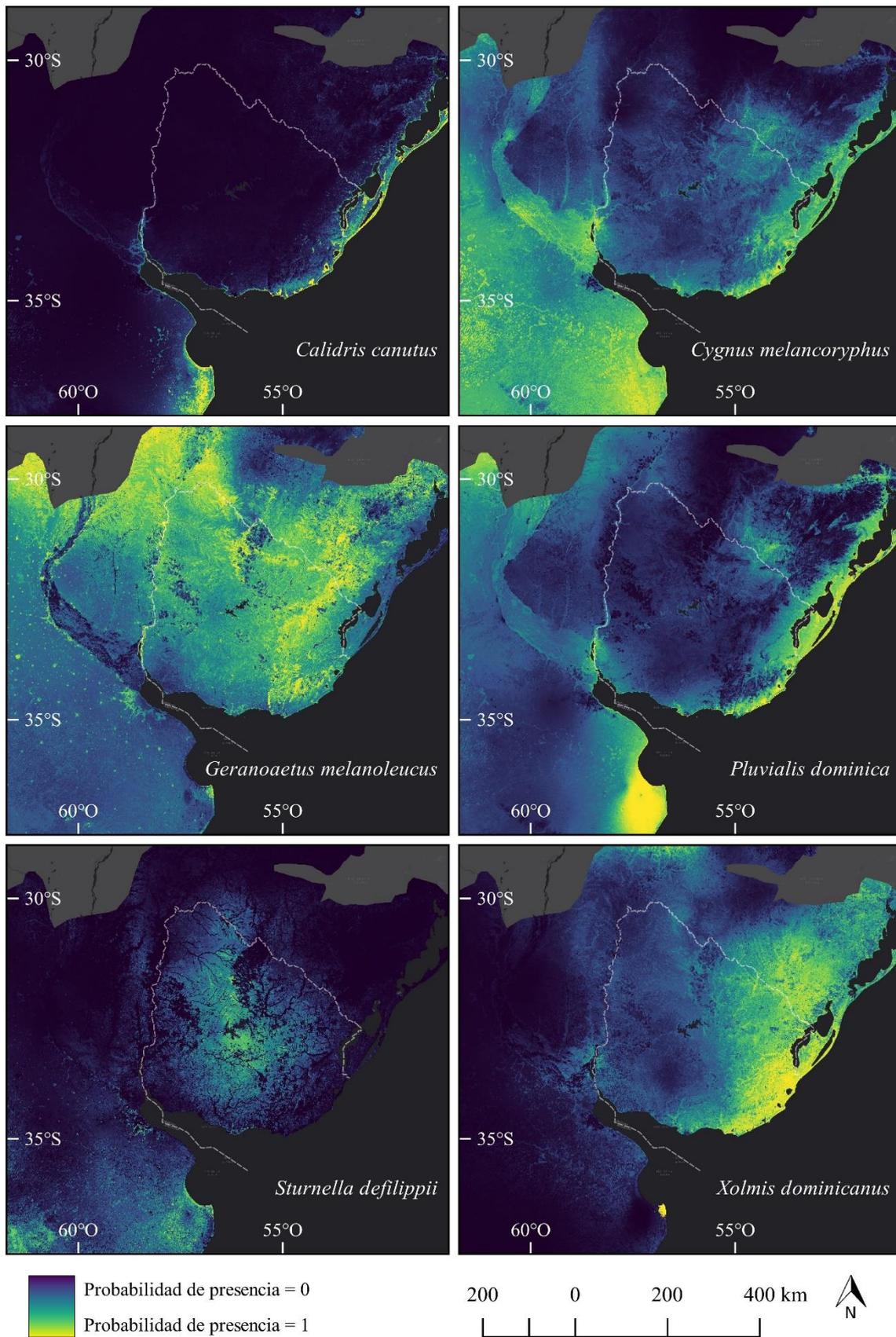


Figura 6: Probabilidad de presencia por píxel según los MDE para la provincia pampeana (formato cloglog en las salidas de Maxent).

## Índices de sensibilidad de especies y mapeo de la sensibilidad

La especie más sensible a los impactos de los parques eólicos, según el ISE<sub>G</sub>, fue *Geranoaetus melanoleucus* y la menos sensible *Cygnus melancoryphus* (Tabla 5). La especie *Geranoaetus melanoleucus* presentó la mayor sensibilidad a los impactos por colisiones, con un ISE<sub>C</sub>, casi dos veces superior a la media entre especies (Figura 7). Las especies *Sturnella defilippii* y *Xolmis dominicanus* fueron las más sensibles al desplazamiento, en ambos casos con un ISE<sub>D</sub> 69 % por encima del valor promedio entre todas las especies. La especie *Cygnus melancoryphus* fue la menos sensible tanto a colisiones como a desplazamiento.

Tabla 5: Índices de sensibilidad de especie a colisiones (ISE<sub>C</sub>) a desplazamiento (ISE<sub>D</sub>) y a los impactos globales (ISE<sub>G</sub>).

Especie	ISE <sub>C</sub>	ISE <sub>D</sub>	ISE <sub>G</sub>
<i>Geranoaetus melanoleucus</i>	2,00	3,33	<b>6,67</b>
<i>Sturnella defilippii</i>	1,67	7,78	<b>5,56</b>
<i>Calidris canutus</i>	1,19	5,00	<b>3,57</b>
<i>Xolmis dominicanus</i>	0,67	7,78	<b>2,22</b>
<i>Pluvialis dominica</i>	0,43	3,00	<b>1,29</b>
<i>Cygnus melancoryphus</i>	0,33	0,67	<b>0,67</b>
Media	1,05	4,59	<b>3,33</b>

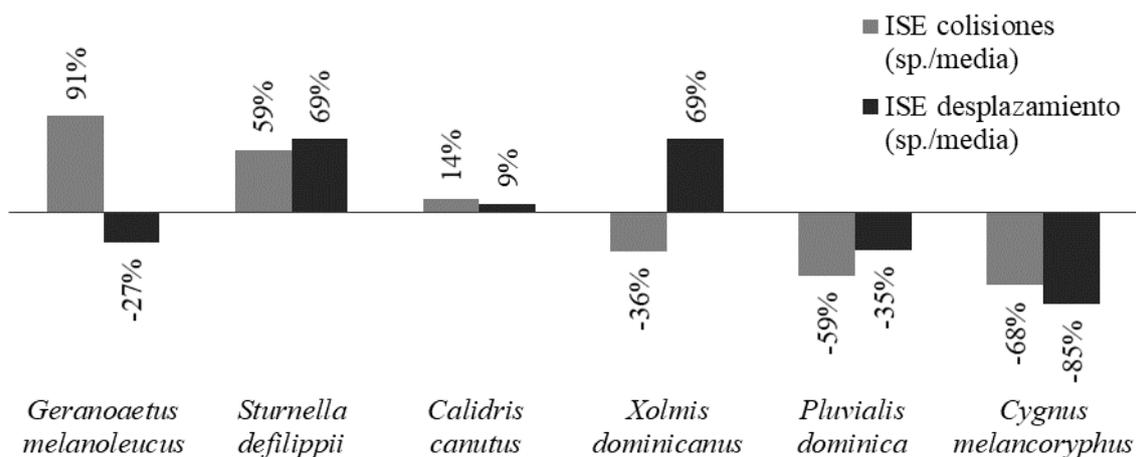


Figura 7: Comparación entre especies de las sensibilidades a las colisiones y al desplazamiento. Se presenta el porcentaje del ISE<sub>D</sub> o ISE<sub>C</sub> (a colisiones o a desplazamiento respectivamente) de cada especie en relación al ISE<sub>(D o C)</sub> promedio entre todas las especies. Los valores positivos indican que el ISE<sub>(D o C)</sub> de una especie es superior al promedio y los negativos indican que es inferior.

En la Tabla 6 se presentan las puntuaciones asignadas a todos los factores de sensibilidad para cada especie. Los datos y procesos realizados para determinar la tasa anual de supervivencia de adultos y la tolerancia a hábitats antropizados se presentan en el Anexo B.

Las áreas más sensibles para las seis especies evaluadas correspondieron principalmente a zonas costeras, humedales y sierras del Sur y Este del país, y las praderas de la cuesta basáltica en el centro Norte (Figura 8). En el Anexo D se presenta el mapa de ISP en bruto, con sus valores continuos sin filtrar ni reclasificar en categorías de sensibilidad, en el cual se visualiza como varían los patrones de sensibilidad en el territorio. En el mismo también se proporcionan dos imágenes de un determinado sector del mapa de ISP sin filtrar y con filtrado gaussiano, a fin de exhibir visualmente el efecto de dicho filtrado.

Tabla 6: Puntuaciones asignadas a los factores de sensibilidad de las especies.

	a	b	c	d	e	f	g	h	Media	i	j	k	Media	l	m	n	Media
<i>Calidris canutus</i>	1	0	0	2	2	0	0	4	1,1	4	2	4	3,3	3	0	2	1,7
<i>Cygnus melancoryphus</i>	4	0	0	1	2	0	0	3	1,3	3	1	4	2,7	0	0	1	0,3
<i>Geranoaetus melanoleucus</i>	2	3	3	4	0	0	2	4	2,3	0	2	4	2,0	2	0	0	0,7
<i>Pluvialis dominica</i>	0	0	0	1	2	0	0	3	0,8	2	1	4	2,3	0	0	3	1,0
<i>Sturnella defilippii</i>	0	0	1	1	1	0	2	1	0,8	2	4	4	3,3	3	1	3	2,3
<i>Xolmis dominicanus</i>	0	0	1	1	0	0	0	0	0,3	1	2	4	2,3	2	1	4	2,3

Factores de susceptibilidad a colisiones:

- a Maniobrabilidad en vuelo
- b Comportamiento planeador
- c Predación aérea
- d Extensión de movimientos diarios
- e Formación de bandadas
- f Actividad de vuelo nocturno
- g Exhibiciones aéreas
- h Tasa anual de supervivencia de adultos

Factores de susceptibilidad a desplazamiento:

- i Estatus de abundancia relativa
- j Preferencias de hábitat
- k Tolerancia a hábitats antropizados

Factores de importancia para la conservación:

- l Estatus de conservación UICN en Uruguay
- m Estatus de conservación UICN global
- n Proporción del área de distribución regional presente en Uruguay

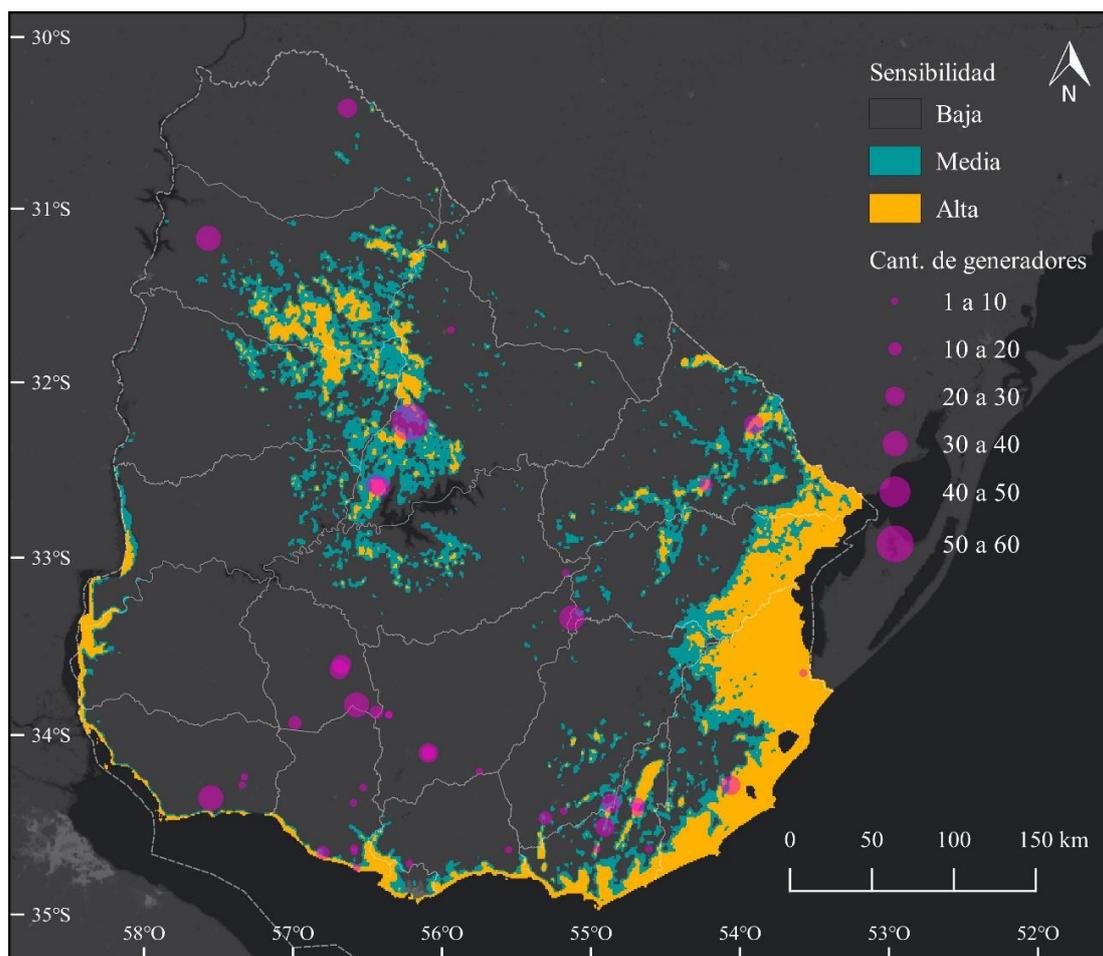


Figura 8: Mapa de ISP clasificado según su sensibilidad y ubicaciones de los parques eólicos (DNE 2017). En el Anexo D se presenta el mapa con los valores continuos del ISP.

## Efectividad potencial de las áreas de conservación para proteger a las aves evaluadas

La eficacia del conjunto de las áreas de conservación (AC) fue alta desde el punto de vista de la protección de las áreas de alta sensibilidad (AAS) identificadas para las especies evaluadas, dado que contienen el 79 % de éstas últimas (Tabla 7). Por otro lado, al examinar visualmente los patrones espaciales de las AAS superpuestos a los conjuntos de AC de cada tipo (Figura 10), se observa que, a grandes rasgos, las AAS ubicadas en zonas costeras, así como humedales y sierras del Sur y Este del país, presentan un alto grado de superposición con algún tipo de AC. Sin embargo, el cúmulo de AAS que se encuentran dispersas en el centro Norte del país, presenta un bajo grado de superposición con las AC. Dichas AAS coinciden fundamentalmente con los sitios con mayores abundancias relativas de la especie *Sturnella defilippi* en Uruguay (Figura 6), una especie altamente sensible según su ISE<sub>G</sub> (Tabla 5) y con un área de distribución muy reducida a nivel nacional (Azpiroz et al. 2017). Por lo tanto, la eficacia potencial de las AC fue baja desde el punto de vista de la protección de esta especie en particular.

Tabla 7: Superficies las AAS y del territorio uruguayo contenidas en el conjunto de las AC de cada tipo, expresadas en términos de área absoluta, así como porcentaje de las AAS (una medida de la eficacia potencial) y porcentaje del territorio uruguayo contenidos en las AC de cada tipo. La superficie total del territorio uruguayo es de 178.141 km<sup>2</sup>.

	Tipos de AC							
	AAS	Todas las AC	Todas las AC exceptuando los SPC	IBAs	Reservas UNESCO	SPC	Sitios Ramsar	AP
Superficie de las AAS (km <sup>2</sup> )	17.801 <b>(100%)</b>	14.019 <b>(79%)</b>	11.503 <b>(65%)</b>	10.876 <b>(61%)</b>	9.711 <b>(55%)</b>	5.835 <b>(33%)</b>	4.536 <b>(25%)</b>	2.445 <b>(14%)</b>
Superficie del país (km <sup>2</sup> )	17.801 <b>(10%)</b>	50.177 <b>(28%)</b>	41.177 <b>(23%)</b>	34.860 <b>(20%)</b>	13.770 <b>(8%)</b>	25.854 <b>(15%)</b>	4.581 <b>(3%)</b>	3.871 <b>(2%)</b>

La eficiencia potencial del conjunto de todas las AC fue relativamente baja, con solo un 28 % de su superficie superpuesta con AAS (Figura 9). El conjunto de los sitios Ramsar, en cambio, presentó la mayor eficiencia potencial (99 % de su superficie superpuesta con AAS) (Figura 9), pero una baja eficacia potencial (contienen el 25 % de las AAS) (Tabla 8). En el extremo opuesto, los SPC presentaron la menor eficiencia potencial (23% de su superficie superpuesta con AAS) y también una baja eficacia potencial (contienen el 33 % de las AAS).

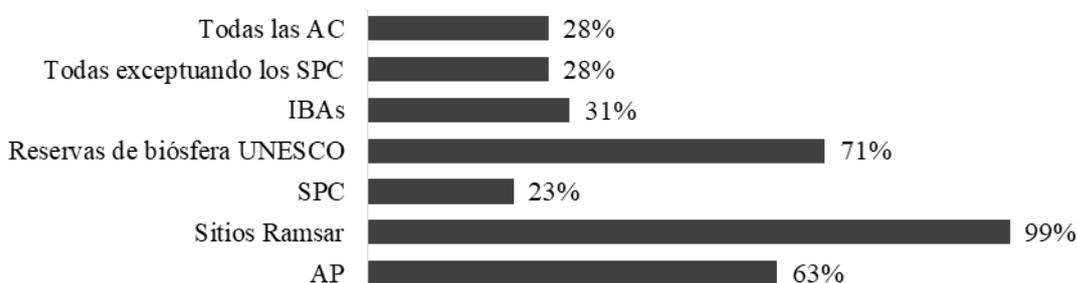


Figura 9: Valoración de eficiencia de las AC para la conservación de las AAS: Porcentaje de superficie de cada tipo de AC superpuesta con AAS.

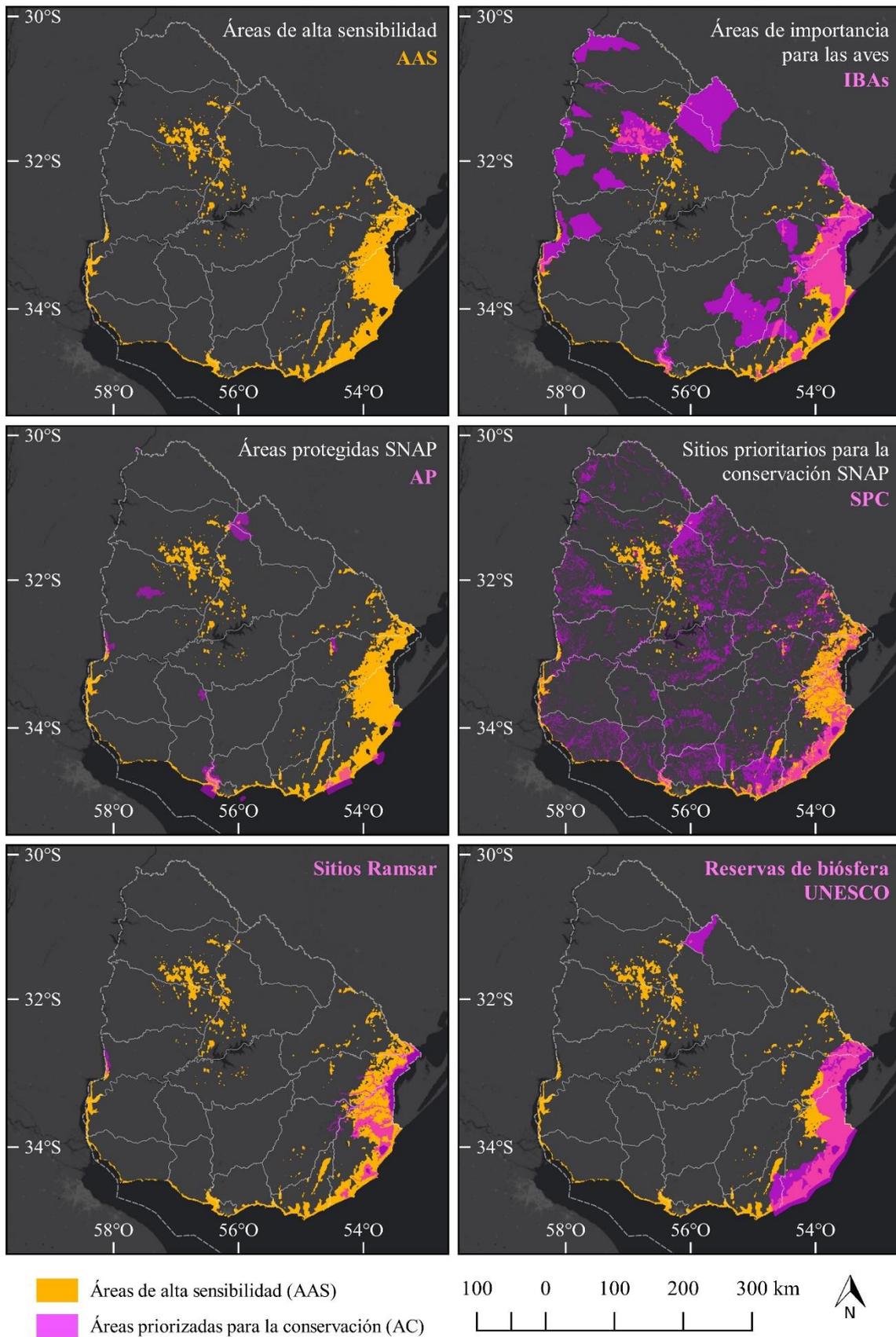


Figura 10: Superposición de áreas de alta sensibilidad identificadas en el presente trabajo con áreas prioritarias para la conservación en Uruguay.

## Riesgos acumulados por impactos de los aerogeneradores actualmente operativos

Los parques eólicos presentaron una tendencia favorable a establecerse en las áreas de alta sensibilidad identificadas. Si los aerogeneradores estuvieran uniformemente distribuidos en el país, se hubiese encontrado que el 10 % de los mismos estarían ubicados en las áreas de alta sensibilidad, dado que su área es un 10 % del territorio nacional. Sin embargo, el porcentaje de aerogeneradores ubicados en las mismas fue del 27 % de los operativos en todo el país, es decir, superior por un factor de 2,7 con respecto a lo esperado si los aerogeneradores estuvieran uniformemente distribuidos en el país. Asimismo, el 14 % de los aerogeneradores operativos en el país se ubican en las porciones de las áreas de alta sensibilidad que se encuentran fuera de toda área de conservación, lo cual representa un 3,5 % del territorio nacional.

Las áreas de alta sensibilidad acumularon un índice de riesgo asociado a los aerogeneradores operativos para el IRC 3,4 veces superior a lo esperado si el riesgo estuviera uniformemente distribuido en todo el territorio nacional. Esto se desprende de la alta relación entre el IRC (34 % del acumulado a nivel nacional) en las áreas de alta sensibilidad y la superficie de las áreas de alta sensibilidad representadas (10 % del territorio nacional). El alto índice de riesgo para las aves en dichas áreas se explica por la alta cantidad de aerogeneradores y la alta sensibilidad (ISP) en las ubicaciones de los mismos.

A diferencia de lo hallado en las áreas de alta sensibilidad, las áreas de conservación presentaron una tendencia desfavorable a la ubicación de aerogeneradores, en relación a lo esperado si los mismos estuvieran uniformemente distribuidos en el país. Las áreas de conservación establecidas antes de 2015 (que representan el 23 % del territorio nacional) contenían relativamente pocos aerogeneradores operativos (13 % del total). Por otro lado, los sitios prioritarios para la conservación según el SNAP presentaron una tendencia favorable al emplazamiento de aerogeneradores, dada la alta cantidad de aerogeneradores (22 %) en relación al porcentaje del territorio nacional que estos ocupan (15%).

Se encontró que el IRC en las áreas de conservación establecidas desde antes de 2015 es inferior al esperado si el riesgo estuviera uniformemente distribuido entre todos los aerogeneradores del país, dado que dichas áreas acumulan el 6 % del IRC total nacional y el 13 % de los aerogeneradores del país.

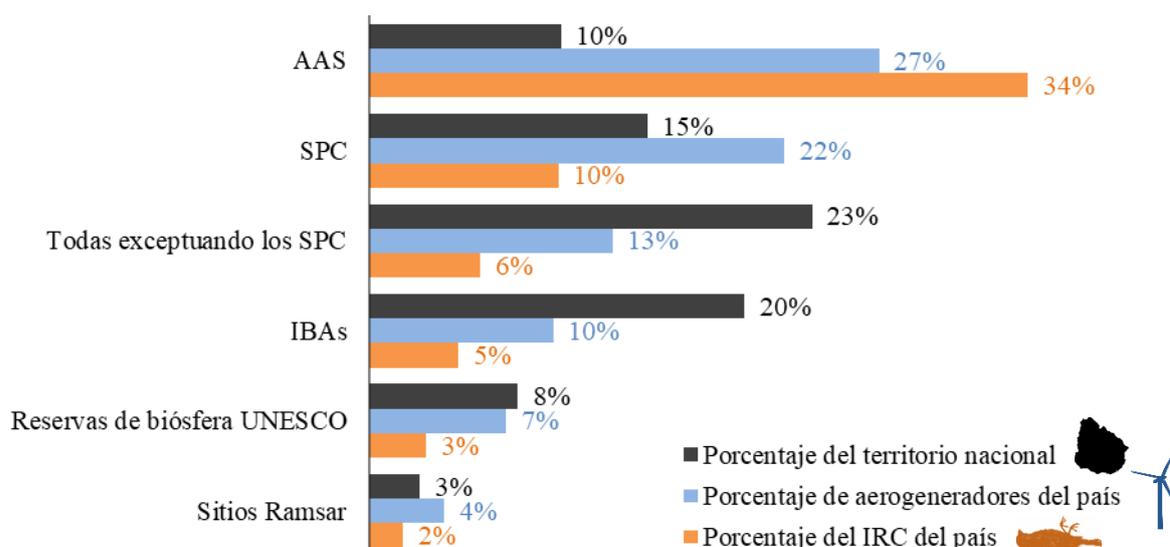


Figura 11: Porcentajes de territorio, aerogeneradores e índices de riesgo acumulado para el conjunto de las especies (IRC) en relación a los respectivos totales a nivel nacional. Las AP no se incluyeron en la gráfica dado que no contienen ningún aerogenerador.

Tabla 8: Principales características técnicas, ISP individual e IRE acumulado en diferentes conjuntos de parques eólicos definidos según su ubicación. En el Anexo E se presentan las ubicaciones, características técnicas, ISE<sub>G</sub> y contribución parcial de cada especie en el ISE<sub>G</sub> en cada parque eólico operativo en Uruguay.

	Áreas priorizadas para la conservación							
	Uruguay	AAS	AP	SPC	UNESCO	Ramsar	IBAs	Todas excepto SPC
Cantidad de parques eólicos	41	10	0	12	4	1	4	6
<b>Cantidad de aerogeneradores</b>	<b>646</b>	<b>171</b>	<b>0</b>	<b>188</b>	<b>49</b>	<b>5</b>	<b>53</b>	<b>72</b>
Potencia total acumulada (MW)	1.444	357	--	413	79	10	112	131
Potencia promedio por aerogenerador (MW)	2,2	2,1	--	2,2	1,6	2,0	2,1	1,8
<b>ISP promedio por aerogenerador</b>	<b>3,28</b>	<b>6,98</b>	<b>--</b>	<b>3,43</b>	<b>5,88</b>	<b>9,40</b>	<b>4,58</b>	<b>5,46</b>
<b>IRC acumulado</b>	<b>2.122</b>	<b>1.193</b>	<b>--</b>	<b>644</b>	<b>288</b>	<b>47</b>	<b>243</b>	<b>393</b>
Uruguay	Todo el territorio uruguayo							
AAS	Áreas de alta sensibilidad para las aves según el presente trabajo							
AP	Áreas protegidas SNAP							
SPC	Sitios de alta prioridad para la conservación SNAP (2015)							
UNESCO	Reservas de biósfera UNESCO							
Ramsar	Sitios Ramsar							
IBAs	Áreas importantes para la conservación de las aves							
Todas excepto SPC	Todas las áreas de conservación establecidas antes de 2015							

La especie con mayor índice de riesgo acumulado (IRE) considerando todos los aerogeneradores operativos a nivel nacional fue *Geranoaetus melanoleucus* ( $2,83 \times 10^{-2}$ ), aunque solo una pequeña fracción se debió a los ubicados en AAS (13 % del riesgo acumulado en todo el Uruguay) o en AC anteriores al año 2015 (23 %) (Figura 12). La segunda especie con mayor riesgo a nivel nacional fue *Sturnella defilippii*, pero a diferencia de la especie anterior, la mayor parte (62 %) del riesgo acumulado se debió a los aerogeneradores ubicados en AAS; mientras el acumulado por los aerogeneradores ubicados en AC fue muy bajo (6 %). La especie con menor riesgo acumulado en todo el territorio nacional, así como en las AAS y AC, fue *Pluvialis dominica*.

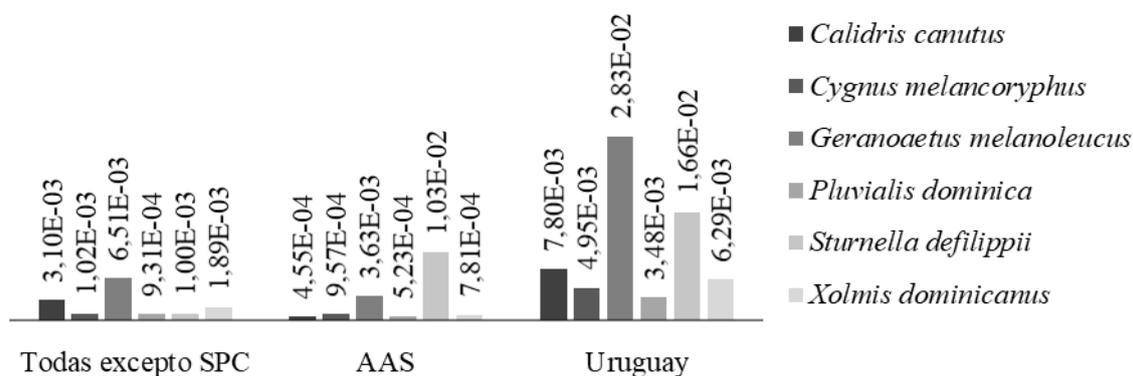


Figura 12: Índice de riesgo individual de cada especie (IRE) acumulado por los aerogeneradores operativos en AAS, en AC anteriores a 2015 (es decir, todas las AC excepto los SPC) y en todo país.

## Discusión

El presente trabajo constituye una primera evaluación del riesgo que enfrentan seis poblaciones de aves en Uruguay por potenciales impactos acumulados de los parques eólicos operativos. Se utilizó un enfoque novedoso que permite evaluar el riesgo de las aves a los impactos acumulados sobre múltiples especies, así como analizar los riesgos entre especies individuales mediante métodos simples y con abordajes similares a trabajos previos (Beston et al. 2016; Bright, Langston, Bullman, R. J. Evans, et al. 2008). También se analizó en qué medida ha sido o es potencialmente eficaz la restricción a la instalación de parques eólicos en áreas priorizadas para la conservación.

### **Riesgos acumulados por impactos de los aerogeneradores actualmente operativos**

Se encontró que una alta proporción de los aerogeneradores operativos en el país se ubican dentro a las áreas de alta sensibilidad identificadas, y que los mismos representan un alto riesgo relativo para las aves evaluadas. Esto implica que los criterios utilizados durante selección de sitio y evaluación de impactos ambientales para los parques operativos en Uruguay, no lograron prevenir la acumulación de riesgos sobre las aves más sensibles.

Los parques eólicos presentaron una tendencia favorable a establecerse en las áreas de alta sensibilidad identificadas, dado que la cantidad de aerogeneradores ubicados dentro de las mismas es superior (por un factor de 2,7) con respecto a lo esperado si los aerogeneradores estuvieran uniformemente distribuidos en el país. Esta tendencia puede ser causada, al menos parcialmente, por las relativamente grandes distancias mínimas exigidas por la autoridad ambiental nacional entre aerogeneradores y centros poblados (3 km) o viviendas (cuya distancia mínima se determina caso a caso en función de límites relativos al nivel sonoro y proyección de sombras parpadeantes) (DINAMA 2015). Dicha hipótesis es apoyada por los hallazgos de Eichhorn y Drechsler (2010) quienes encontraron que las distancias mínimas exigidas entre parques eólicos y asentamientos humanos intensifican el conflicto entre la producción de energía eólica y la protección de las aves. Esto implica que existe un estímulo para que los parques eólicos se instalen en áreas de alta sensibilidad, por lo cual es importante su identificación a efectos de prevenir o mitigar la acumulación de impactos en las mismas.

Los aerogeneradores presentes en áreas de alta sensibilidad acumulan un índice de riesgo para todas las especies evaluadas (IRC) superior a lo esperado (por un factor de 3,4) si el riesgo estuviera uniformemente distribuido en todo el territorio nacional. El alto índice de riesgo para las aves en dichas áreas se explica por la alta cantidad de aerogeneradores y la alta sensibilidad (ISP) en las ubicaciones de los mismos.

A diferencia de lo hallado en las áreas de alta sensibilidad, las áreas de conservación presentaron una tendencia desfavorable a la ubicación de aerogeneradores, por un factor de 1,5 en relación a lo esperado con una distribución uniforme de los aerogeneradores en el país. Esto indica que se evitó ubicar aerogeneradores en áreas de conservación. Es probable que esta tendencia haya sido causada por las restricciones establecidas por la autoridad ambiental nacional en relación a la instalación de parques eólicos en las áreas de conservación (DINAMA 2015).

Por otro lado, los sitios prioritarios para la conservación según el SNAP presentaron una tendencia favorable al emplazamiento de aerogeneradores, por un factor de 1,5 en

relación a lo esperado con una distribución uniforme. Dicha tendencia se explica en parte porque los sitios prioritarios para la conservación según el SNAP fueron formalmente establecidos en 2015 (SNAP 2015), con posterioridad a las evaluaciones de impacto ambiental de los parques eólicos operativos, por lo que no estaban vigentes cuando se seleccionó la ubicación de los mismos.

La ubicación de parques eólicos en áreas de conservación no necesariamente implicó mayores riesgos para las aves evaluadas. Se encontró que el IRC en las áreas de conservación establecidas desde antes de 2015 es inferior (por un factor de 0,5) a lo esperado si el riesgo estuviera uniformemente distribuido entre todos los aerogeneradores del país. Coincidentemente, el IRC en los sitios prioritarios para la conservación según el SNAP también es bajo (10 % del IRC nacional) en relación a la cantidad de aerogeneradores que contienen (22 % del total nacional). Esto destaca la importancia de identificar las especies y las áreas más sensibles a los impactos de los parques eólicos, a fin de optimizar los recursos invertidos o las restricciones impuestas para su protección.

La especie con mayor riesgo acumulado a nivel nacional (IRE) fue *Geranoaetus melanoleucus* (águila mora). Esto se debe a que dicha especie prefiere zonas serranas o elevadas, que son también las más preferidas por parques eólicos en Uruguay, una alta proporción de sus individuos en Uruguay (según su MDE) esté expuesta a aerogeneradores actualmente operativos, y además posee un alto índice de sensibilidad. Esta es una especie amenazada a nivel nacional y con una población estimada en menos de 1.000 individuos en Uruguay (Azpiroz et al. 2012), de vida larga, con baja productividad y maduración lenta. Con tales características demográficas, incluso reducciones muy bajas en sus tasas de supervivencia pueden tener a largo plazo efectos negativos de elevada magnitud en su viabilidad poblacional (Beston et al. 2016; Carrete, Sánchez-Zapata, et al. 2009). Por ejemplo, Carrete, Sánchez-Zapata, et al. (2009) alertan sobre posibles efectos negativos a largo plazo en la población de *Aquila chrysaetos* (águila real) en California, Estados Unidos, dada su tasa de mortalidad por colisiones de 65 aves por año. La especie *Geranoaetus melanoleucus* presenta un alto índice de sensibilidad a colisiones y ha sido detectada su mortalidad en monitoreos de numerosos parques eólicos en Uruguay (Carvalho com. pers., Caballero com. pers.). Teniendo en cuenta el principio de precaución, que fue reconocido como un elemento fundamental de la política ambiental en la Conferencia de Río de 1992, es recomendable considerar la mortalidad recurrente de esta especie en los parques eólicos como un motivo suficiente para establecer las medidas necesarias para evitar, mitigar o compensar la pérdida de individuos por esta causa.

A diferencia de otras causas no naturales de mortalidad de aves (por ejemplo, la intoxicación ilegal en grandes rapaces o las colisiones con vehículos en aves pequeñas) que son difíciles de erradicar o controlar, existen diversas estrategias para mitigar las muertes causadas por los parques eólicos (Carrete, Sánchez-Zapata, et al. 2009; Marques et al. 2014). Sin embargo, la efectividad de cada medida depende las características y los factores que indiquen en el riesgo de colisión de cada especie, por lo que para la mitigación de las colisiones es necesario utilizar modelos de colisión por especie (Marques et al. 2014). A través de una extensa revisión bibliográfica, Marques et al. (2014) identificaron y resumieron una amplia gama de factores que influyen en las colisiones de aves con turbinas eólicas y las estrategias de mitigación disponibles.

La segunda especie con mayor riesgo acumulado a nivel nacional es *Sturnella defilippii* (loica pampeana), lo cual se explica fundamentalmente por su distribución altamente restringida (según su MDE, y coincidente con Azpiroz et al., 2017) y su alto ISE. Esta es una especie amenazada y con una población en el entorno de los 200 individuos en

Uruguay, aislada del otro núcleo poblacional conocido para la especie en el Sur de la provincia de Buenos Aires, Argentina, y fuertemente asociada a pastizales naturales lo cual la hace particularmente susceptible a la modificación de hábitat (Azpiroz et al. 2017).

La especie *S. defilippii* presentó mayor sensibilidad a los impactos por desplazamiento (ISE<sub>D</sub>) que por colisiones (ISE<sub>C</sub>). Los impactos por desplazamiento no representan un incremento permanente en las tasas de mortalidad (dado que el desplazamiento se produce solo una vez), a diferencia de los impactos por colisiones. Sin embargo, el desplazamiento reduce de forma permanente la disponibilidad de hábitat, y en consecuencia el tamaño poblacional de las especies afectadas. Por lo tanto, las estrategias de mitigación de los impactos por desplazamiento requieren compensar la pérdida de los hábitats perturbados por los parques eólicos a través del manejo de hábitats en un sitio adecuado para la especie, y no perturbado, a fin de incrementar su capacidad de carga (Gove et al. 2013; Marques et al. 2014; Zwart et al. 2015).

A diferencia de *Geranoaetus melanoleucus*, la mayor parte (62 %) del IRE acumulado para *Sturnella defilippii* se debió a los aerogeneradores ubicados en áreas de alta sensibilidad, mientras el acumulado por los aerogeneradores ubicados en áreas de conservación fue muy bajo (6 %). Esto pone de relieve la importancia de identificar y restringir la instalación de parques eólicos en las áreas de distribución más importantes para las especies más sensibles, especialmente en el caso de aquellas con sitios de ocurrencia muy escasos y pequeños, como por ejemplo, *Sturnella defilippii*.

Los índices de riesgo (IRE) de las otras cuatro especies fueron notoriamente menores que los de *G. melanoleucus* y *S. defilippii*, lo cual se debe: en el caso *Calidris canutus* a la baja cantidad de aerogeneradores ubicados en zonas costeras (donde habita esta especie); y en el caso de *C. melancoryphus*, *P. dominica* y *X. dominicanus* a sus bajos índices de sensibilidad.

### **Efectividad potencial de las áreas de conservación para proteger a las aves evaluadas**

Se encontró que las áreas de conservación en Uruguay no son suficientes para conservar eficazmente a todas las especies evaluadas, dado que en el caso puntual de *Sturnella defilippii* la mayor parte de sus principales sitios de ocurrencia de no están contenidos en las mismas. Asimismo, las áreas de conservación tampoco son eficientes en tanto la mayor parte de su superficie no presenta alta importancia para las especies evaluadas. Estos resultados indican que la restricción a la instalación de parques eólicos en las áreas de conservación no es potencialmente efectiva para prevenir o mitigar sus impactos sobre las aves, si se utiliza como la única medida territorialmente definida con dicho objetivo.

La eficacia del conjunto de las áreas de conservación fue alta desde el punto de vista de la alta proporción (79 %) de las áreas de alta sensibilidad identificadas para las aves (en adelante, AAS) que contienen. Sin embargo, para el caso *Sturnella defilippii*, sus principales áreas de distribución no están contenidas en ninguna áreas de conservación (según su MDE), por lo que en este caso la eficacia de las áreas de conservación fue baja. *S. defilippii* presenta un área de distribución muy pequeña a nivel nacional (Azpiroz et al. 2017), y es la segunda especie más sensible entre las evaluadas (según su ISE<sub>G</sub>). Por otro lado, la eficiencia de las áreas de conservación es baja dado que solo el 28 % de su superficie está superpuesta con áreas de alta sensibilidad para las aves. Entre las áreas de conservación se destacó la alta eficiencia de los sitios Ramsar, que poseen el 99 % de su superficie superpuesta con áreas de alta sensibilidad para las aves, pero su eficacia por sí sola es relativamente baja dado que sólo que incluyen el 25 % de las mismas.

Complementariamente, en la guía anteriormente también se establece que “*un parque eólico no debería ser causa de la disminución de poblaciones de especies amenazadas o endémicas de la lista de especies prioritarias para la conservación, estén definidas áreas de protección para estas especies o no*”. El enfoque utilizado en el presente trabajo permite la identificación de las áreas importantes para las poblaciones de aves potencialmente más sensibles a los parques eólicos, es decir, áreas de alta sensibilidad. Actualmente, dichas áreas no están identificadas, lo cual limita las posibilidades de predecir si podrían ocurrir o no disminuciones en las poblaciones mencionadas en la guía.

Las áreas de alta sensibilidad identificadas a partir de los mapas de sensibilidad no deberían ser interpretadas como áreas de exclusión para parques eólicos, sino que deberían incidir en los esfuerzos necesarios para realizar estudios de línea de base, estudios de impacto ambiental, monitoreos, así como en el rigor de medidas de mitigación o compensación (Bradbury et al. 2014; Bright et al. 2006; Bright, Langston, Bullman, R. Evans, et al. 2008; Garthe y Hüppop 2004; Mc Guinness et al. 2015). Dicha relativización se debe a los márgenes de incertidumbre asociados a la metodología utilizada para la identificación de las AAS.

### **Índices de sensibilidad de especies y mapeo de la sensibilidad**

La especie más sensible a las colisiones (ISE<sub>C</sub>) fue *Geranoaetus melanoleucus* (Accipitriforme), las especies de Passeriformes y Charadriiformes se ubicaron en posiciones intermedias, y la menos sensible fue *Cygnus melancoryphus* (Anseriforme). En estudios previos se identificó a las aves rapaces, las migratorias y las acuáticas como los grupos con mayores tasas de colisión (Beston et al. 2016; Desholm 2009; Stewart et al. 2007), identificando así a los Passeriformes como un grupo poco susceptible a las colisiones. Sin embargo, coincidiendo con los resultados del presente trabajo, en un metaanálisis de datos de monitoreos publicados en artículos científicos Thaxter et al. (2017) encontraron que los Accipitriformes (águilas y gavilanes), Passeriformes (pájaros), Ciconiiformes (cigüeñas y garzas) y Charadriiformes (aves playeras), estaban entre los órdenes con mayores tasas de colisión. Asimismo, muchas aves acuáticas (e.g. Anseriformes) presentaban bajas tasas de colisión según el mencionado trabajo, lo cual también coincide con los resultados del presente trabajo (caso de *Cygnus melancoryphus*). Es frecuente la subestimación de las tasas de colisión de passeriformes en monitoreos debido a que por su tamaño presentan menores tasas de detección y mayores tasas de desaparición de cadáveres que las especies grandes (Atienza et al. 2011).

Las especies más sensibles al desplazamiento según el ISE<sub>D</sub> son *Sturnella defilippii* y *Xolmis dominicanus*. Su alta sensibilidad al desplazamiento se debe a que ambas son especies amenazadas en Uruguay, a lo cual se suma, en el primer caso su baja abundancia en el país (Azpiroz 2012; Azpiroz et al. 2017) y en el segundo caso su baja tolerancia a hábitats antropizados (según el ITHA implementado en el presente trabajo).

Las áreas de alta sensibilidad identificadas en el presente trabajo (Figura 8) se encuentran fundamentalmente en zonas próximas a las costas, humedales y zonas serranas donde, en el caso de muchas especies (*Calidris canutus*, *Cygnus melancoryphus*, *Pluvialis dominica* y *Xolmis dominicanus*), se concentra la mayor parte de sus poblaciones. Por otro lado, en la zona de la cuesta basáltica, en el centro Norte del país, se observan también múltiples áreas de alta sensibilidad, pero en ese caso se explican fundamentalmente por la alta proporción de la población de *Sturnella defilippii*. A pesar de que dichas áreas

corresponden a una única especie, esta posee un área de distribución muy restringida en el país (Azpiroz et al. 2017) y un alto valor de ISE<sub>G</sub>.

Las áreas de alta sensibilidad identificadas en el presente trabajo para las 6 especies evaluadas no necesariamente son representativas de las áreas de alta sensibilidad si se considerara toda la avifauna uruguaya. Para poder identificar las áreas de alta sensibilidad representativas de todas las especies es necesario agregar al análisis, al menos, las otras especies prioritarias para la conservación con presencia regular en el país y de hábitos terrestres.

Por otro lado, dos de los ocho factores de susceptibilidad a colisiones (“maniobrabilidad en vuelo” y “extensión de movimientos diarios”) fueron puntuados en base a la experiencia del autor para aquellas especies acerca de las cuales no se disponía de información bibliográfica. Para futuros trabajos es recomendable que en estos casos las puntuaciones sean moduladas por grupos de expertos, tal como se realizó en el trabajo de Mc Guinness et al. (2015).

## **Modelos de distribución de especies**

### ***Rendimiento de los modelos de Maxent***

Al examinar visualmente las predicciones de los MDE, se observa en todos los casos un buen ajuste con las distribuciones propuestas por Azpiroz (2012), tanto para la provincia pampeana como para Uruguay. Estudios previos encontraron que los MDE producidos con Maxent poseen una fuerte correlación positiva con los patrones espaciales de abundancia de las especies medidos con datos empíricos independientes (VanDerWal et al., 2009; Weber et al., 2016).

Si bien el programa Maxent proporciona una medida del área bajo la curva (AUC, por sus siglas en inglés) que evalúa la sensibilidad (tasa de omisión de datos de presencia) en función de la especificidad (fracción del área del dominio predicha) de los modelos, éste parámetro no permite validar su realismo ecológico (Fourcade et al. 2014; Lobo et al. 2008; Merow et al. 2013). Los métodos más utilizados para evaluar la discriminación los MDE son el AUC, el coeficiente Kappa y la habilidad estadística verdadera (TSS, por sus siglas en inglés) (Merow et al., 2013). Todos ellos se basan en medidas de la especificidad, es decir, la proporción de ausencias predichas correctamente (Merow et al., 2013). Los MDE basados en datos de solo presencia carecen de información sobre ausencias, por lo que para poder aplicar dichos estadísticos se utilizan los datos de fondo en lugar de datos de ausencias verdaderas (Merow et al., 2013). Sin embargo, los datos de fondo no son equivalentes a las ausencias, e incluso contienen también a los datos de presencia (Fourcade et al. 2014; Lobo et al. 2008; Merow et al. 2013).

En el caso del AUC, en particular, se ha observado que el incremento en el tamaño del dominio espacial utilizado para modelar la distribución de determinada especie causa una inflación artificial en su valor (Lobo et al. 2008). Asimismo, se ha observado que los MDE elaborados a partir de datos de ocurrencia sesgados identifican áreas más pequeñas como adecuadas (es decir, tienen una especificidad más alta), de modo que sus valores de AUC superan artificialmente a los MDE elaborados con datos libres de sesgo (Bystriakova et al. 2012; Hertzog, Besnard, y Jay-Robert 2014; Syfert, Smith, y Coomes 2013). Por lo tanto, cuando se trabaja con datos de ocurrencia sesgados el AUC conduce a conclusiones erróneas sobre el rendimiento de los modelos.

### *Sesgos en los datos de ocurrencia*

Una posible preocupación sobre el conjunto de datos básicos de eBird, como los utilizados en este estudio, es si las especies registradas están correctamente identificadas (Coxen et al., 2017). Existen controles sistemáticos en el sistema de reportes de eBird, donde cada registro enviado por un usuario pasa por una revisión de calidad automatizada, y eventualmente es remitido a un experto regional para su verificación (Sullivan et al. 2014). Se ha comprobado que uso de los datos de ciencia ciudadana de eBird para elaborar modelos con Maxent puede tener un rendimiento predictivo incluso tan alto como los modelos realizados con Maxent a partir de datos de rastreo satelital de individuos (Coxen et al., 2017).

El número de registros utilizado para entrenar los modelos en Maxent puede ser otra fuente de errores en sus predicciones cuando no se alcanza cierto número mínimo (Kramer-Schadt et al. 2013). Van Proosdij et al. (2016) analizaron el número mínimo requerido de registros para obtener un buen desempeño en modelos elaborados para varias especies africanas con muy diversas características ecológicas. Los mismos encontraron que los límites inferiores variaron de 14 para especies con áreas de distribución estrechas a 25 para especies ampliamente dispersas en el continente africano. Las cantidades de registros utilizadas para entrenar los MDE de cada especie en el presente trabajo fueron desde los 38 para una con distribución muy restringida (*Sturnella defilippii*) a 742 para una con distribución muy amplia (*Cygnus melancoryphus*). Por lo tanto, en todos los casos se superó por un amplio margen el número mínimo de registros necesario según el citado trabajo.

Por otro lado, el sesgo de muestreo de las especies también podría perjudicar el desempeño de los modelos. En el presente trabajo se emplearon dos estrategias complementarias para hacer frente al problema del muestreo desigual: el filtrado espacial de los datos de ocurrencia; y la manipulación del muestreo de datos de fondo mediante un archivo de corrección de sesgo de Maxent. Se ha reportado que el filtrado espacial de los datos de ocurrencia suele ser el método que presenta un rendimiento predictivo global más alto (Fourcade et al. 2014; Kramer-Schadt et al. 2013). Sin embargo, para las especies de distribución restringida, la aglutinación espacial de registros puede ser una señal ecológica (Dormann et al. 2007), y el filtrado de los registros puede debilitar la predicción; en estos casos, es preferible utilizar un archivo de corrección de sesgo (Kramer-Schadt et al. 2013). En coincidencia lo anterior, Ranc et al. (2016) indican que las especies de distribución amplia son más vulnerables al sesgo de muestreo, por lo que la corrección del sesgo de muestreo cobra mayor importancia con las mismas.

## Conclusiones y perspectivas

Se encontró que una alta proporción de los aerogeneradores operativos en el país (26 %) se ubican dentro a las áreas de alta sensibilidad identificadas (10 % del territorio nacional), y que los mismos representan un alto riesgo relativo para las aves evaluadas. Esto implica que los criterios utilizados durante selección de sitio y evaluación de impactos ambientales para los parques operativos en Uruguay, no lograron prevenir la acumulación de riesgos sobre las aves más sensibles. Una causa posiblemente importante es que durante las etapas de selección de sitio y evaluación de impactos de los parques eólicos no se contó con restricciones territorialmente definidas con el objetivo específico de proteger a las aves más sensibles de los impactos de los parques eólicos.

Asimismo, las áreas de conservación (28 % del territorio nacional) resultaron potencialmente eficaces para la protección de las áreas importantes para 5 de las 6 especies evaluadas (siendo *Sturnella defilippii* la excepción), y contienen el 79 % de las áreas de alta sensibilidad. Sin embargo, son poco eficientes en tanto la mayor parte de su superficie (72 %) no incluye áreas de alta sensibilidad, es decir, no es importante para las especies más sensibles.

Los índices de sensibilidad de especies y el mapa de sensibilidad se podrían validar, o eventualmente mejorar su calibración, a partir de datos empíricos obtenidos en monitoreos de parques eólicos en Uruguay. Sin embargo, para ello es necesario que los mismos incorporen estaciones de control (ubicadas fuera de la zona de influencia de los parques eólicos), a fin de que permitan establecer relaciones causa-efecto y cuantificar los impactos causados por los parques eólicos sobre las abundancias de las aves. Además, es recomendable que los monitoreos de abundancia se desarrollen en períodos mayores a 5 años, ya que los monitoreos a corto plazo (menor a 5 años) en general no son suficientes para la detección de efectos en las abundancias de las aves (Stewart et al. 2007).

El uso de registros de especies de la base de datos de ciencia ciudadana eBird (Cornell Lab of Ornithology 2016) permitió obtener sufrientes datos de ocurrencia para modelar las distribuciones de todas las especies, los cuales hubieran sido mucho más difíciles de obtener de otro modo. Asimismo, el enorme volumen de datos sobre registros de todas las especies de eBird permitió la elaboración del archivo de corrección del sesgo de muestreo, mediante el enfoque de grupo objetivo (Phillips et al. 2009; Ranc et al. 2016), el cual hubiera sido imposible de obtener de otra manera.

Se recomienda realizar estudios futuros para identificar las especies y áreas más sensibles, así como los grados de riesgo a los que se expone cada especie por los aerogeneradores operativos, tomando como referencia al menos a todas las especies prioritarias para la conservación en Uruguay. Dicha información contribuiría a establecer restricciones territorialmente definidas con el objetivo específico de proteger a las aves más sensibles o establecer criterios para decidir cuándo adoptar medidas de mitigación en los parques operativos, lo cual podría enmarcarse en una evaluación ambiental estratégica.

## Bibliografía

- Aldabe, Joaquín et al. 2013. «Aves». P. Pp. 149-173 en *Especies prioritarias para la conservación en Uruguay. Vertebrados, moluscos continentales y plantas vasculares*, editado por A. Soutullo, C. Clavijo, y J. Martínez-Lanfranco. Montevideo: SNAP/DINAMA/MVOTMA y DICYT/MEC.
- Aldabe, Joaquín, Pablo I. Rocca, Patricia M. González, Diego Caballero-Sadi, y Allan J. Baker. 2015. «Migration of endangered Red Knots *Calidris canutus rufa* in Uruguay: important sites, phenology, migratory connectivity and a mass mortality event». *Wader Study* 122(3):221-35.
- Arballo, E. y J. C. Cravino. 1999. *Aves del Uruguay. Manual Ornitológico. Vol. I*. Montevideo: Edit. Hemisferio Sur.
- Atienza, J. C., I. Martín Fierro, O. Infante, J. Valls, y J. Domínguez. 2011. «Directrices para la evaluación del impacto de los parques eólicos en aves y murciélagos (versión 3.0)». *SEO/BirdLife*.
- Azpiroz, A. B. 2012. *Aves de las pampas y campos de Argentina, Brasil y Uruguay. Una guía de identificación*. Nueva Helvecia, Uruguay: PRESSUR.
- Azpiroz, A. B., M. Alfaro, y S. Jiménez. 2012. *Lista Roja de las Aves del Uruguay: Una evaluación del estado de conservación de la avifauna nacional con base en los criterios de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza. Dirección*. Montevideo: Dirección Nacional de Medio Ambiente.
- Azpiroz, Adrián B., Sebastián Jiménez, y Matilde Alfaro, eds. 2017. *Libro rojo de las aves del Uruguay. Biología y conservación de las aves en peligro de extinción a nivel nacional Categorías "Extinto a Nivel Regional", "En Peligro Crítico" y "En Peligro"*. Montevideo: DINAMA y DINARA.
- Barrios, Luis y Alejandro Rodríguez. 2004. «Behavioural and environmental correlates of soaring-bird mortality at on-shore wind turbines». *Journal of Applied Ecology* 41(1):72-81. Recuperado (<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2664.2004.00876.x>).
- Benito, Blas M., Luis Cayuela, y Fabio S. Albuquerque. 2013. «The impact of modelling choices in the predictive performance of richness maps derived from species-distribution models: Guidelines to build better diversity models». *Methods in Ecology and Evolution* 4(4):327-35.
- Beston, Julie A., Jay E. Diffendorfer, y Scott Loss. 2015. «Insufficient sampling to identify species affected by turbine collisions». *Journal of Wildlife Management* 79(3):513-17.
- Beston, Julie A., Jay E. Diffendorfer, Scott R. Loss, y Douglas H. Johnson. 2016. «Prioritizing avian species for their risk of population-level consequences from wind energy development». *PLoS ONE* 11(3).
- Boria, Robert A., Link E. Olson, Steven M. Goodman, y Robert P. Anderson. 2014. «Spatial filtering to reduce sampling bias can improve the performance of ecological niche models». *Ecological Modelling*.
- Bradbury, Gareth et al. 2014. «Mapping seabird sensitivity to offshore wind farms». *PLoS one* 9(9):e106366. Recuperado 16 de octubre de 2015

- (<http://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0106366>).
- Bradley, Bethany A. y Erica Fleishman. 2008. «Can remote sensing of land cover improve species distribution modelling?» *Journal of Biogeography* 35(7):1158-59. Recuperado 6 de agosto de 2017 (<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2699.2008.01928.x>).
- Brazeiro, A. et al. 2008. «Prioridades Geográficas para la Conservación de la Biodiversidad Pp, de Uruguay. Resumen Ejecutivo». *Proyecto PDT 32-26* 48.
- Bright, J. A. et al. 2006. *Bird Sensitivity Map to provide locational guidance for onshore wind farms in Scotland*. Bedfordshire: The Royal Society for the Protection of Birds.
- Bright, J. A., R. H. W. Langston, R. Bullman, R. Evans, et al. 2008. «Map of bird sensitivities to wind farms in Scotland: A tool to aid planning and conservation». *Biological Conservation* 141(9):2342-56. Recuperado 24 de agosto de 2014 (<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0006320708002322>).
- Bright, J. A., R. H. W. Langston, R. Bullman, R. J. Evans, y S. Gardner. 2008. «Spatial overlap of wind farms on peatland with sensitive areas for birds». *Mires and Peat* 4(7):1-12. Recuperado (<http://www.mires-and-peat.net/>).
- Brussa, C. A. y I. A. Grela. 2007. *Flora arbórea del Uruguay: con énfasis en las especies de Rivera y Tacuarembó Montevideo (Uruguay)*. COFUSA.
- Bystriakova, Nadia, Mykyta Peregrym, Roy H. J. Erkens, Olesya Bezsmertna, y Harald Schneider. 2012. «Sampling bias in geographic and environmental space and its effect on the predictive power of species distribution models». *Systematics and Biodiversity* 10(3):305-15. Recuperado 5 de septiembre de 2018 (<http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/14772000.2012.705357>).
- Cal, Adrián et al. 2011. *Mapa de cobertura del suelo de Uruguay*. Gobierno de la República Oriental del Uruguay, Sistema de Naciones Unidas en Uruguay.
- Cao, Bo, Chengke Bai, Linlin Zhang, Guishuang Li, y Mingce Mao. 2016. «Modeling habitat distribution of *Cornus officinalis* with Maxent modeling and fuzzy logics in China». *Journal of Plant Ecology* rtw009. Recuperado (<http://jpe.oxfordjournals.org/content/early/2016/02/07/jpe.rtw009.abstract>).
- Carrete, Martina, José A. Sánchez-Zapata, José R. Benítez, Manuel Lobón, y José A. Donázar. 2009. «Large scale risk-assessment of wind-farms on population viability of a globally endangered long-lived raptor». *Biological Conservation* 142(12):2954-61. Recuperado (<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2009.07.027>).
- Carrete, Martina, José L. Tella, Guillermo Blanco, y Marcelo Bertellotti. 2009. «Effects of habitat degradation on the abundance, richness and diversity of raptors across Neotropical biomes». *Biological Conservation* 142(10):2002-11. Recuperado (<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.012>).
- Castaño, José Pedro, Agustín Giménez, Mauricio Ceroni, José Furest, y Rossina Aunchayna. 2011. *Caracterización agroclimática del Uruguay 1980-2009*. Montevideo, Uruguay: INIA.
- Cord, Anna F., Doris Klein, David S. Gernandt, Jorge A. Pérez de la Rosa, y Stefan Dech. 2014. «Remote sensing data can improve predictions of species richness by stacked species distribution models: a case study for Mexican pines» editado por M. McGeoch. *Journal of Biogeography* 41(4):736-48. Recuperado 6 de agosto de 2017 (<http://doi.wiley.com/10.1111/jbi.12225>).

- Cornell Lab of Ornithology. 2016. *eBird Basic Dataset. Version: EBD\_relAug-2016*. Ithaca, New York.
- Coxen, Christopher L., Jennifer K. Frey, Scott A. Carleton, y Daniel P. Collins. 2017. «Species distribution models for a migratory bird based on citizen science and satellite tracking data». *Global Ecology and Conservation* 11:298-311. Recuperado (<http://dx.doi.org/10.1016/j.gecco.2017.08.001>).
- Decreto N° 349. 2005. *Reglamento de evaluación de impacto ambiental y autorizaciones ambientales*.
- Desholm, Mark. 2009. «Avian sensitivity to mortality: prioritising migratory bird species for assessment at proposed wind farms». *Journal of environmental management* 90(8):2672-79. Recuperado (<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/19299065>).
- Devereux, Claire L., Matthew J. H. Denny, y Mark J. Whittingham. 2008. «Minimal effects of wind turbines on the distribution of wintering farmland birds». *Journal of Applied Ecology* 45(6):1689-94. Recuperado 6 de noviembre de 2014 (<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2664.2008.01560.x>).
- DINAMA. 2015. *Guía para la evaluación de impacto ambiental de parques eólicos*. Ministerio de Vivienda Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente del Uruguay.
- DINAMA, DNE, y UTE. 2016. *Guía para el monitoreo de aves y murciélagos en Parques Eólicos*.
- DNE. 2017. «Mapas energéticos». *Dirección Nacional de Energía, Ministerio de Industria, Energía y Minería*. Recuperado ([http://www.miem.gub.uy/web/energia/publicaciones-y-estadisticas/-/asset\\_publisher/PAM24wQxw0zB/content/mapas-energeticos-actualizacion-abril-2017](http://www.miem.gub.uy/web/energia/publicaciones-y-estadisticas/-/asset_publisher/PAM24wQxw0zB/content/mapas-energeticos-actualizacion-abril-2017)).
- Dormann, Carsten F. et al. 2007. «Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: A review». *Ecography* 30(5):609-28.
- Drewitt, A. L. y R. H. W. Langston. 2006. «Assessing the impacts of wind farms on birds». *Ibis* 148:29-42. Recuperado (<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1474-919X.2006.00516.x>).
- Drewitt, A. L. y R. H. W. Langston. 2008. «Collision effects of wind-power generators and other obstacles on birds». *Annals of the New York Academy of Sciences* 1134:233-66. Recuperado 24 de octubre de 2014 (<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/18566097>).
- Eichhorn, Marcus y Martin Drechsler. 2010. «Spatial Trade-Offs between Wind Power Production and Bird Collision Avoidance in Agricultural Landscapes». *Ecology and Society* 15(2).
- Elith, Jane et al. 2011. «A statistical explanation of MaxEnt for ecologists». *Diversity and Distributions* 17(1):43-57.
- Elith, Jane, Michael Kearney, y Steven J. Phillips. 2010. «The art of modelling range-shifting species». *Methods in Ecology and Evolution* 1(4):330-42. Recuperado (<http://dx.doi.org/10.1111/j.2041-210X.2010.00036.x>)  
<http://onlinelibrary.wiley.com/store/10.1111/j.2041-210X.2010.00036.x/asset/j.2041-210X.2010.00036.x.pdf?v=1&t=hr1hwru3&s=48e17a701a52d91fbecae111ba2dfea8a8912197>).

- Fourcade, Yoan, Jan O. Engler, Dennis Rödder, y Jean Secondi. 2014. «Mapping species distributions with MAXENT using a geographically biased sample of presence data: A performance assessment of methods for correcting sampling bias». *PLoS ONE* 9(5):1-13.
- Franklin, Janet. 2009. *Mapping species distributions: spatial inference and prediction*. Cambridge University Pres.
- Furness, R. W. y M. L. Tasker. 2000. «Seabird-fishery Interactions: Quantifying the Sensitivity of Seabirds to Reductions in Sandeel Abundance, and Identification of Key Areas for Sensitive Seabirds in the North Sea». *Mar Ecol Prog Ser* 202:253-64.
- Furness, Robert W., Helen M. Wade, y Elizabeth A. Masden. 2013. «Assessing vulnerability of marine bird populations to offshore wind farms.» *Journal of environmental management* 119:56-66. Recuperado 9 de julio de 2014 (<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/23454414>).
- Garthe, Stefan y Ommo Hüppop. 2004. «Scaling possible adverse effects of marine wind farms on seabirds: Developing and applying a vulnerability index». *Journal of Applied Ecology* 41(4):724-34.
- Gove, B., R. H. W. Langston, A. McCluskie, J. D. Pullan, y I. Scrase. 2013. *Wind farms and birds: an updated analysis of the effects of wind farms on bird, and best practice guidance on integrated planning and impact assesment*.
- Hansen, M. C. C. et al. 2013. «High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change». *Science* 342(November):850-54.
- Hengl, Tomislav et al. 2017. *SoilGrids250m: Global Gridded Soil Information Based on Machine Learning*.
- Herkt, K. Matthias B., Günter Barnikel, Andrew K. Skidmore, y Jakob Fahr. 2016. «A high-resolution model of bat diversity and endemism for continental Africa». *Ecological Modelling* 320:9-28.
- Hertzog, Lionel R., Aurélien Besnard, y Pierre Jay-Robert. 2014. «Field validation shows bias-corrected pseudo-absence selection is the best method for predictive species-distribution modelling» editado por D. M. Richardson. *Diversity and Distributions* 20(12):1403-13. Recuperado 5 de septiembre de 2018 (<http://doi.wiley.com/10.1111/ddi.12249>).
- Hijmans, Robert J., Susan E. Cameron, Juan L. Parra, Peter G. Jones, y Andy Jarvis. 2005. «Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas». *International Journal of Climatology* 25(15):1965-78.
- Kottek, Markus, Jürgen Grieser, Christoph Beck, Bruno Rudolf, y Franz Rubel. 2006. «World map of the Köppen-Geiger climate classification updated». *Meteorologische Zeitschrift* 15(3):259-63.
- Kramer-Schadt, Stephanie et al. 2013. «The importance of correcting for sampling bias in MaxEnt species distribution models». *Diversity and Distributions* 19(11):1366-79.
- Kunz, Thomas H. et al. 2007. «Assessing Impacts of Wind-Energy Development on Nocturnally Active Birds and Bats: A Guidance Document». *Journal of Wildlife Management* 71(8):2449-86. Recuperado 3 de septiembre de 2014 (<http://www.bioone.org/doi/abs/10.2193/2007-270>).

- Langston, R. H. W. y J. D. Pullan. 2003. *Windfarms and Birds: An analysis of the effects of windfarms on birds , and guidance on environmental assessment criteria and site selection issues*. Strasbourg: Report T-PVS/Inf (2003) 12, by BirdLife International to the Council of Europe, Bern Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats. RSPB/BirdLife in the UK.
- Laranjeiro, Tiago, Roel May, y Francesca Verones. 2018. «Impacts of onshore wind energy production on birds and bats: recommendations for future life cycle impact assessment developments». *The International Journal of Life Cycle Assessment*. Recuperado (<https://doi.org/10.1007/s11367-017-1434-4>).
- Lobo, Jorge M., Alberto Jiménez-Valverde, y Raimundo Real. 2008. «AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models». *Global Ecology and Biogeography* 17(2):145-51. Recuperado 24 de diciembre de 2017 (<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1466-8238.2007.00358.x>).
- De Lucas, Manuela, Miguel Ferrer, Marc J. Bechard, y Antonio R. Muñoz. 2012. «Griffon vulture mortality at wind farms in southern Spain: Distribution of fatalities and active mitigation measures». *Biological Conservation* 147(1):184-89. Recuperado (<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0006320711004927>).
- De Lucas, Manuela, G. F. E. Janss, D. P. Whitfield, y Miguel Ferrer. 2008. «Collision fatality of raptors in wind farms does not depend on raptor abundance». *Journal of Applied Ecology* 45(6):1695-1703. Recuperado 14 de julio de 2014 (<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2664.2008.01549.x>).
- Marques, Ana Teresa et al. 2014. «Understanding bird collisions at wind farms: An updated review on the causes and possible mitigation strategies». *Biological Conservation* 179:40-52. Recuperado (<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2014.08.017>).
- Masden, Elizabeth A. et al. 2009. «Barriers to movement: impacts of wind farms on migrating birds». *Journal of Marine Science* 66:746-53.
- Masden, Elizabeth A., Anthony D. Fox, Robert W. Furness, Rhys Bullman, y Daniel T. Haydon. 2010. «Cumulative impact assessments and bird/wind farm interactions: Developing a conceptual framework». *Environmental Impact Assessment Review* 30(1):1-7. Recuperado 10 de julio de 2014 (<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0195925509000857>).
- Mc Guinness, S. et al. 2015. *Bird Sensitivity Mapping for Wind Energy Developments and Associated Infrastructure in the Republic of Ireland*. Wicklow, Kilcoole: BirdWarch Ireland. Recuperado ([http://www.birdwatchireland.ie/portals/0/POLICY/Guidance\\_document.pdf](http://www.birdwatchireland.ie/portals/0/POLICY/Guidance_document.pdf)).
- McCarthy, Michael a, Rebecca Citroen, y Sarah C. McCall. 2008. «Allometric scaling and Bayesian priors for annual survival of birds and mammals». *The American Naturalist* 172(2):216-22.
- Merow, Cory, Matthew J. Smith, y John A. Silander. 2013. «A practical guide to MaxEnt for modeling species' distributions: What it does, and why inputs and settings matter». *Ecography* 36(10):1058-69.
- Meyer, Carolyn B. y Wilfried Thuiller. 2006. «Accuracy of resource selection functions across spatial scales». *Diversity and Distributions* 12(3):288-97.
- Michalena, Evanthe y Jeremy Maxwell Hills. 2013. «Renewable energy governance:

- Complexities and challenges». *Lecture Notes in Energy* 23:203-15.
- Morrone, Juan J. 2014. «Biogeographical regionalisation of the Neotropical Region». *Zootaxa* 3782(1):001-110.
- MVOTMA. s. f. «Geoservicios - Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente». Recuperado (<https://www.dinama.gub.uy/geoservicios/>).
- Newton, Ian, Michael J. Mcgrady, y Madan K. Oli. 2016. «A review of survival estimates for raptors and owls». *Ibis* 158(2):227-48.
- Pearce-Higgins, J. W., L. Stephen, R. H. W. Langston, y J. A. Bright. 2008. «Assessing the cumulative impacts of wind farms on peatland birds: a case study of golden plover *Pluvialis apricaria* in Scotland». *Mires and Peat* 4:1-13.
- Pearce-Higgins, J. W., Leigh Stephen, Rowena H. W. Langston, Ian P. Bainbridge, y Rhys Bullman. 2009. «The distribution of breeding birds around upland wind farms». *Journal of Applied Ecology* 1323-31. Recuperado 20 de agosto de 2014 (<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2664.2009.01715.x>).
- PEEU. s. f. «Parques en Uruguay». *Programa de Energía Eólica, Ministerio de Industria, Energía y Minería*. Recuperado 22 de abril de 2018 (<http://www.energiaeolica.gub.uy/>).
- Phillips, Steven J. 2006. «Una breve guía didáctica sobre MaxEnt». 32.
- Phillips, Steven J. et al. 2009. «Sample selection bias and presence-only distribution models: Implications for background and pseudo-absence data». *Ecological Applications* 19(1):181-97.
- Phillips, Steven J., Robert P. Anderson, Miroslav Dudík, Robert E. Schapire, y Mary E. Blair. 2017. «Opening the black box: an open-source release of Maxent. Accepted Article». *Ecography* 40(7):887-93.
- Phillips, Steven J., Robert P. Anderson, y Robert E. Schapire. 2006. «Maximum entropy modeling of species geographic distributions». *Ecological Modelling* 190:231-59.
- Phillips, Steven J., Miroslav Dudík, y Robert E. Schapire. s. f. «Maxent software for modeling species niches and distributions (Version 3.4.1)». Recuperado 10 de mayo de 2018 ([http://biodiversityinformatics.amnh.org/open\\_source/maxent/](http://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent/)).
- van Proosdij, André S. J., Marc S. M. Sosef, Jan J. Wieringa, y Niels Raes. 2016. «Minimum required number of specimen records to develop accurate species distribution models». *Ecography* 39(6):542-52.
- Ranc, Nathan et al. 2016. «Performance tradeoffs in target-group bias correction for species distribution models». *Ecography* 39:001-012.
- Renner, Ian W. et al. 2015. «Point process models for presence-only analysis». *Methods in Ecology and Evolution* 6(4):366-79.
- Retief, F. P. et al. 2012. *Avian Wind Farm Sensitivity Map for South Africa: Criteria and Procedures Used*. Johannesburg.
- Robinson, Natalie, James Regetz, y Robert P. Guralnick. 2014. «EarthEnv-DEM90: A nearly-global, void-free, multi-scale smoothed, 90m digital elevation model from fused ASTER and SRTM data». *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 87:57-67. Recuperado (<http://dx.doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2013.11.002>).
- Rocha, Gabriel. 2008. *Aves del Uruguay. El país de los pájaros pintados*. Tercera ed.

- Montevideo: Edit. Banda Oriental.
- Sæther, Bernt-Erik. 1989. «Survival rates in relation to body weight in European birds». *Ornis Scandinavica* 20(1):13-21.
- Saidur, R., N. A. Rahim, M. R. Islam, y K. H. Solangi. 2011. «Environmental impact of wind energy». *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 15(5):2423-30. Recuperado (<http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2011.02.024>).
- Schuster, Eva, Lea Bulling, y Johann Köppel. 2015. «Consolidating the State of Knowledge: A Synoptical Review of Wind Energy's Wildlife Effects». *Environmental Management* 56(2):300-331.
- SEG Ingeniería. 2018. «Uruguay es el segundo país con mayor participación de energía eólica». *Indicadores energéticos*, septiembre. Recuperado ([www.segingeneria.com](http://www.segingeneria.com)).
- Servicio Geográfico Militar. 2012. «Límites Nacionales Terrestres 1/250.000». Recuperado (<http://www.sgm.gub.uy/geonetwork/srv/es/metadata.show?id=8095>).
- SNAP. 2015. *Plan Estratégico 2015 - 2020*.
- Sowmya, K. y K. S. Jayappa. 2016. «Environmental sensitivity mapping of the coast of Karnataka, west coast of India». *Ocean and Coastal Management* 121:70-87.
- Stevens, T. K., A. M. Hale, K. B. Karsten, y V. J. Bennett. 2013. «An analysis of displacement from wind turbines in a wintering grassland bird community». *Biodiversity and Conservation* 22(8):1755-67.
- Stewart, G. B., A. S. Pullin, y C. F. Coles. 2007. «Poor evidence-base for assessment of windfarm impacts on birds». *Environmental Conservation* 34(1):1. Recuperado 14 de noviembre de 2014 ([http://www.journals.cambridge.org/abstract\\_S0376892907003554](http://www.journals.cambridge.org/abstract_S0376892907003554)).
- Sullivan, Brian L. et al. 2014. «The eBird enterprise: An integrated approach to development and application of citizen science». *Biological Conservation* 169:31-40. Recuperado (<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2013.11.003>).
- Syfert, Mindy M., Matthew J. Smith, y David A. Coomes. 2013. «The Effects of Sampling Bias and Model Complexity on the Predictive Performance of MaxEnt Species Distribution Models» editado por D. L. Roberts. *PLoS ONE* 8(2):e55158. Recuperado 5 de septiembre de 2018 (<http://dx.plos.org/10.1371/journal.pone.0055158>).
- Tierney, N., A. Murray, S. Cummins, S. Egan, y S. Lauder. 2012. *Bird Sensitivity Map for Ireland: a tool to aid planning and conservation in relation to Wind Energy*. Ireland: BirdWatch Ireland Unit & Sustainable Energy Authority of Ireland (SEAI).
- Tri, Doan Quang, Nguyen Cao Don, Chen Yi Ching, y P. K. Mishra. 2015. «Application of environmental sensitivity index (ESI) maps of shorelines to coastal oil spills: a case study of Cat Ba Island, Vietnam». *Environmental Earth Sciences* 74(4):3433-51.
- Tuanmu, Mao Ning y Walter Jetz. 2014. «A global 1-km consensus land-cover product for biodiversity and ecosystem modelling». *Global Ecology and Biogeography* 23(9):1031-45.
- IUCN. 2017. *The IUCN red list of threatened species, 2017-3*. IUCN Global Species Programme Red List Unit. Recuperado (<http://www.iucnredlist.org/>).

- VanDerWal, J., L. P. Shoo, C. N. Johnson, y S. E. Williams. 2009. «Abundance and the Environmental Niche: Environmental Suitability Estimated from Niche Models Predicts the Upper Limit of Local Abundance». *American Naturalist* 174(2):282-91.
- Wang, Shifeng y Sicong Wang. 2015. «Impacts of wind energy on environment: A review». *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 49:437-43.
- Wang, Shifeng, Sicong Wang, y Pete Smith. 2015. «Ecological impacts of wind farms on birds: Questions, hypotheses, and research needs». *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 44:599-607. Recuperado 4 de marzo de 2016 (<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1364032115000416>).
- Weber, Marcelo M., Richard D. Stevens, José Alexandre F. Diniz-Filho, y Carlos Eduardo V. Grelle. 2016. «Is there a correlation between abundance and environmental suitability derived from ecological niche modelling? A meta-analysis». *Journal of Avian*.
- Williams, J. M., Mark L. Tasker, I. C. Carter, y A. Webb. 1995. «A method of assessing seabird vulnerability to surface pollutants». *Ibis* 137:147-52. Recuperado (<http://dx.doi.org/10.1111/j.1474-919X.1995.tb08435.x>).
- Yang, Xue Qing, S. P. S. Kushwaha, S. Saran, Jianchu Xu, y P. S. Roy. 2013. «Maxent modeling for predicting the potential distribution of medicinal plant, *Justicia adhatoda* L. in Lesser Himalayan foothills». *Ecological Engineering* 51:83-87. Recuperado (<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.12.004>).
- Zwart, Mieke C. 2014. «Disturbance effects of wind farms on birds (PhD thesis)». School of Biology, Newcastle University.
- Zwart, Mieke C., A. J. McKenzie, J. Minderman, y Mark J. Whittingham. 2016. «Conflicts Between Birds and On-Shore Wind Farms». Pp. 489-504 en *Problematic Wildlife*, editado por F. M. Angelici. Springer International Publishing Switzerland. Recuperado (<http://link.springer.com/10.1007/978-3-319-22246-2>).
- Zwart, Mieke C., Peter Robson, Sarah Rankin, Mark J. Whittingham, y Philip J. K. McGowan. 2015. «Using environmental impact assessment and post-construction monitoring data to inform wind energy developments». *Ecosphere* 6(2):1-11. Recuperado (<http://dx.doi.org/10.1890/ES14-00331.1>).

## Anexo A: Pruebas de correlación entre variables ambientales

Los colores de fondo de las celdas indican alta correlación positiva (rojos), alta correlación negativa (azules) y baja correlación (blancos). Los valores de correlación  $\geq |0,8|$  se destacan con caracteres blancos. Las referencias de las variables se presentan al final del Anexo.

2	-0,39												
3	0,42	0,22											
4	-0,63	0,84	-0,33										
5	0,34	0,63	0,25	0,47									
6	0,84	-0,81	0,23	-0,91	-0,15								
7	-0,54	0,95	-0,08	0,96	0,57	-0,90							
8	0,85	0,03	0,28	-0,14	0,74	0,48	-0,06						
9	0,96	-0,61	0,41	-0,83	0,08	0,95	-0,75	0,67					
10	0,74	-0,70	0,34	-0,87	-0,14	0,91	-0,82	0,39	0,87				
11	0,80	-0,51	0,39	-0,72	0,08	0,82	-0,64	0,56	0,85	0,88			
12	0,57	-0,74	0,24	-0,84	-0,30	0,83	-0,82	0,19	0,74	0,93	0,66		
13	-0,25	0,77	0,09	0,68	0,47	-0,66	0,75	0,10	-0,46	-0,69	-0,32	-0,87	
14	0,81	-0,55	0,43	-0,77	0,03	0,85	-0,69	0,54	0,88	0,91	0,98	0,72	
15	0,57	-0,75	0,24	-0,85	-0,30	0,84	-0,83	0,19	0,74	0,93	0,66	0,99	
16	0,77	-0,49	0,45	-0,73	0,02	0,78	-0,64	0,50	0,82	0,85	0,94	0,64	
17	0,56	-0,77	0,23	-0,87	-0,35	0,84	-0,85	0,15	0,73	0,91	0,63	0,98	
18	0,15	-0,16	0,03	-0,18	-0,04	0,19	-0,17	0,08	0,18	0,18	0,13	0,18	
19	0,33	-0,31	0,18	-0,40	-0,09	0,40	-0,37	0,14	0,38	0,39	0,32	0,37	
20	0,33	-0,32	0,16	-0,40	-0,09	0,41	-0,38	0,15	0,39	0,39	0,31	0,38	
21	0,04	-0,13	-0,11	-0,07	-0,08	0,08	-0,10	0,01	0,05	0,02	0,01	0,03	
22	-0,23	0,41	0,05	0,37	0,20	-0,37	0,39	-0,08	-0,30	-0,39	-0,48	-0,26	
23	-0,29	0,31	-0,06	0,35	0,07	-0,37	0,34	-0,16	-0,34	-0,40	-0,45	-0,30	
24	0,00	-0,06	-0,05	-0,03	-0,06	0,02	-0,05	-0,02	0,01	0,01	0,02	0,02	
25	-0,13	0,00	0,01	0,00	-0,15	-0,08	0,00	-0,16	-0,10	0,00	0,15	-0,11	
26	0,31	-0,25	-0,03	-0,22	0,10	0,34	-0,24	0,28	0,33	0,36	0,23	0,38	
27	-0,08	0,36	0,52	0,05	0,03	-0,23	0,20	-0,11	-0,10	-0,03	0,00	-0,03	
28	0,24	-0,35	0,30	-0,49	-0,27	0,39	-0,44	-0,03	0,35	0,49	0,30	0,55	
29	0,38	-0,48	0,10	-0,50	-0,14	0,55	-0,52	0,17	0,48	0,57	0,36	0,65	
30	-0,59	0,67	-0,16	0,75	0,16	-0,80	0,74	-0,29	-0,72	-0,86	-0,74	-0,81	
31	0,44	-0,23	0,50	-0,48	0,00	0,46	-0,38	0,23	0,49	0,58	0,55	0,54	
32	0,23	-0,62	-0,20	-0,49	-0,33	0,50	-0,57	-0,01	0,37	0,43	0,32	0,46	
33	0,20	-0,56	-0,16	-0,46	-0,33	0,45	-0,52	-0,04	0,32	0,38	0,27	0,42	
34	-0,69	0,65	-0,35	0,83	0,17	-0,84	0,77	-0,33	-0,81	-0,89	-0,72	-0,87	
35	-0,64	0,69	-0,25	0,81	0,18	-0,84	0,78	-0,30	-0,78	-0,90	-0,76	-0,85	
36	-0,33	0,16	-0,23	0,27	-0,08	-0,31	0,22	-0,25	-0,33	-0,33	-0,54	-0,14	
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	

14	-0,36												
15	-0,88	0,72											
16	-0,26	0,97	0,63										
17	-0,87	0,69	0,99	0,61									
18	-0,15	0,15	0,18	0,14	0,18								
19	-0,28	0,34	0,38	0,33	0,39	0,17							
20	-0,29	0,34	0,38	0,32	0,40	0,64	0,87						
21	-0,05	0,01	0,03	0,00	0,05	-0,02	-0,03	-0,04					
22	0,15	-0,48	-0,25	-0,50	-0,25	-0,03	-0,04	-0,05	-0,06				
23	0,17	-0,46	-0,29	-0,47	-0,28	-0,06	-0,11	-0,11	0,00	0,34			
24	-0,02	0,01	0,01	0,02	0,01	-0,01	-0,01	-0,01	0,00	-0,02	0,00		
25	0,20	0,14	-0,13	0,22	-0,14	-0,12	-0,21	-0,22	-0,24	-0,62	-0,40	-0,08	
26	-0,40	0,24	0,40	0,15	0,38	0,06	0,01	0,04	-0,09	-0,05	0,00	-0,07	
27	0,28	0,04	-0,04	0,09	-0,03	-0,01	0,05	0,04	-0,12	0,22	0,14	-0,03	
28	-0,43	0,36	0,55	0,34	0,57	0,20	0,49	0,48	-0,07	-0,04	-0,06	-0,01	
29	-0,65	0,37	0,66	0,27	0,64	0,14	0,29	0,30	0,16	-0,04	-0,07	0,01	
30	0,68	-0,77	-0,82	-0,71	-0,79	-0,18	-0,37	-0,38	-0,03	0,37	0,40	-0,01	
31	-0,30	0,55	0,54	0,52	0,50	0,01	0,18	0,15	-0,04	-0,21	-0,19	-0,05	
32	-0,54	0,31	0,47	0,26	0,47	0,11	0,21	0,22	0,32	-0,24	-0,22	-0,01	
33	-0,49	0,26	0,43	0,22	0,43	0,14	0,24	0,26	0,38	-0,18	-0,16	-0,01	
34	0,65	-0,78	-0,88	-0,71	-0,89	-0,23	-0,44	-0,46	-0,05	0,27	0,30	0,00	
35	0,68	-0,80	-0,86	-0,73	-0,85	-0,22	-0,45	-0,46	0,00	0,34	0,37	0,00	
36	-0,05	-0,50	-0,13	-0,54	-0,09	0,08	0,02	0,06	0,17	0,55	0,41	0,05	
	<b>13</b>	<b>14</b>	<b>15</b>	<b>16</b>	<b>17</b>	<b>18</b>	<b>19</b>	<b>20</b>	<b>21</b>	<b>22</b>	<b>23</b>	<b>24</b>	

26	-0,42												
27	-0,04	-0,06											
28	-0,17	0,22	0,37										
29	-0,41	0,42	-0,06	0,45									
30	0,07	-0,45	0,08	-0,46	-0,58								
31	0,11	0,10	0,28	0,36	0,35	-0,40							
32	-0,22	0,13	-0,35	0,09	0,53	-0,51	0,11						
33	-0,27	0,06	-0,29	0,14	0,55	-0,44	0,11	0,97					
34	0,17	-0,40	-0,12	-0,60	-0,61	0,79	-0,47	-0,43	-0,40				
35	0,09	-0,39	0,00	-0,52	-0,63	0,88	-0,39	-0,48	-0,44	0,89			
36	-0,60	0,10	0,13	0,06	0,14	0,27	-0,50	-0,01	0,06	0,09	0,13		
	<b>25</b>	<b>26</b>	<b>27</b>	<b>28</b>	<b>29</b>	<b>30</b>	<b>31</b>	<b>32</b>	<b>33</b>	<b>34</b>	<b>35</b>		

Referencias: **1)** Bio1, Temperatura media anual; **2)** Bio2, Intervalo diurno promedio; **3)** Bio3, Isotherma; **4)** Bio4, Estacionalidad de temperatura; **5)** Bio5, Temperatura máxima del mes más cálido; **6)** Bio6, Temperatura mínima del mes más frío; **7)** Bio7, Rango anual de temperatura; **8)** Bio10, Temperatura media del trimestre más cálido; **9)** Bio11, Temperatura media del trimestre más frío; **10)** Bio12, Precipitación anual; **11)** Bio13, Precipitación del mes más húmedo; **12)** Bio14, Precipitación del mes más seco; **13)** Bio15, Estacionalidad de precipitación; **14)** Bio16, Precipitación del trimestre más húmedo; **15)** Bio17, Precipitación del trimestre más seco; **16)** Bio18, Precipitación del trimestre más cálido; **17)** Bio19, Precipitación del trimestre más frío; **18)** Área cubierta por árboles no persistentes entre 2000 y 2014; **19)** Área cubierta por árboles persistentes entre 2000 y 2014; **20)** Área cubierta por árboles total en 2014; **21)** Área cubierta por aguas abiertas; **22)** Área cubierta por arbustos; **23)** Área cubierta por suelo desnudo; **24)** Área cubierta por suelo urbano o construido; **25)** Área cubierta por vegetación cultivada o manejada; **26)** Área cubierta por vegetación herbácea (gramíneas); **27)** Elevación promedio (en 100 cuadrículas por píxel); **28)** Índice de irregularidad del terreno promedio

(en 100 cuadrículas por píxel); **29**) Profundidad absoluta de la roca madre; **30**) Densidad aparente en fracción fina del suelo (profundidad entre 0,05 m y 0,15 m); **31**) Contenido de arcilla (0 a 2  $\mu\text{m}$ ) fracción de masa (profundidad 0,05-0,15 m); **32**) Reservas de carbono orgánico del suelo en ton/ha (profundidad 0,05-0,15 m); **33**) Contenido de carbono orgánico en fracción fina del suelo en g/kg (profundidad 0,05-0,15 m); **34**) pH del suelo en  $\text{H}_2\text{O}$  (profundidad 0,05-0,15 m); **35**) pH del suelo en KCl (profundidad 0,05-0,15 m); **36**) Contenido de arena (50 a 2.000  $\mu\text{m}$ ) fracción de masa (profundidad 0,05-0,15 m).

## Anexo B: Cálculos realizados para determinar factores de sensibilidad

### Tolerancia a hábitats antropizados

La Tabla 1 presenta los índices de tolerancia a hábitats antropizados de las especies. La especie más tolerante, según el índice de tolerancia a hábitats antropizados, es *Cygnus melancoryphus* y la menos tolerante es *Xolmis dominicanus*. En la Figura 1 se muestra el mapa de antropización relativa en el cual se observa que los sitios menos antropizados se encuentran principalmente en las praderas del centro y Norte del país, en menor medida en la cuchilla Grande. Los cálculos realizados se describen en la sección “Métodos”.

Tabla 1: Índice de tolerancia a hábitats antropizados.

Especie	Tolerancia a hábitats antropizados
<i>Calidris canutus</i>	3,9
<i>Cygnus melancoryphus</i>	8,9
<i>Geranoaetus melanoleucus</i>	2,9
<i>Pluvialis dominica</i>	2,9
<i>Sturnella defilippii</i>	5,7
<i>Xolmis dominicanus</i>	2,8

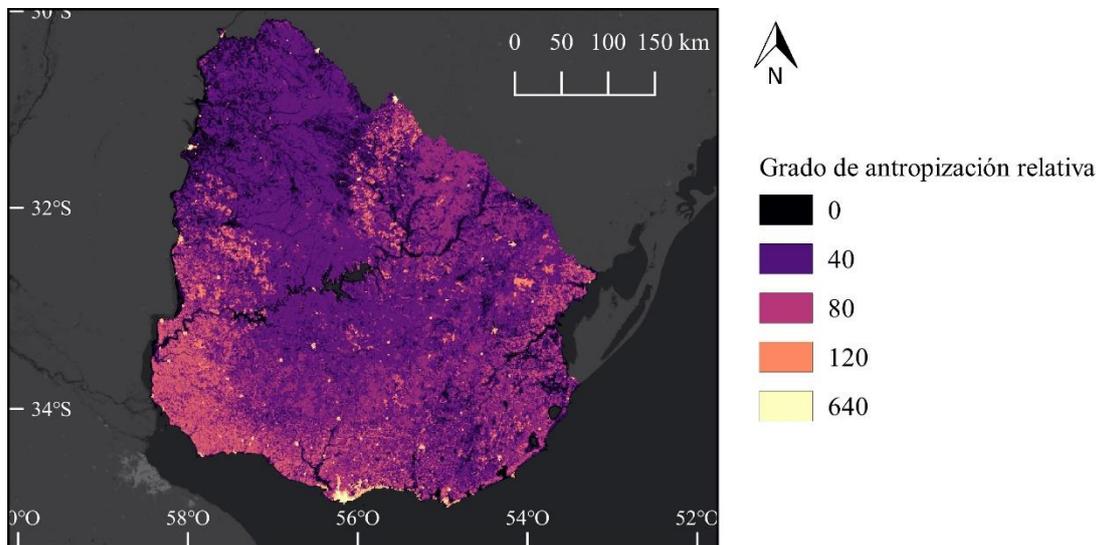


Figura 1: Mapa antropización relativa.

## Tasa anual de supervivencia de adultos (TASA)

En algunas especies la TASA fue determinada a partir de trabajos que la estiman directamente, o en su defecto, fue inferida a partir de las TASA de otras especies filogenéticamente cercanas. Los cálculos realizados se describen en la sección “Métodos”.

### *Calidris canutus*

Estudios previos estimaron la TASA de *Calidris canutus rufa* en 0,890 para la población que reside en Florida, EEUU durante el verano boreal (Schwarzer et al., 2012).

### *Cygnus melancoryphus*

La masa corporal es de 5.550 g en machos y 4.000 g en hembras, lo que da una media de 4.775 g (Dunning, 2008). En la Tabla 1 se presentan los datos utilizados para inferir la TASA.

Tabla 1: TASA inferida para *C. melancoryphus* a partir de las TASA y masas corporales de otras especies del género *Cygnus*. Citas: 1) Haapanen (1991); 2) Nichols et al., (1992); 3) Krentz et al., (1997); 4) McCleery et al. (2002). Las masas corporales de todas las especies fueron obtenidas de Dunning (2008).

Especie	TASA	Masa (g)	TASA inferida
<i>C. cygnus</i>	0,880 <sup>1</sup>	9.350	0,770
<i>C. columbianus</i>	0,920 <sup>2</sup>	6.750 (7.200 macho – 6.300 hembra)	0,860
<i>C. buccinator</i>	0,800 <sup>3</sup>	11.100 (11.900 macho – 10.300 hembra)	0,676
<i>C. atratus</i>	0,843 <sup>3</sup>	5.650 (6.200 macho – 5.100 hembra)	0,816
<i>C. olor</i>	0,850 <sup>4</sup>	10.735 (11.800 macho – 9.670 hembra)	0,723
	TASA inferida promedio		0,769

### *Geranoaetus melanoleucus*

El género *Geranoaetus* se encuentra dentro del clado del género *Buteo* (Lerner et al., 2008; Riesing et al., 2003), por lo que se utilizarán especies de dicho género para inferir la TASA. La masa corporal media de los adultos de *Geranoaetus melanoleucus* es 2.139 g en los machos y 2.751 g en las hembras, promediando 2.445 g entre ambos sexos (Dunning, 2008). En la Tabla 2 se presentan los datos utilizados para la inferencia.

Tabla 2: TASA inferida para *G. melanoleucus* a partir de las TASA y masas corporales de especies del clado *Buteo*, cuyos valores fueron obtenidos de Newton et al. (2016). Las masas corporales de todas las especies fueron obtenidas de Dunning (2008).

Especie	TASA	Masa (g)	TASA inferida
<i>Buteo regalis</i>	0,708	1.468	0,775
<i>Buteo galapagoensis</i>	0,940	1.099	1,081
<i>Buteo swainsoni</i>	0,843	958	0,992
<i>Buteo buteo</i>	0,880	875	1,052
	TASA inferida promedio		0,975

### *Pluvialis dominica*

La masa corporal es de 149 g en machos y 154 g en hembras, lo que da una media de 151,5 g (Dunning, 2008). En la Tabla 3 se presentan los datos utilizados para inferir la TASA.

Tabla 3: TASA inferida para *P. dominica* a partir de las TASA y masas corporales de otras especies de la familia Charadriidae. Citas: 1) Piersma et al. (2005); 2) Sæther (1989). Las masas corporales de todas las especies fueron obtenidas de Dunning (2008).

Especie	TASA	Masa (g)	TASA inferida
<i>Pluvialis apricaria</i>	0,825 <sup>1</sup>	214	0,811
<i>Vanellus vanellus</i>	0,707 <sup>2</sup>	218,5	0,696
<i>Charadrius hiaticula</i>	0,580 <sup>2</sup>	64,05	0,596
<i>Charadrius alexandrinus</i>	0,800 <sup>2</sup>	42,3	0,851
TASA inferida promedio			0,739

### *Sturnella defilippii*

No se encontró bibliografía con datos sobre la TASA ni la masa corporal de *S. defilippii*, de modo que ambos atributos fueron inferidos a partir de los de otras especies. La masa corporal, inferida a partir de la hembra de *Sturnella neglecta* cuya longitud es de 19 cm Fraga (2017), al igual que macho y hembra de *S. defilippii* (Narosky e Yzurieta, 2010), fue aproximada como 89,4 g. En la Tabla 4 se presentan los datos utilizados para inferir la TASA.

Tabla 4: TASA inferida para *S. defilippii* a partir de las TASA y masas corporales de otras especies de la familia Icteridae. Citas: 1) Ricklefs et al., (2011); 2) Promislow et al. (1992); 3) Searcy & Yasukawa (1981). Las masas corporales de todas las especies fueron obtenidas de Dunning (2008).

Especie	TASA	Masa (g)	TASA inferida
<i>Icterus galbula</i>	0,571 <sup>1</sup>	33,9	0,589
<i>Icterus spurius</i>	0,521 <sup>1</sup>	19,9	0,542
<i>Dolichonyx oryzivorus</i>	0,590 <sup>2</sup>	42,1	0,605
<i>Xanthocephalus xanthocephalus</i>	0,669 <sup>2</sup>	79,7	0,672
<i>Euphagus cyanocephalus</i>	0,543 <sup>3</sup>	67,2	0,547
<i>Molothrus ater</i>	0,442 <sup>3</sup>	48,7	0,446
<i>Quiscalus quiscula</i> <sup>3</sup>	0,563	120,0	0,558
TASA inferida promedio			0,565

### *Xolmis dominicanus*

No se encontró bibliografía con datos sobre la TASA ni la masa corporal de *X. dominicanus*, de modo que ambos atributos fueron inferidos a partir de los de otras especies. La masa corporal fue estimada en 46,8 g (Dunning, 2008), correspondiente a la de *X. coronatus*, especie del mismo género y de talla similar con 20 cm frente a los 19 cm de *X. dominicanus* (Narosky e Yzurieta, 2010). En la Tabla 5 se presentan los datos utilizados para inferir la TASA.

Tabla 5: TASA inferida para *X. dominicanus* a partir de las TASA y masas corporales de otras especies de la familia Tyrannidae. Citas: 1) Ricklefs et al., (2011); 2) Karr et al. (1990); 3) Blake & Loiselle (2008).

Especie	TASA	Masa (g)	TASA inferida
<i>Pyrocephalus rubinus</i>	0,419 <sup>1</sup>	14,4	0,423
<i>Mionectes oleagineus</i>	0,510 <sup>2</sup>	16,4	0,523
<i>Terenotriccus erythrurus</i>	0,510 <sup>2</sup>	7,4	0,534
<i>Myiobius sulphureipygius</i>	0,400 <sup>2</sup>	11,9	0,403
<i>Platyrinchus coronatus</i>	0,510 <sup>2</sup>	9,4	0,530
<i>Rhynchocyclus olivaceus</i>	0,570 <sup>2</sup>	21,3	0,584
<i>Myiobius barbatus</i>	0,680 <sup>3</sup>	11,4	0,721
TASA inferida promedio			0,500

## Bibliografía utilizada para la determinación de la TASA

- Blake, J. G., & Loiselle, B. A. (2008). Estimates of apparent survival rates for forest birds in eastern Ecuador. *Biotropica*, 40(4), 485–493. <http://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2007.00395.x>
- Dunning, J. B. J. (2008). *CRC Handbook of Avian Body Masses* (2nd ed.). CRC Press.
- Fraga, R. (2017). Western Meadowlark (*Sturnella neglecta*). In J. del Hoyo, A. Elliott, J. Sargatal, D. A. Christie, & E. de Juana (Eds.), *Handbook of the Birds of the World Alive*. Barcelona: Lynx Edicions.
- Haapanen, A. (1991). Whooper Swan *Cygnus c. cygnus* population dynamics in Finland. In J. Sears & P. J. Bacon (Eds.), *Proc. 3rd Int. Swan Symp., Oxford, 1989* (Vol. 1, pp. 137–141). Wildfowl.
- Karr, J. R., Nichols, J. D., Klimkiewicz, M. K., & Brawn, J. D. (1990). Survival rates of birds of tropical and temperate forests: Will the dogma survive? *The American Naturalist*, 136(3), 227–291.
- Krementz, D. G., Barker, R. J., Nichols, J. D., Auk, S. T., & Jan, N. (1997). Sources of Variation in Waterfowl Survival Rates SURVIVAL RATES. *The Auk*, 114(1), 93–102.
- Lerner, H. R. L., Klaver, M. C., & Mindell, D. P. (2008). Molecular Phylogenetics of the Buteonine Birds of Prey (Accipitridae). *The Auk*, 304(2), 304–315. <http://doi.org/10.1525/auk.2008.06161>
- McCleery, R. H., Perrins, C., Wheeler, D., & Groves, S. (2002). Population structure, survival rates and productivity of mute swans breeding in a colony at Abbotsbury, Dorset, England. *Waterbirds / the Waterbird Society*, 25(2002), 201.
- Newton, I., Mcgrady, M. J., & Oli, M. K. (2016). A review of survival estimates for raptors and owls. *Ibis*, 158(2), 227–248. <http://doi.org/10.1111/ibi.12355>
- Nichols, J. D., Bart, J., Limpert, R. J., Sladen, W. J. L., & Hines, E. (1992). Annual Survival Rates of Adult and Immature Eastern Population Tundra Swans. *The Journal of Wildlife Management*, 56(3), 485–494.
- Piersma, T., Rogers, K. G., Boyd, H., Bunschoke, E. J., & Jukema, J. (2005). Demography of Eurasian Golden Plovers *Pluvialis apricaria* staging in The Netherlands, 1949–2000. *Ardea*, 93(1), 49–64.
- Promislow, D. E. L., Montgomerie, R., & Martin, T. E. (1992). Mortality cost of sexual dimorphism in birds. *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences*, 250, 143–150.
- Ricklefs, R. E., Tsunekage, T., & Shea, R. E. (2011). Annual adult survival in several new world passerine birds based on age ratios in museum collections. *Journal of Ornithology*, 152(2), 481–495. <http://doi.org/10.1007/s10336-010-0614-9>
- Riesing, M. J., Kruckenhauser, L., Gamauf, A., & Haring, E. (2003). Molecular phylogeny of the genus *Buteo* (Aves: Accipitridae) based on mitochondrial marker sequences. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 27(2), 328–342. [http://doi.org/10.1016/S1055-7903\(02\)00450-5](http://doi.org/10.1016/S1055-7903(02)00450-5)
- Sæther, B.-E. (1989). Survival rates in relation to body weight in European birds. *Ornis Scandinavica*, 20(1), 13–21. <http://doi.org/10.2307/3676702>

- Schwarzer, A. C., Collazo, J. A., Niles, L. J., Brush, J. M., Douglass, N. J., & Percival, H. F. (2012). Annual survival of Red Knots ( *Calidris canutus rufa* ) wintering in Florida. *The Auk*, *129*(4), 725–733. <http://doi.org/10.1525/auk.2012.11269>
- Searcy, W. A., & Yasukawa, K. (1981). Sexual size dimorphism and survival of male and female blackbirds (Icteridae). *The Auk*, *98*, 457–465.

## ANEXO C: RESUMEN DE LOS MODELOS DE DISTRIBUCIÓN DE ESPECIES

Especie	Importancia de las variables (solo las más importantes)	Respuestas modeladas (promedio y desvío estándar)	Predicción de salida bruta del modelo (promedio de las 10 ejecuciones de replicación)	
<i>Calidris canutus</i> (AUC = 0,981)	<b>Porcentaje de contribución:</b>	%		
	CS-AA: Área cubierta por aguas abiertas	37,6		
	Bio5: Temperatura máxima del mes más cálido	31,3		
	Su-CCO: Contenido de carbono orgánico del suelo (en fracción de tierra fina) en g por kg entre 0,05 m y 0,15 m de profundidad	9,5		
	Su-PRM: Profundidad absoluta de la roca madre	3,4		
CS-SUC: Área cubierta por suelo urbano o construido	3,2			
Su-CAre: Contenido de arena (50-2000 micrómetros) fracción de masa entre 0,05 m y 0,15 m de profundidad	1,9			
<b>Mayor disminución de ganancia cuando se omite (prueba jackknife):</b>	Re-EP: Promedio de elevación			
<b>Mayor ganancia cuando se usa sola (prueba jackknife):</b>	Re-EP: Promedio de elevación			

Especie

Importancia de las variables  
(solo las más importantes)

Respuestas  
modeladas (promedio  
y desvío estándar)

Predicción de salida bruta del modelo  
(promedio de las 10 ejecuciones de replicación)

*Cygnus melancoryphus*  
(AUC = 0,814)

**Porcentaje de contribución:**

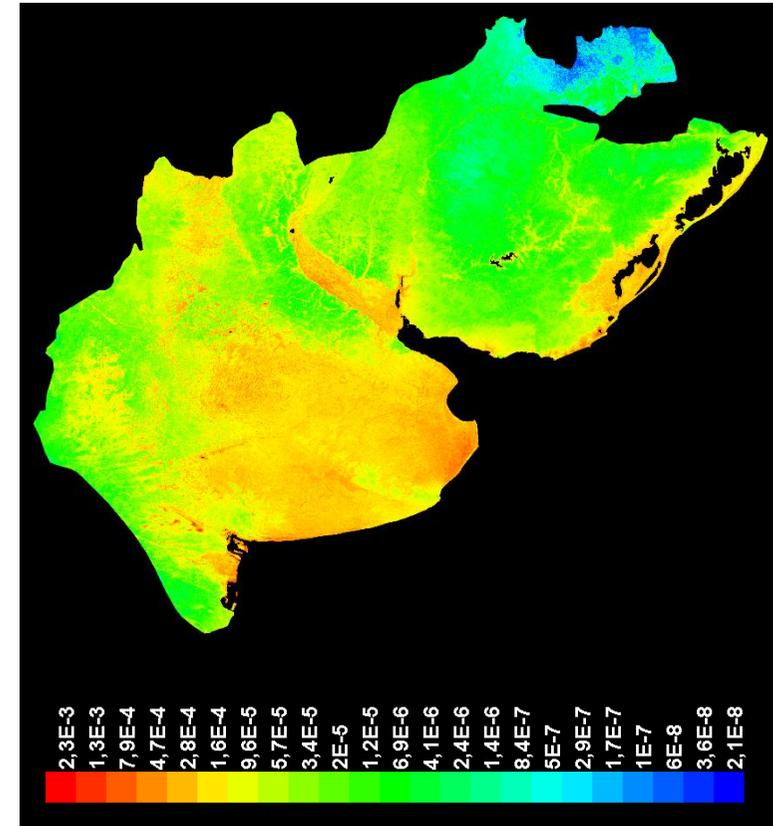
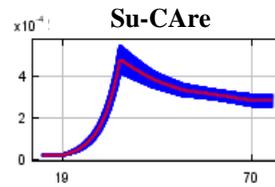
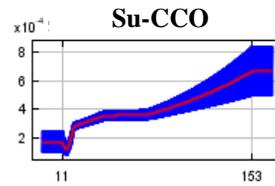
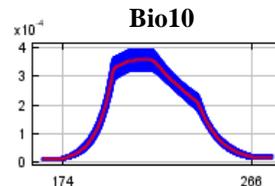
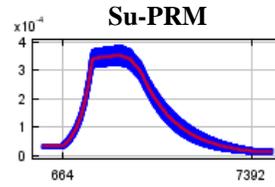
- Su-PRM:** Profundidad absoluta de la roca madre 27,5
- Bio10:** Temperatura media del trimestre más cálido 17,5
- Su-CCO:** Contenido de carbono orgánico del suelo (en fracción de tierra fina) en g por kg entre 0,05 m y 0,15 m de profundidad 10,7
- CS-SUC:** Área cubierta por suelo urbano o construido 6,8
- Re-TRIP:** Promedio de Índice de Irregularidad del Terreno 6,6
- CS-AA:** Área cubierta por aguas abiertas 6,3

**Mayor disminución de ganancia cuando se omite (prueba jackknife):**

**Su-PRM:** Profundidad absoluta de la roca madre

**Mayor ganancia cuando se usa sola (prueba jackknife):**

**Su-CAre:** Contenido de arena (50-2000 micrómetros) fracción de masa entre 0,05 m y 0,15 m de profundidad



Especie

Importancia de las variables  
(solo las más importantes)

Respuestas  
modeladas (promedio  
y desvío estándar)

Predicción de salida bruta del modelo  
(promedio de las 10 ejecuciones de replicación)

*Geranoaetus melanoleucus*  
(AUC = 0,786)

**Porcentaje de contribución:**

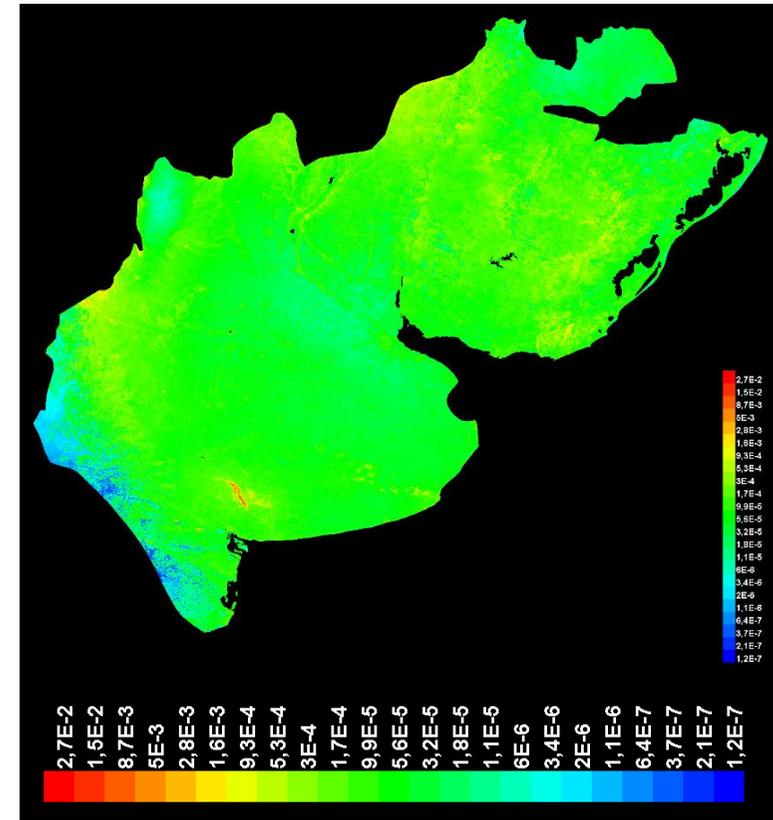
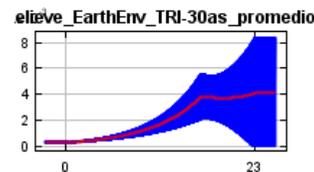
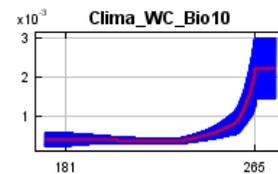
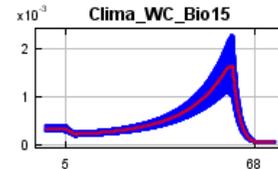
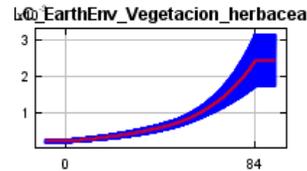
- CS-VH: Área cubierta por vegetación herbácea (gramíneas) 22,6
- Bio15: Estacionalidad de precipitación 12,1
- Bio10: Temperatura media del trimestre más cálido 8,2
- Re-TRIP: Promedio de Índice de Irregularidad del Terreno 7,4
- CS-SUC: Área cubierta por suelo urbano o construido 6,9
- Re-EP: Promedio de elevación 6,6

**Mayor disminución de ganancia cuando se omite (prueba jackknife):**

- CS-VH: Área cubierta por vegetación herbácea (gramíneas)

**Mayor ganancia cuando se usa sola (prueba jackknife):**

- Bio15: Estacionalidad de precipitación



Especie

Importancia de las variables  
(solo las más importantes)

Respuestas  
modeladas (promedio  
y desvío estándar)

Predicción de salida bruta del modelo  
(promedio de las 10 ejecuciones de replicación)

*Pluvialis dominica*  
(AUC = 0,887)

**Porcentaje de contribución:**

<b>Re-EP:</b> Promedio de elevación	41,2
<b>Bio5:</b> Temperatura máxima del mes más cálido	16,0
<b>Bio18:</b> Precipitación del trimestre más cálido	8,4
<b>Bio15:</b> Estacionalidad de precipitación	6,7
<b>Su-CCO:</b> Contenido de carbono orgánico del suelo (en fracción de tierra fina) en g por kg entre 0,05 m y 0,15 m de profundidad	6,4
<b>Re-TRIP:</b> Promedio de Índice de Irregularidad del Terreno	4,5

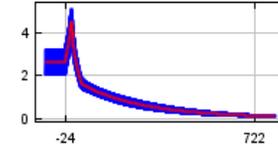
**Mayor disminución de ganancia cuando se omite (prueba jackknife):**

**Re-EP:** Promedio de elevación

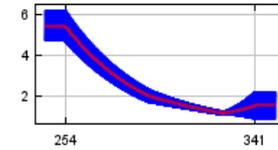
**Mayor ganancia cuando se usa sola (prueba jackknife):**

**Bio15:** Estacionalidad de precipitación

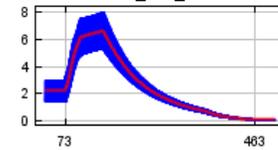
WB\_EarthEnv\_elevacion-30as\_prome



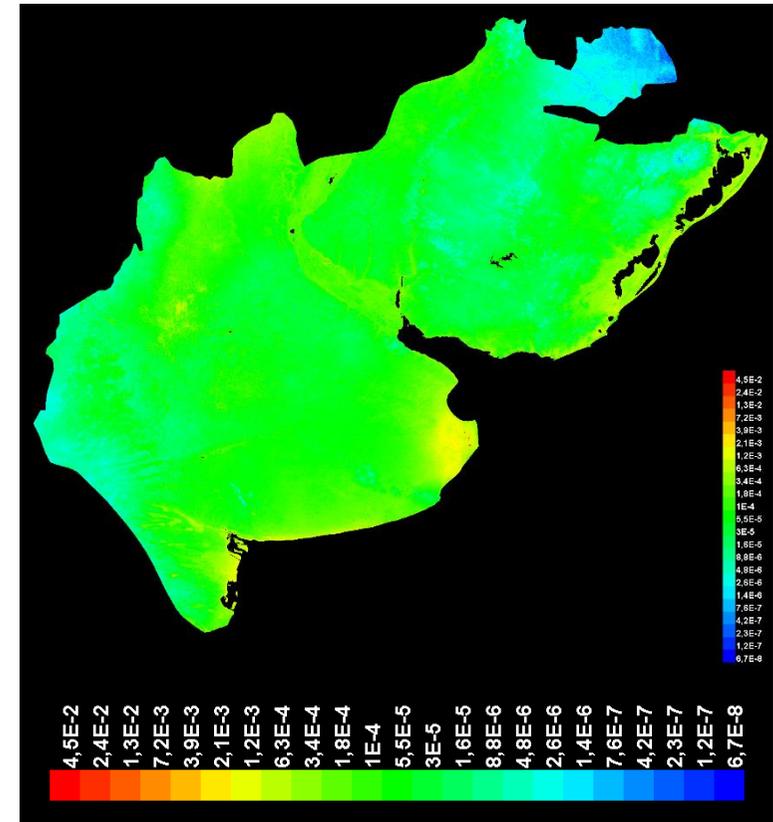
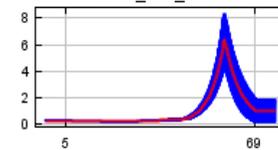
Clima\_WC\_Bio5



Clima\_WC\_Bio18



Clima\_WC\_Bio15



Especie

Importancia de las variables  
(solo las más importantes)

Respuestas  
modeladas (promedio  
y desvío estándar)

Predicción de salida bruta del modelo  
(promedio de las 10 ejecuciones de replicación)

*Sturnella defilippii*  
(AUC = 0,940)

**Porcentaje de contribución:**

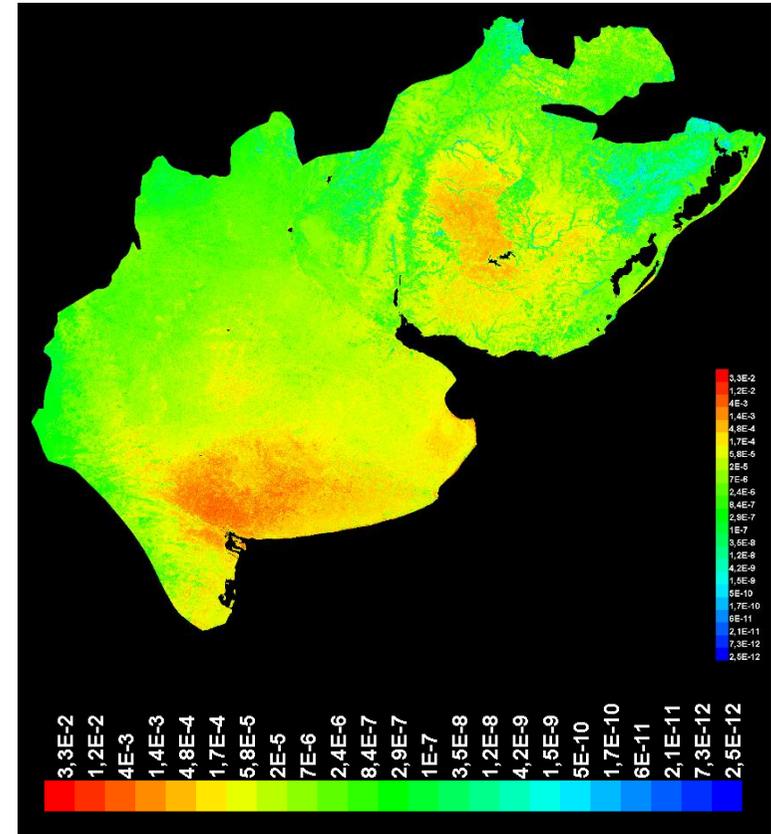
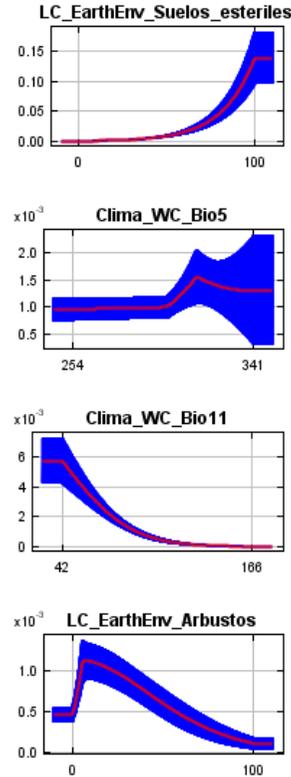
CS-SD: Área cubierta por suelo desnudo	20,9
Bio5: Temperatura máxima del mes más cálido	10,6
Bio11: Temperatura media del trimestre más frío	10,0
CS-A: Área cubierta por arbustos	8,9
CS-AP: Área cubierta por árboles persistentes entre 2000 y 2014	8,4
CS-VH: Área cubierta por vegetación herbácea (gramíneas)	7,2

**Mayor disminución de ganancia cuando se omite (prueba jackknife):**

Bio11: Temperatura media del trimestre más frío

**Mayor ganancia cuando se usa sola (prueba jackknife):**

CS-SD: Área cubierta por suelo desnudo



Especie

Importancia de las variables  
(solo las más importantes)

Respuestas  
modeladas (promedio  
y desvío estándar)

Predicción de salida bruta del modelo  
(promedio de las 10 ejecuciones de replicación)

*Xolmis dominicanus*  
(AUC = 0,935)

**Porcentaje de contribución:**

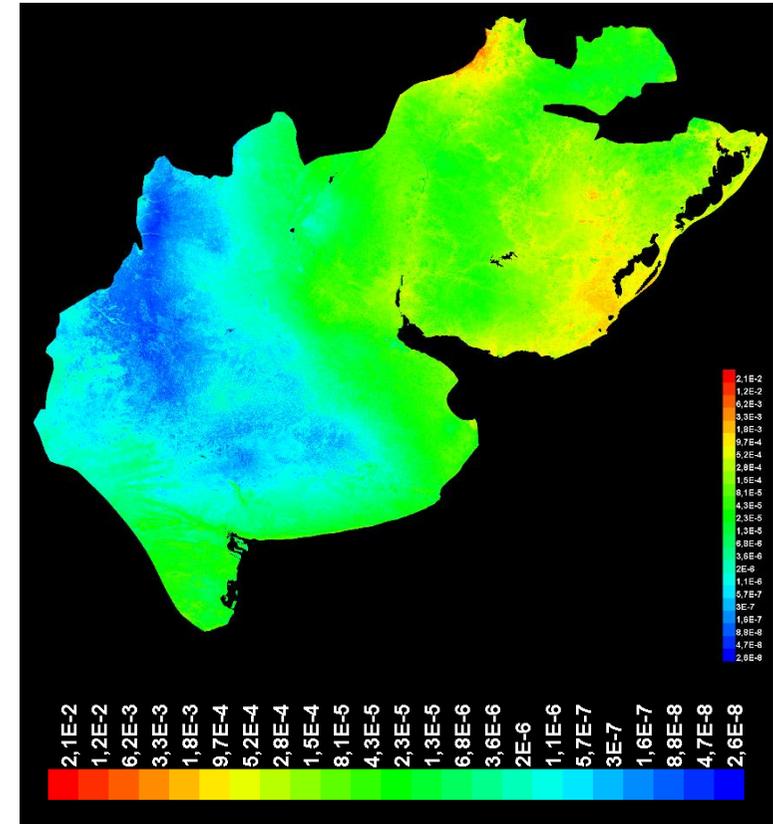
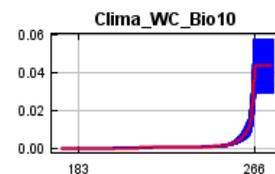
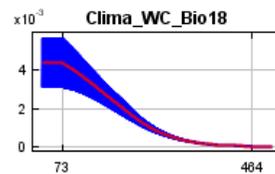
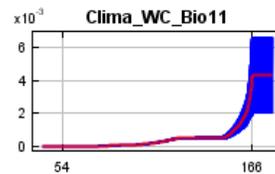
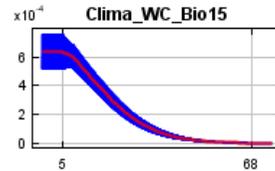
- Bio15:** Estacionalidad de precipitación 33,8
- Bio11:** Temperatura media del trimestre más frío 16,7
- Bio10:** Temperatura media del trimestre más cálido 11,6
- Bio5:** Temperatura máxima del mes más cálido 9,3
- Su-CArc:** Contenido de arcilla (0-2 micrómetros) fracción de masa entre 0,05 m y 0,15 m de profundidad 6
- CS-VCM:** Área cubierta por vegetación cultivada o manejada 5,3

**Mayor disminución de ganancia cuando se omite (prueba jackknife):**

- Bio15:** Estacionalidad de precipitación

**Mayor ganancia cuando se usa sola (prueba jackknife):**

- Bio18:** Precipitación del trimestre más cálido



## Anexo D: Mapa de sensibilidad de aves a impactos globales de los parques eólicos

Se presenta el mapa del índice de sensibilidad de aves a impactos globales de los parques eólicos (ISP), con valores continuos y sin filtrar, reescalados entre 0 y 64 para una mejor visualización (Figura 1), y la distribución de frecuencias de valores (Figura 2).

Al comparar visualmente el mapa del ISP sin filtrado y con filtrado gaussiano, se observa en el segundo una reducción del ruido y un mayor grado de cohesión entre los píxeles con valores similares entre sí (Figura 2).

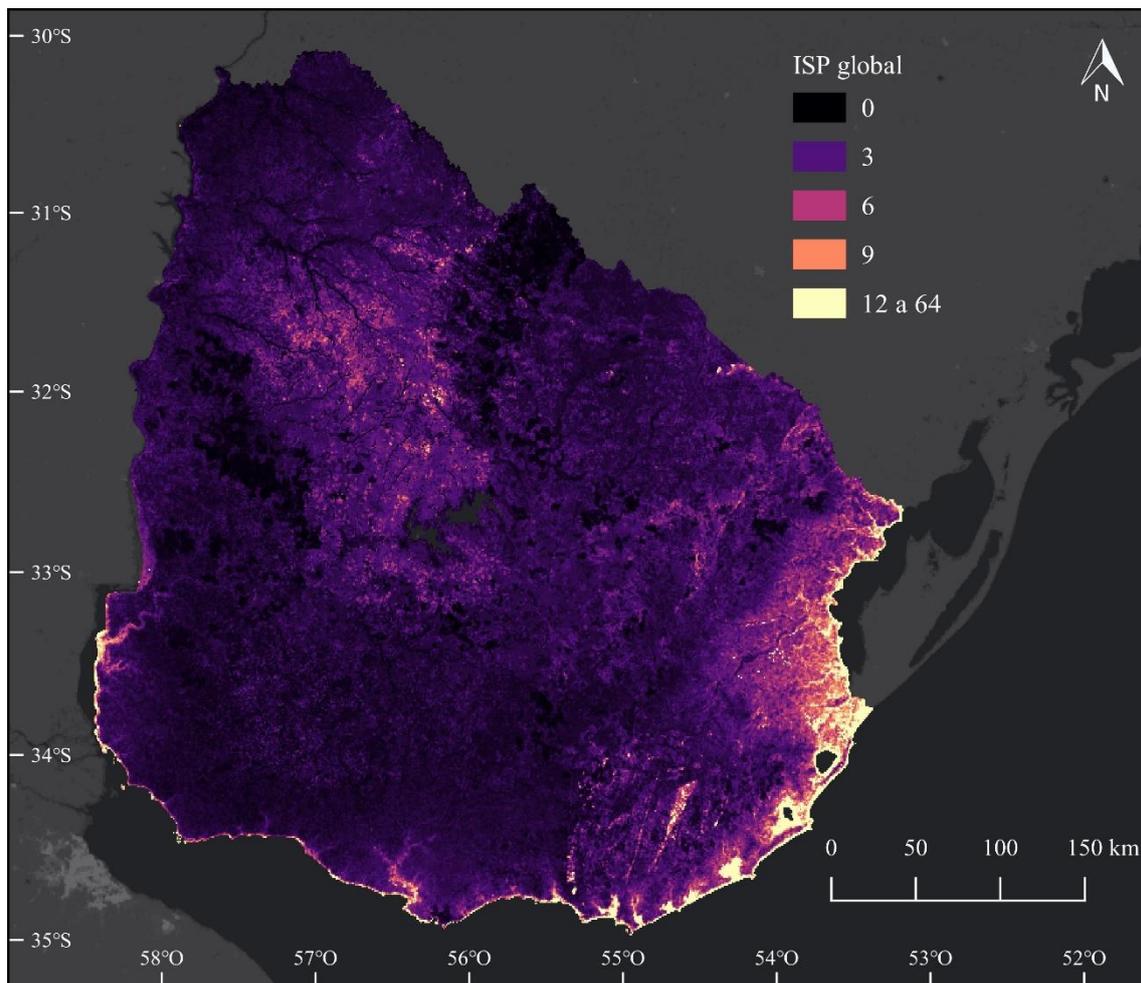


Figura 1: Mapa de sensibilidad con valores en bruto.

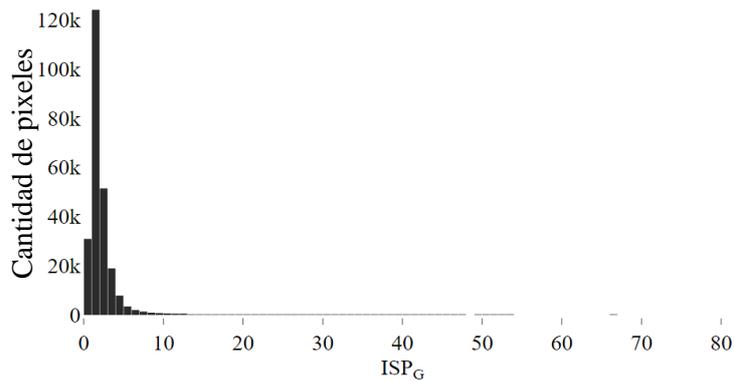


Figura 2: Histograma de valores del mapa de sensibilidad de aves crudo (sin filtrado gaussiano) dividido en bloques que comprenden una unidad del ISP cada uno. La cantidad total de pixeles en el mapa es 246k.

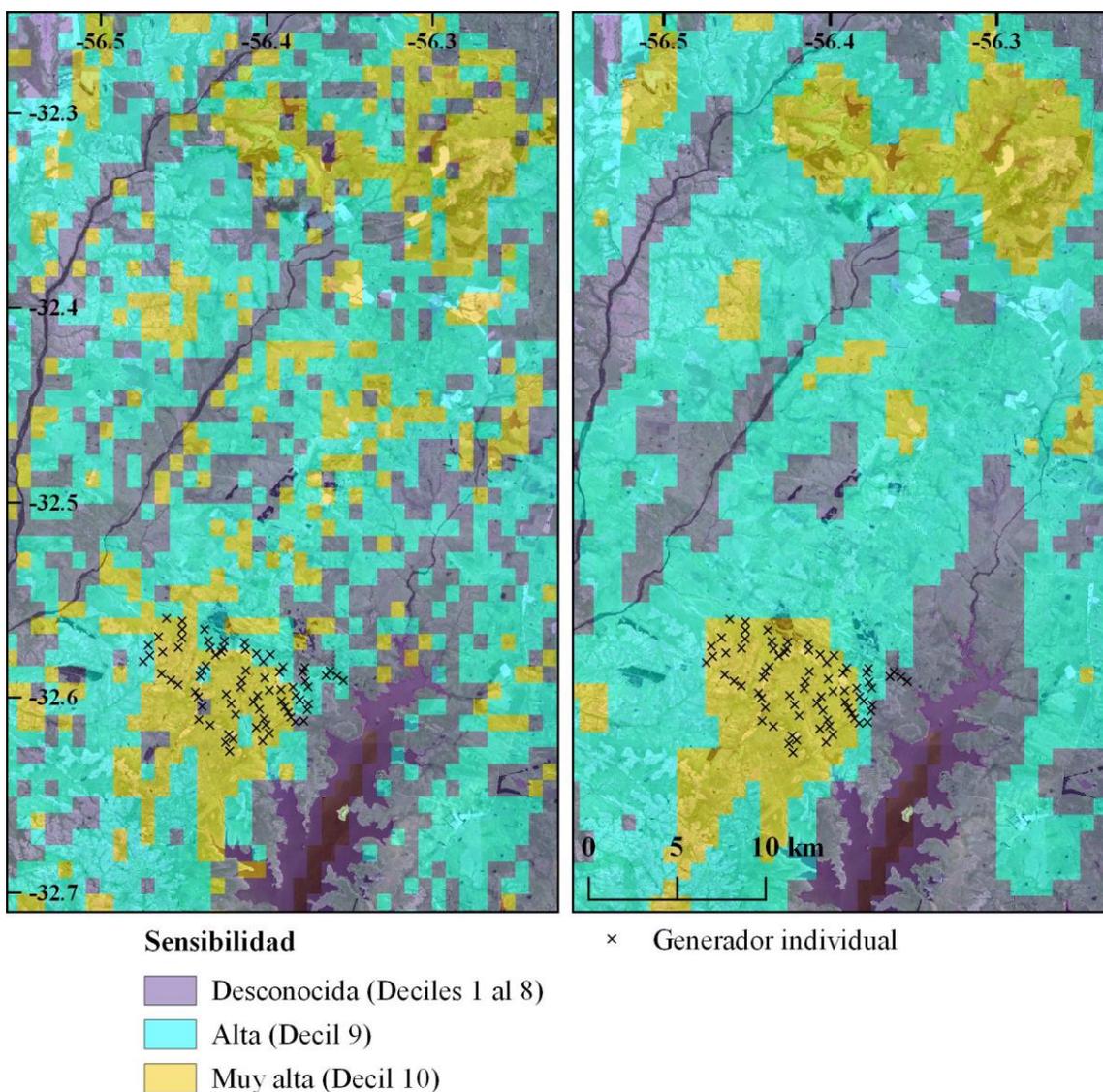


Figura 3: Visualización del filtrado gaussiano en el mapa de ISP reclasificado en tres categorías de sensibilidad. A la izquierda se presenta la imagen sin filtrar y a la derecha la imagen con filtrado gaussiano. En ambas imágenes también se representan a modo ilustrativo las ubicaciones de los generadores individuales de dos parques eólicos actualmente operativos (denominados Pampa I y Pampa II, Anexo D).

## Anexo E: Ubicación, características técnicas y valores de ISP en los parques eólicos

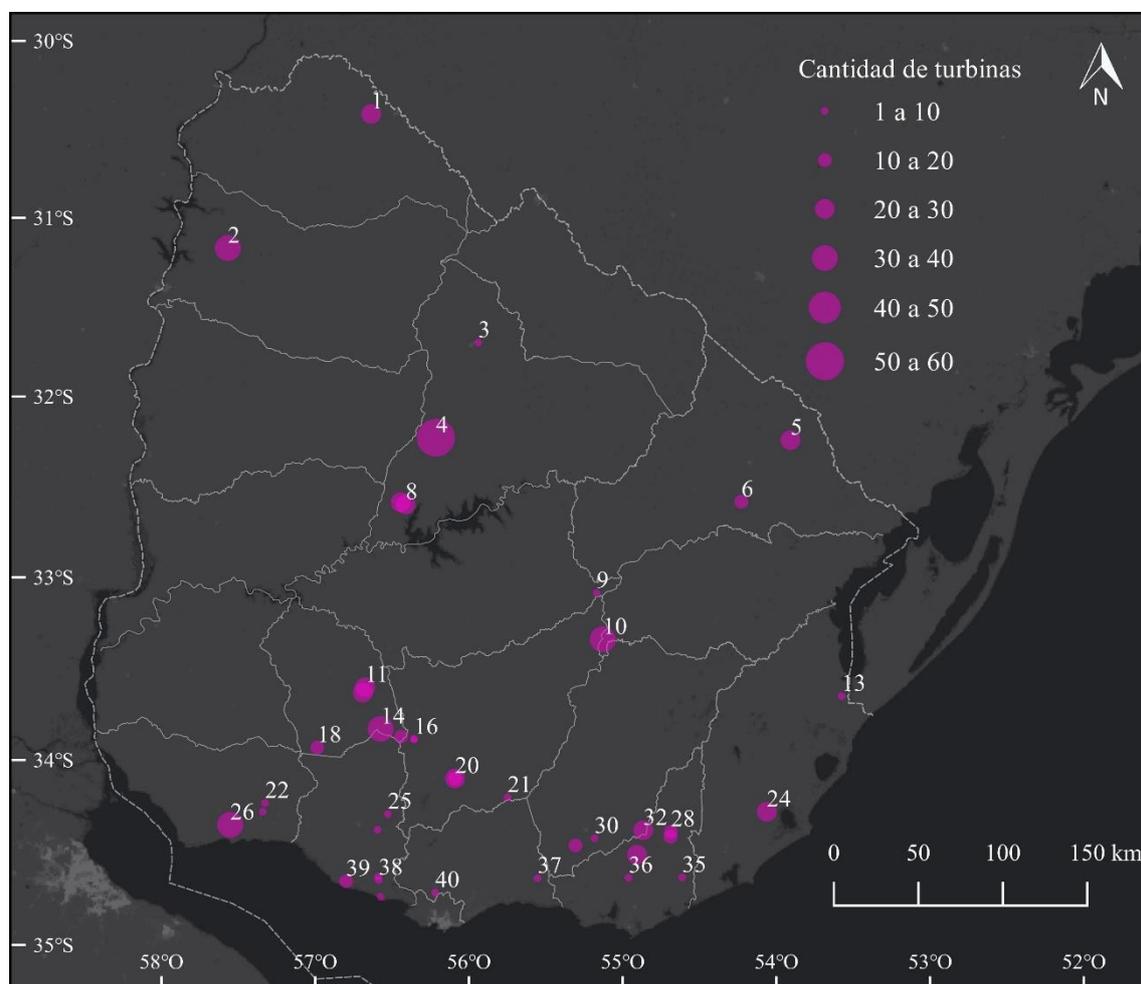


Figura 1: Ubicación de los parques eólicos en operación o construcción en Uruguay a abril de 2017 (DNE 2017). Arriba de cada símbolo se indica el número de identificación (Id), y en la Tabla 1 del presente Anexo se presentan sus principales características técnicas y valores de ISP. El diámetro de cada símbolo indica el número de aerogeneradores en cada parque.

Tabla 1: ISP en la ubicación de cada parque eólico y pesos relativos de cada especie en el ISP.

Id	Nombre	N° de generadores	Poten. (MW)	ISP	Contribución parcial de cada especie en el ISP					
					C. can.	C. mel.	G. mel.	P. dom.	S. def.	X. dom.
1	JP Terra	28	67,2	1,18	0%	1%	52%	3%	42%	2%
2	Palomas	35	70,0	1,66	0%	2%	31%	2%	64%	2%
3	Marfrig	1	1,8	1,29	1%	3%	64%	3%	11%	19%
4	Pampa	59	141,6	2,79	0%	1%	35%	1%	60%	3%
5	<b>Cerro Grande*</b>	22	51,7	4,12	1%	2%	70%	1%	12%	15%
6	<b>Melowind*</b>	20	50,0	4,69	1%	2%	74%	1%	11%	11%
7	<b>Peralta I*</b>	25	50,0	5,30	0%	0%	14%	1%	84%	1%
8	<b>Peralta II*</b>	25	49,0	6,84	0%	0%	9%	1%	89%	1%
9	Julieta	2	3,6	1,84	1%	3%	64%	2%	18%	12%
10	Valentines	35	70,0	1,52	3%	7%	63%	2%	14%	12%
11	Cadonal	25	50,0	1,04	1%	7%	30%	4%	56%	2%
12	Talas de Maciel	25	50,0	1,45	1%	5%	23%	3%	67%	2%
13	<b>18 de Julio*</b>	5	10,0	9,41	58%	11%	4%	14%	1%	12%
14	Arias	35	70,0	0,88	2%	9%	29%	5%	53%	3%
15	Pintado II	17	51,0	1,39	2%	5%	25%	3%	62%	2%
16	Luz de Loma	7	21,0	1,23	1%	3%	38%	3%	51%	4%
17	Luz de Mar	6	18,0	1,23	1%	3%	38%	3%	51%	4%
18	Vientos de Pastorage	16	52,8	1,85	1%	4%	29%	3%	61%	2%
19	Florida II	15	49,5	1,14	3%	9%	35%	6%	39%	8%
20	Florida I	21	50,4	1,14	3%	9%	35%	6%	39%	8%
21	Engraw	2	3,6	1,19	4%	17%	46%	9%	10%	14%
22	Parque Rosario	5	9,0	0,86	4%	24%	26%	12%	28%	7%
23	Ventus I	5	9,0	0,98	4%	19%	34%	10%	21%	12%
24	<b>Manantial*</b>	24	18,0	4,65	16%	9%	45%	5%	4%	21%
25	María Luz	5	10,0	1,26	5%	19%	18%	10%	40%	8%
26	Artilleros	31	65,1	0,88	6%	23%	31%	12%	18%	10%
27	Villa Rodríguez	5	10,0	1,36	11%	22%	18%	12%	25%	11%
28	<b>Carapé I*</b>	17	51,0	7,17	1%	3%	81%	2%	10%	3%
29	<b>Carapé II*</b>	14	39,9	5,69	2%	4%	84%	2%	4%	5%
30	P.Piloto	1	0,2	2,10	3%	6%	67%	2%	4%	18%
31	Minas I	14	42,0	2,73	3%	6%	70%	3%	3%	15%
32	Maldonado II	25	50,0	3,64	4%	4%	68%	4%	4%	16%
33	Maldonado I	25	50,0	3,64	4%	4%	68%	4%	4%	16%
34	Libertad	4	7,7	2,25	18%	25%	15%	14%	13%	15%
35	Agroland	3	0,5	2,39	19%	10%	43%	5%	5%	17%
36	<b>Cambelargiu*</b>	10	20,0	4,08	4%	4%	68%	3%	8%	13%
37	Solis de Matajojo	5	10,0	1,81	14%	15%	33%	9%	7%	22%
38	Blengio	1	1,8	2,38	20%	26%	20%	12%	7%	15%
39	Kiyú	16	49,3	2,75	34%	23%	10%	16%	5%	13%
40	Corfrisa	1	2,0	2,46	12%	18%	31%	6%	21%	11%
41	<b>Magdalena*</b>	9	17,2	5,63	61%	12%	5%	13%	4%	6%

(\*) Parques eólicos ubicados en áreas de alta sensibilidad