IMPACTO SOBRE LA AVIFAUNA DE LOS CLÚSTERES DE ENERGÍAS RENOVABLES PROYECTADOS EN LA COMARCA DE LAS CINCO VILLAS, PROVINCIA DE ZARAGOZA

David Serrano[1], José Antonio Donázar[1] y Alejandro Urmeneta[2]

[1] Departamento de Biología de la Conservación, Estación Biológica de Doñana (EBD-CSIC). c/ Américo Vespucio 26. 41092 Sevilla.

serrano@ebd.csic.es, donazar@ebd.csic.es

[2] Biólogo del Parque Natural y Reserva de la Biosfera de las Bardenas Reales de Navarra. c/ San Marcial 19. 31500 Tudela, Navarra.

urmeneta@bardenasreales.es

CITA RECOMENDADA:

Serrano, D., Donázar, J.A. y Urmeneta, A. 2022. Impacto sobre la avifauna de los clústeres de energías renovables proyectados en la comarca de las Cinco Villas, provincia de Zaragoza. Estación Biológica de Doñana (CSIC). Informe Inédito.

Índice

Resumen ejecutivo 4
Introducción 7
Consideraciones acerca del impacto de la energía eólica y solar fotovoltaica sobre las aves. 8
Impacto de los clústeres proyectados en las Cinco Villas sobre la avifauna 17
Milano real 17
Alimoche 18
Quebrantahuesos 23
Buitre leonado 24
Águila de Bonelli o perdicera 26
Avutarda, sisón, ganga ortega y ganga ibérica 27
Cernícalo primilla 30
Aves acuáticas 32
Grulla común 33
Otras especies 34
Impacto en elementos clave de los espacios de Red Natura 2000. 34
Conclusiones y perspectivas 38
Bibliografía 44
Agradecimientos 58
Anexos 59

Resumen ejecutivo

Se proyectan en la comarca de las Cinco Villas aragonesas varios clústeres de plantas eólicas (643 aerogeneradores a fecha de redacción de este informe, 623 tramitados en el MITERD) y fotovoltaicas (>1000 hectáreas, unas 900 tramitadas en el MITERD). Se propone evacuar la energía producida mediante una red de transporte de más de 800 km de líneas de alta tensión de trazado mayormente aéreo que transcurren por Aragón, Navarra, La Rioja y País Vasco. Estos proyectos, sumados a los que están ya en funcionamiento en la comarca, suponen una industrialización profunda del territorio con la virtual ocupación de la mayor parte del suelo no urbano fuera de espacios naturales protegidos por proyectos de energía renovable e infraestructuras asociadas.

Los parques eólicos proyectados amenazan directamente, por mortalidad no natural, a poblaciones de varias especies de aves incluidas en los catálogos nacional y autonómicos de Especies Amenazadas, entre las que destacan alimoche común, milano real, cernícalo primilla, águila de Bonelli, quebrantahuesos, avetoro, sisón, ganga ortega, ganga ibérica y avutarda. Por otro lado, supondrán con toda probabilidad la mortalidad masiva de especies protegidas como el buitre leonado (se estiman más de 1000 individuos al año en base a mortalidades registradas en parques de la zona de características similares). Las plantas fotovoltaicas supondrán la destrucción y fragmentación del hábitat de especies de aves esteparias catalogadas como la ganga ibérica y la ganga ortega. Finalmente, las líneas de evacuación amenazan importantes dormideros de alimoche y áreas de dispersión y asentamiento de águila de Bonelli, poblaciones de aves esteparias y rutas migratorias de grulla común, entre otros.

Los impactos sobre poblaciones de aves se prolongarán durante toda la vida útil de las instalaciones (décadas), y actuarán en acumulación y sinergia con el enorme despliegue de estas infraestructuras ya realizado en esta comarca (parques eólicos Rabosera, Odon de Buen III, La Sarda, Santo Domingo de Luna, Sora, La Peña, Monlora I, Monlora II, Monlora III, Monlora IV, Monlora V, Plana de Sancho Abarca, Planas de Pola, Sos del Rey Católico, Sierra Selva, I+D Arza) y en el conjunto del valle del Ebro. Ello puede determinar un alto riesgo de extinción local de poblaciones de especies de aves de larga vida cuya demografía es muy sensible a tasas de mortalidad no natural

elevadas. En el caso de las aves esteparias, con poblaciones ya muy diezmadas, conllevarán riesgo de mortalidad y pérdida de hábitat de las últimas poblaciones de la comarca, así como la fragmentación de poblaciones en núcleos cuya viabilidad a largo plazo es virtualmente nula.

En conjunto, los proyectos afectan gravemente a Espacios Naturales incluidos dentro de la Red Natura 2000, vulnerando el artículo 6 de la Directiva Hábitats al comprometer la supervivencia de especies clave que utilizan la comarca de Cinco Villas en sus movimientos diarios desde estos espacios, situados tanto en Navarra como en Aragón. Se incluyen aquí los espacios Red Natura 2000 incluidos en el Parque Natural de Bardenas Reales de Navarra y Loma La Negra-Bardenas en Aragón, que forman un conjunto sobresaliente a nivel supraautonómico por su riqueza en aves rupícolas y esteparias, las sierras y macizos prepirenaicos de Navarra y Aragón (Peña Izaga, Caparreta, Arbaiun-Leire en Navarra y Sierras de Leyre y Orba, Salvatierra - Fozes de Fago y Biniés y Sierras de Santo Domingo y Caballera y Río Onsella en Aragón), así como las Lagunas y Carrizales de Cinco Villas y la Estanca de los Dos Reinos.

Las medidas correctoras o compensatorias no podrán contrarrestar la pérdida neta de biodiversidad que causarán estas infraestructuras. En el caso de las plantas fotovoltaicas, no existen medidas eficaces que permitan su coexistencia con avutardas, sisones, gangas y ortegas. En el caso de los parques eólicos, no se conocen medidas con eficacia probada que permitan minimizar la mortalidad de aves salvo, para el caso de grandes especies, la realización de paradas a tiempo real por equipos humanos sobre el terreno.

A la luz de la magnitud de los proyectos, de la riqueza ambiental de la zona y de la potencia renovable ya instalada tanto en la comarca como en áreas aledañas del valle del Ebro, consideramos imprescindible un replanteamiento profundo de los proyectos de energías renovables que se contemplan actualmente en las Cinco Villas Zaragozanas, y que necesariamente debe cuestionarse si la comarca admite un solo parque eólico más y si es ambientalmente admisible una evacuación de energía como la prevista. Se prevén a priori efectos negativos críticos sobre una o varias especies de avifauna catalogada, incluidas especies objetivo de conservación de espacios Natura 2000, en todas las plantas proyectadas de forma aislada, y extremadamente graves para la combinación de proyectos y líneas eléctricas asociadas. La siniestralidad y la pérdida y

fragmentación del hábitat afectarán al conjunto de las poblaciones a escala regional y transregional, e incluso a poblaciones a escala continental. Todo esto es contrario a la legislación vigente y a los acuerdos y convenios internacionales en materia de conservación de la biodiversidad, así como a los criterios ambientales definidos en la declaración ambiental estratégica del Plan Nacional Integrado de Energía y Clima 2021-2030. Es muy urgente incorporar herramientas vanguardistas en procesos de planificación estratégica a nivel regional y supraautonómico que integren una valoración profunda de la acumulación de efectos e impactos sobre elementos ambientales valiosos y permitan un proceso de transición energética respetuoso con la biodiversidad.

Introducción

Se proyectan en la comarca de las Cinco Villas zaragozanas, en Aragón, un conjunto de clústeres de instalaciones de producción de energía eléctrica a partir de fuentes renovables. A fecha de redacción de este informe se encontraban en tramitación avanzada[1] 65 parques eólicos (en adelante PPEE) que supondrían la instalación de 643 aerogeneradores, así como varias plantas solares fotovoltaicas (en adelante PSFV) que ocuparían más de 1000 hectáreas de superficie vallada. La mayor parte de los proyectos en la comarca se están tramitando en el Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITERD), y es en estos proyectos en los que se centra este informe. Los proyectos en tramitación por parte de la Administración General del Estado contemplan nueve clústeres de PPEE (61 parques, 623 aerogeneradores) que suman una potencia instalada de más de 3 GWp y 5 clústeres de PSFV (11 parques, 900 ha de superficie vallada) que totalizan 477 MWp (ver Anexo 1). Todas estas instalaciones contemplan la construcción 30 subestaciones eléctricas y más de 800 km de líneas de alta tensión, en su casi totalidad de trazado aéreo, para evacuar en las subestaciones de Muruarte, La Serna y Castejón (Navarra), Santa Engracia (La Rioja), Vitoria y Jundiz (Álava), Gatica (Vizcaya) y Miranda (Burgos) (Anexo 2).

La implementación de estas infraestructuras puede tener efectos críticos sobre diversas especies de vertebrados catalogados, algunos de ellos de gran singularidad en el contexto europeo y con importantes tendencias negativas en las últimas décadas. Asimismo, es necesario considerar el efecto de todas estas plantas industriales sobre los objetivos de conservación de espacios de la Red Natura 2000, y hacerlo a la luz de las Directiva Hábitats y del mejor conocimiento científico disponible. En este informe se valoran los efectos que las infraestructuras pueden tener sobre estos aspectos centrándolos en la avifauna, sin considerar otros efectos sobre el patrimonio natural que pueden ser igualmente importantes (quirópteros, Hábitats de Interés Comunitario, paisaje, etc.).

[1] Proyectos publicados en el BOE para el trámite de información pública, pero que no contaban aún con resolución de Declaración de Impacto Ambiental, a 23 de febrero de 2022. A fecha de cierre de este informe aparecieron en la web de la Delegación del Gobierno en Aragón dos clústeres más no tratados en este informe y que afectan al sur de la comarca: PEol-729 y PEol-757.

Consideraciones acerca del impacto de la energía eólica y solar fotovoltaica sobre las aves.

El desarrollo y promoción de energía a partir de fuentes renovables es una de las principales estrategias de la Unión europea para descarbonizar las economías de los Estados miembros y atenuar en la medida de lo posible las consecuencias del cambio climático. No obstante, estas infraestructuras pueden generar otros problemas ambientales, especialmente cuando comprometen la conservación de elementos valiosos de los ecosistemas como comunidades singulares o especies amenazadas (Köppel et al. 2014, Hernández et al. 2015, Gasparatos et al. 2017, Rehbein et al. 2020). La urgente necesidad de descarbonizar la producción de energía en modo alguno puede justificar la pérdida de valores naturales únicos y acrecentar la pérdida de diversidad biológica que han provocado las sociedades modernas, y que forma parte del cambio global que compromete los servicios ecosistémicos y el bienestar humano (IPBES 2019). Los escenarios de sostenibilidad energética se encuentran sesgados hacia aspectos ambientales como la contaminación y la emisión de gases de efecto invernadero (ver, por ejemplo, Child et al. 2018, Nam et al. 2020), pero en buena medida relegan a un segundo plano otros aspectos ecológicos fundamentales que forman la piedra angular de la Estrategia de la Unión Europea para la Biodiversidad 2030[2,3], como la conservación de hábitats y especies.

Los principales impactos sobre la fauna silvestre de las plantas eólicas y fotovoltaicas están relacionados con mortalidad por colisión y pérdida y fragmentación de los hábitats, aunque otras consecuencias menos conocidas durante la construcción, operación, mantenimiento y desmantelamiento de las infraestructuras incluyen efectos negativos debidos al ruido, la luz, la vibración, cambios en el micro- y el macro-clima, la atracción de depredadores oportunistas, incrementos en el riesgo de incendios, etc. (ver, por ejemplo, Lovich y Ennen 2011, 2013, Agha et al. 2020, Lammerant et al. 2020).

[2] https://ec.europa.eu/environment/strategy/biodiversity-strategy-2030_en

[3] European Commission, Directorate-General for Environment, *EU biodiversity strategy for 2030 : bringing nature back into our lives*, Publications Office, 2021, https://data.europa.eu/doi/10.2779/048

Los efectos de los parques eólicos sobre las aves se deben principalmente a mortalidad por colisión, desplazamiento de áreas de cría o alimentación, efectos barrera que condicionan el movimiento y pérdida y fragmentación de hábitats (Drewitt y Langston 2006). Los primeros datos sobre mortalidad de aves en parques eólicos se recogieron a fines de la década de 1980 en Altamont Pass (Estados Unidos) donde miles de aves de más de 40 especies, algunas de ellas en peligro de extinción, mueren cada año (Sánchez-Zapata et al. 2016). A partir de entonces, se han reportado mortalidades en muchas regiones con fuerte desarrollo en renovables de Norteamérica y Europa. Estos estudios destacan que la mortalidad directa causada por los parques eólicos es muy variable y suele concentrarse en determinadas turbinas.

Existe una aceptación generalizada de que la mortalidad por colisión aumenta con la abundancia de aves (Musters et al. 1996, Osborn et al. 2000, Drewitt y Langston 2006, Tellería 2009a, b), pero es una idea en cierto modo simplista debido a diferencias entre especies en su susceptibilidad. Está ampliamente documentado que uno de los grupos más susceptibles de colisionar es el de las aves rapaces (ver por ejemplo Barrios y Rodríguez 2004, Smallwood y Thelander 2008). Algunos autores han señalado que otros grupos de aves como Charadriiformes o Ciconiiformes tenderían a colisionar con más frecuencia de los esperado debido a sus particularidades morfológicas o comportamentales (Steward et al. 2007, Desholm 2009, Beston et al. 2016, Thaxter et al. 2017). Las colisiones, sin embargo, no dependen sólo de las características y el número de las especies presentes, sino de complejas interacciones con las condiciones ambientales, el diseño y configuración de los parques, y las características de las turbinas (Marques et al. 2014). En general, los riesgos son mayores cuando las turbinas se colocan en crestas, valles y pendientes contra el viento, se construyen en rutas migratorias o próximos a colonias de cría u otras áreas donde se concentran grandes aves planeadoras (Pearce-Higgins y Green 2014).

A nivel global, se ha argumentado a menudo que los parques eólicos tienen comparativamente un impacto bajo sobre las poblaciones animales (Marris y Fairless, 2007). Sin embargo, estudios a largo plazo muestran disminuciones en la abundancia de aves como anseriformes, lagópodos, limícolas, rapaces y paseriformes, que pueden extenderse hasta cientos de metros en torno a las turbinas (Hunt et al. 1995, Stewart et al. 2007, Pearce-Higgins et al. 2009, 2012, Marques et al.

2020). En especies de larga vida, como el alimoche, el milano real o grandes águilas, incluso niveles muy bajos de mortalidad pueden incrementar significativamente el riesgo de extinción de poblaciones locales (Sánchez-Zapata et al 2016, Heuck et al 2019). La rarefacción o desaparición de estas especies de aves depredadoras por colisión con aerogeneradores puede desencadenar efectos en cascada en los ecosistemas, con efectos en la densidad, comportamiento, morfología y fisiología de sus especies presa que su vez pueden causar otro tipo de problemas (Thaker et al. 2018). No puede perderse de vista, además, que la ausencia de efectos a escala local puede estar enmascarando consecuencias demográficas más complejas que son conocidas en ecología animal desde hace décadas. Un ejemplo ilustrativo y paradigmático es el de la población reproductora de águilas reales del Altmont Pass en California, donde se demostró que la aparente estabilidad en las poblaciones de esta especie en áreas con una alta concentración de aerogeneradores era en realidad engañosa, ya que respondía a la continua inmigración de individuos desde distintas áreas del continente. Dicho de otro modo, estas áreas pueden ser sumideros demográficos, de modo que los efectos del despliegue eólico en la zona trasciendan muy ampliamente el área de implementación (Katzner et al. 2017). La falta de conocimientos acerca de ciertos efectos no debe tomarse como ausencia de consecuencias adversas, particularmente en aspectos poco conocidos como el impacto de estas infraestructuras sobre cambios en comportamiento, uso del espacio, conectividad, distribución y dinámica de (meta)poblaciones (Kikuchi et al. 2008, Pearce-Higgings et al. 2009, Masden et al. 2010, Zwart et al. 2015, Smith y Dwyer 2016, Hötker 2017, Gómez-Catasús et al. 2018, Coppes et al. 2020, Peterson et al. 2020).

Particularizando ya en España, y según los datos recogidos por investigadores de la Universidad Miguel Hernández de Elche y la Estación Biológica de Doñana, pertenecientes a 25 provincias que concentran el 87% de los aerogeneradores instalados en España, los parques eólicos tienen un amplio impacto sobre la fauna. En los últimos 25 años se han registrado un mínimo de 32.121 casos de colisión con los aerogeneradores, afectando a 231 especies diferentes, 210 especies de aves y 21 de murciélagos. El principal grupo afectado fueron las rapaces, con 34 especies que acumularon el 42,1% de los individuos colisionados, lo que incluye a todas las rapaces reproductoras en la España peninsular salvo el quebrantahuesos y el mochuelo boreal. Entre las rapaces detectadas se encuentran siete catalogadas en peligro o vulnerables en el Catálogo

Nacional de Especies Amenazadas, entre ellas águilas imperiales ibéricas, alimoches o milanos reales. Pero, sin duda, la especie más afectada es el buitre leonado, registrándose 9.048 individuos colisionados, lo que representa el 28,2% del total de casos.

Hay que destacar también que se ha registrado siniestralidad por colisión con turbinas en 903 individuos de 8 especies de aves esteparias, incluyendo especies catalogadas como la avutarda, el sisón, la ganga ibérica o la ganga ortega. A estos datos habría que añadir rapaces ligadas a hábitats esteparios como el cernícalo primilla, los aguiluchos cenizo y pálido, o paseriformes como la alondra ricotí o de Dupont.

Todos estos datos deben ser tomados como valores mínimos que subestiman de forma muy importante la mortalidad, ya que se ha detectado una elevada variabilidad en la calidad e intensidad de los seguimientos entre provincias y entre parques. Además, estos datos se refieren en su mayor parte sólo a las aves que ingresan en los centros de recuperación de fauna silvestre, y no al total que figura en los informes de los planes de vigilancia de los PPEE. Los datos proporcionados se limitan en la mayor parte de los casos al periodo de vigencia de los planes de vigilancia, normalmente los 3 ó 5 años posteriores a su puesta de funcionamiento, y no están corregidos por ausencia de detección debido a la desaparición de cadáveres, superficie de muestreo y eficiencia del observador, que afectan particularmente a grupos de especies de pequeño tamaño como paseriformes y murciélagos. Es de destacar, además, que en el caso de Aragón ONGs conservacionistas han denunciado mala praxis en los planes de seguimiento de algunos PPEE[4]. Con todo, es indudable que la mortalidad real debe ser mucho mayor.

Se ha sugerido que algunas especies podrían evitar los parques eólicos o, dentro de los mismos, la proximidad de las turbinas (May 2015), y en ese sentido apuntan algunos trabajos con determinadas especies de aves rapaces (Garvin et al. 2011, Marques et al. 2020). En estos casos, los impactos adversos estarían relacionados con pérdida de hábitat funcional, que puede afectar a las tasas de reproducción y supervivencia debido al incremento en los niveles de estrés, un mayor gasto energético o cambios en los comportamientos de alimentación (Masden et al. 2010, May et

[4] https://arainfo.org/grupos-ecologistas-descubren-malas-practicas-en-los-estudios-de-seguimiento-de-siniestralidad-de-aves-y-murcielagos-en-parques-eolicos/

al. 2019). Los estudios detallados sobre la interacción entre los parques eólicos y el comportamiento de las aves son muy escasos, pero parecen indicar que la evitación de los parques por parte de las aves es un fenómeno complejo que interacciona de forma importante con las condiciones ambientales. Por ejemplo, en águilas reales seguidas con dispositivos GPS en Escocia se ha demostrado que la exposición a situaciones de riesgo está relacionada con la calidad del hábitat, de modo que las aves tenderían a alejarse de los hábitats menos preferidos tras la construcción de los parques, pero tendrían una mayor probabilidad de colisionar con las palas cuando los aerogeneradores se sitúan en hábitats óptimos y cuando las aves usan vientos ascendentes de ladera (Fielding et al. 2021). De hecho, en grandes aves rapaces parecen existir efectos sinérgicos entre la densidad de turbinas y la calidad del hábitat que amplifican la siniestralidad (Heuck et al. 2019).

Por otro lado, las bajas tasas de densidad y retorno energéticos de las fuentes de generación eléctrica a partir de sol y viento obligan a ocupar grandes extensiones de terreno, particularmente en el caso de las plantas solares fotovoltaicas (McDonald et al. 2009, Turney y Fthanakis 2011, Scheidel y Sorman 2012, Palmer-Wilson et al. 2019). Las plantas fotovoltaicas, cuando se ubican en áreas naturales o con usos humanos poco intensivos, pueden producir pérdida de hábitat para especies y comunidades de gran valor ecológico (Lovich y Ennen 2011, Hernández et al. 2015, Rehbein et al. 2020, Kim et al. 2021). El último informe global de la Plataforma Intergubernamental de Ciencia y Política sobre Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos (IPBES), la análoga en materia de biodiversidad al Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC), clasificó los cambios en los usos del suelo como el mayor impulsor de la degradación de la naturaleza y pérdida de biodiversidad (IPBES 2019). En España, las grandes instalaciones fotovoltaicas buscan de forma activa suelos baratos que ofrecen una mayor rentabilidad económica a los inversores, como áreas naturales y semi-naturales o tierras poco productivas desde el punto de vista agrícola. Estas áreas mantienen muchas veces altos niveles de biodiversidad singular, sensible y amenazada (Serrano et al. 2020). Es el caso de las aves esteparias, que encuentran en nuestro país las mayores poblaciones de Europa o incluso de todo el mundo (Burfield 2005). Muchas de estas aves vienen sufriendo un desplome acelerado que está acercando algunas de ellas al borde de la extinción, y se ha advertido que un despliegue de renovables carente de una

planificación estratégica que valore en profundidad sus consecuencias puede resultar catastrófico (Serrano et al. 2020, Morales et al. 2021, Traba et al. 2021). Otro aspecto que no debe olvidarse es que en Estados Unidos se han registrado muertes en plantas solares por colisión con las placas que pueden ser importantes para aves acuáticas y aves asociadas a ambientes abiertos (Kagan et al. 2014, Kosciuch et al. 2020). En España se conocen casos de siniestralidad mediante comunicación puntual de operarios de plantas solares, pero su alcance es desconocido. Otros aspectos muy poco conocidos están relacionados con cambios en el comportamiento de alimentación o vigilancia, en las interacciones interespecíficas, etc. (Chock et al. 2020).

Tanto PPEE como PSFV requieren una serie de infraestructuras asociadas que también tienen impactos ambientales (cerramientos, accesos, subestaciones, líneas eléctricas de evacuación y transporte). Los efectos sobre la avifauna de estas infraestructuras son complejos y muy mal conocidos, excepto en el caso de las líneas eléctricas a las que se ha dedicado una mayor atención. El efecto más relevante de las líneas eléctricas es la mortalidad por electrocución (Lehman et al. 2007) y colisión (Loss et al. 2014). Nuevamente, existen variaciones reseñables en siniestralidad en función del diseño de las líneas, de factores ambientales y de las especies de aves presentes en el área (Bernardino et al. 2018). La electrocución se produce sobre todo en líneas de baja y media tensión, y la única medida correctora completamente eficaz es el soterramiento de las mismas, si bien el aislamiento de los cables puede mitigar en buena medida los accidentes (Bernardino et al. 2018). Las colisiones, por su parte, son más probables cuanto mayor es la altura de la línea, típicamente más elevadas en líneas de transporte de alta tensión (Haas et al. 2005, Prinsen et al. 2012). Las balizas salva-pájaros son utilizadas frecuentemente para tratar de minimizar este problema, pero es importante no olvidar que el alcance de esta medida es limitado; la evidencia científica más actualizada muestra que sólo evitaría de media alrededor del 50% de las colisiones (Bernardino et al. 2019). En el caso de determinadas especies de aves esteparias como los otídidos es una medida que apenas surte efecto (Marqués et al. 2021, Shaw et al. 2018, 2021). Existen balizas con diseños nuevos muy prometedores, por ejemplo con catadióptricos reflectantes, pero su eficacia todavía debe ser contrastada para distintas especies y condiciones ambientales.

Debemos señalar que no existen medidas mitigadoras de eficiencia generalizada para reducir la mortalidad de aves por colisión en PPEE hasta niveles aceptables. Para especies de gran tamaño muy visibles, solamente parece eficaz la parada de los aerogeneradores a tiempo real por parte de equipos humanos que detectan la presencia de aves en riesgo (De Lucas et al. 2012). No obstante, los observadores directos tienden a ser mucho menos eficaces con aves de pequeño y mediano tamaño, y su capacidad de detección lógicamente desciende con la distancia. También, detectan más fácilmente bandos de aves que individuos solitarios. Por último, con el paso del tiempo, la capacidad de detección disminuye por simple cansancio. Sistemas automáticos como los módulos de detección y aviso sonoro o parada de turbinas, los llamados "automated curtailment systems", aún no están suficientemente validados (McClure et al. 2018, Harvey y Associates 2018) y desde luego su eficacia en España no está demostrada. De hecho, se sospecha que las alarmas sonoras no son efectivas a medio y largo plazo porque al menos algunas especies de aves se habitúan. Además, este sistema comporta obvios problemas de contaminación acústica que puede resultar especialmente negativa en áreas cercanas a núcleos habitados o en espacios naturales (Harvey y Associates 2018). Por su parte, tampoco el pintado de las palas ha sido suficientemente validado. Los trabajos hechos en laboratorio, como advierten los propios autores, deben ser verificados en el campo (McIsaac 2001, Hodos 2003) y sólo hay en nuestro conocimiento una publicación científica con datos tomados en el campo en Noruega (May et al. 2020). Este trabajo ha tenido una muy fuerte repercusión pública presentándose a menudo como una solución frente a las colisiones de grandes rapaces con turbinas eólicas. Sin embargo, los resultados de este estudio son cuestionables puesto que el tamaño muestral fue muy exiguo, la mortalidad de aves cambió radicalmente en las turbinas control antes y después del pintado de las palas, y no se consideró el efecto potencial del "vaciado" previo de la población de pigargos por la alta mortalidad sufrida en fases anteriores al experimento. En cualquier caso, es muy poco probable que ningún diseño de pintado de palas funcione en especies que tienen amplias áreas ciegas encima, detrás y debajo de la cabeza y que habitualmente ciclean o se ciernen mirando hacia el suelo, como muchas rapaces (Martin 2012, Martin et al. 2012, Marques et al. 2014).

En lo relativo a las PSFV, el problema de pérdida de hábitat para las aves esteparias como avutardas, sisones, gangas y ortegas es difícilmente mitigable, ya que son aves que han

evolucionado en ambientes abiertos y exhiben comportamientos fuertemente dependientes de la ausencia de elementos verticales que limiten la visibilidad. Otras aves asociadas a ambientes abiertos pero que crían en agujeros de infraestructuras humanas, como carracas y cernícalos primilla, quizás podrían convivir con plantas diseñadas y mantenidas de forma adecuada, pero es un extremo que no ha sido suficientemente estudiado.

En cuanto a las medidas compensatorias, es muchas veces evidente que difícilmente van a cumplir su cometido de *no pérdida neta* o *ganancia neta* de biodiversidad (Gardner et al. 2013, Kormos et al. 2014, Coralie et al. 2015, Maron 2015, Moreno-Mateos et al. 2015, Gibbons et al. 2018). Los motivos de esto son múltiples y complejos, y están relacionados con cuestiones ecológicas y político-administrativas que dificultan medir la biodiversidad y valorar la contribución de las partes al todo, que imponen restricciones al tipo y funcionalidad de la biodiversidad que debe ser compensada, que resultan inadecuadas en su ámbito espacial y/o temporal, y que obstaculizan supervisiones preventivas adecuadas (Walker et al. 2009). Cuando las compensatorias son las principales medidas para contrarrestar el impacto ambiental de los proyectos, existe el riesgo de que se conviertan en instrumentos meramente simbólicos que no protegen de forma efectiva la biodiversidad y que de algún modo sirven para justificar daños no permitidos por las leyes de protección de hábitats y especies (McKenney y Kiesecker 2010, Howarth 2013, Murcia et al. 2014, Maron 2015). Las compensatorias deben ser por tanto la última opción en la jerarquía prevención-mitigación-compensación, y si el criterio de *no pérdida neta* no puede alcanzarse con suficientes garantías, los proyectos deberían ser rechazados (Brownlie et al. 2013, Clare et al. 2011, Ferreira et al. 2014, Moreno-Mateos et al. 2015, Pilgrim et al. 2013; Walker et al. 2009).

Finalmente, las instalaciones renovables y las infraestructuras asociadas tienen impactos acumulativos y sinérgicos entre ellas y con otros usos humanos del territorio. Pese a que la normativa actual en evaluación ambiental obliga a los promotores a analizar este tipo de impactos, la rápida penetración de renovables dificulta análisis que incluyan todas las infraestructuras proyectadas, de modo que no es infrecuente encontrar estudios de impacto ambiental que plantean escenarios ya obsoletos cuando se someten a información pública. Más importante es el hecho de que los análisis que incluyen actualmente la mayor parte de los estudios de impacto ambiental en

España se reducen a aproximaciones excesivamente simplistas, con una descripción de infraestructuras y valoraciones subjetivas de apariencia semi-cuantitativa. La escasa eficacia y utilidad de este tipo de evaluaciones ha sido repetidamente señalada en la literatura científica (Burris y Canter 1997, Cooper y Sheater 2002, Duinker y Greig 2006, Wärnbäck y Hilding-Rydevik 2008, Canter y Ross 2010, Masden et al. 2010, Smart et al. 2014). En parte, el problema radica en la dificultad para cuantificar cómo se acumulan e interaccionan los impactos y qué umbrales de afección son sostenibles (ver, por ejemplo, Duinker et al. 2013, Jones 2016, Blakley y Russell 2022).

Aunque es importante mejorar la práctica de la evaluación de impactos acumulativos en los estudios de impacto ambiental de los proyectos (Thérivel y Ross 2007), la literatura especializada enfatiza que la acumulación de impactos puede evaluarse de forma mucho más adecuada a nivel regional o estratégico (Duinker y Greig 2006, Gunn y Nobre 2009, Therivel 2010, Connelly 2011, Johnson et al. 2011, Seitz et al. 2011, Erlewein 2013, Smart et al. 2014, Blakley y Russell 2022). Sin embargo, se ha argumentado que es a nivel de proyecto concreto y no a escala regional donde se centran las principales decisiones administrativas (Druinker et al. 2013). La acumulación de decisiones sobre proyectos aislados sin una perspectiva global puede convertirse así en una amenaza seria para el patrimonio natural, en lo que se ha denominado la 'tiranía de las pequeñas decisiones' (Odum 1982, Noble 2010). En buena medida esto es lo que está sucediendo en España con la rápida proliferación y acumulación de renovables en determinadas áreas sin un análisis profundo de sus consecuencias a escalas espaciales adecuadas. Cuando las afecciones a especies catalogadas sensibles a las infraestructuras se prevén entre los impactos más importantes, son exigibles análisis poblacionales, basados en la mejor información que pueda obtenerse, que permitan establecer la mortalidad aditiva, pérdida de hábitat, etc. que causarían distintos escenarios de desarrollo renovable a nivel regional y qué umbrales son admisibles sin comprometer la viabilidad de las poblaciones (Masden et al. 2010, Schultz 2010, Dibo et al. 2018). Existen ejemplos sobre esto con aves usando distintas metodologías (por ejemplo Schaub 2012, USFWS 2013, Bastos et al. 2016, Vasilakis et al. 2017). En definitiva, es perentorio definir unas directrices claras e incorporar distintos tipos de herramientas en procesos de planificación estratégica a nivel regional y supraautonómico que permitan solucionar el enorme problema de la acumulación de

infraestructuras (e.g. Troia et al. 2021), sin duda uno de los más importantes a los que se enfrenta el actual proceso de transición energética.

Impacto de los clústeres proyectados en las Cinco Villas sobre la avifauna

Se desglosan a continuación las especies o grupos de aves de mayor importancia y sensibilidad a las infraestructuras proyectadas. Los impactos se centran en las plantas de generación y líneas de evacuación adyacentes (comarca de las Cinco Villas y áreas de Aragón y Navarra colindantes). El impacto de las líneas a su paso por lugares más alejados de los clústeres en Navarra, La Rioja y País Vasco no se trata con detalle, aunque sí se mencionan someramente afecciones sobre determinadas especies como el Águila de Bonelli.

Milano real

El milano real es una especie catalogada como "En peligro de extinción" en el Catálogo Español de Especies Amenazadas. El área propuesta para implementar los clústeres eólicos acoge en su parte norte una importante población reproductora de esta especie amenazada. La comarca acoge, además, una de las áreas más importantes para la invernada de esta especie de todo Aragón, con una población mínima que varía a lo largo de los años entre 350 y 1.100 individuos.

Durante la invernada, los milanos siguen dos tipos de estrategias en el uso del espacio que ya han sido descritas en otras aves. La mayor parte permanecen en la misma localidad durante todo el invierno, con áreas de campeo medias (kernel 95%, individuos equipados con dispositivos GPS) de 140 km^2 (rango 21-238, n = 12 individuos), mientras que algunos individuos realizan desplazamientos importantes entre zonas de invernada y tienen áreas de campeo mucho mayores (668, 975 y 1268 km^2 para tres individuos) (Litérak et al. 2019). Las aves invernantes en la comarca de las Cinco Villas usan ampliamente toda el área para alimentarse y arboledas aisladas y bosques de ribera como dormideros. La ubicación de los dormideros es dinámica, con importantes cambios entre años tanto en su localización como en el número de individuos.

El milano real es una especie muy sensible a la colisión con aerogeneradores, sobre todo en áreas donde el hábitat de alimentación es adecuado, ya que no rehúye las instalaciones eólicas (Mammen

et al. 2011). Las elevadas tasas de mortalidad pueden tener efectos poblacionales críticos en áreas con gran abundancia de turbinas (Bellebauma et al. 2013), y de hecho la literatura científica refleja que cuanto mayor es el número de turbinas y más extendidas se encuentran por el paisaje, mayor es el impacto sobre la viabilidad de las poblaciones de esta especie (Schaub 2012).

En los parques eólicos puestos en servicio en la comarca durante los últimos dos años han muerto por colisión un mínimo de diez milanos reales, que se suman a las decenas de individuos muertos por esta causa en Aragón y Navarra (n=76 y 98, respectivamente). Como puede verse, la siniestralidad en Navarra es para esta especie mayor que en Aragón pese a tener una potencia eólica instalada mucho menor. Estas diferencias difícilmente responden a una menor mortalidad real y son achacables a un menor esfuerzo y eficacia de los planes de vigilancia en Aragón. Los efectos de los clústeres proyectados en la comarca de Cinco Villas sobre la población reproductora de milanos reales se prevén muy importantes en el caso de aerogeneradores de los parques PEol-409, PEol-475, PEol-522, PEol-735 y PEol-722. Para las poblaciones invernantes de la especie, de procedencia europea, son esperables impactos críticos debidos a una alta tasa de siniestralidad en la totalidad o buena parte de los parques de todos los clústeres eólicos (ver Anexo 3).

Alimoche

El alimoche ha experimentado un declive severo en todo el mundo y está catalogado como “En Peligro” por la UICN (BirdLife International 2017). España concentra el 80% de la población europea, pese a que sus efectivos reproductores sufrieron un descenso de al menos el 25% en dos décadas (Donázar 2004) debido fundamentalmente a la incidencia de factores de mortalidad no naturales (Iñigo et al. 2008). Se encuentra en el Anexo I de la Directiva Aves y en España está catalogado como “Vulnerable”.

En el Parque Natural y ZEC de Bardenas Reales y en la ZEPA-ZEC de Loma Negra (Bardena Negra aragonesa) nidifican actualmente 20 parejas de alimoche. A lo largo de los últimos 30 años esta población ha sufrido un fuerte declive, del 60% debido a una alta mortalidad adulta (Cortés-Avizanda et al 2011) principalmente causada por venenos.

En el caso del alimoche, la amenaza que pueden suponer los parques eólicos ha sido puesta de manifiesto en repetidas ocasiones (Ceballos y Cortés-Avizanda 2004, Donázar y Benitez 2004, Grande et al. 2004, Tellería 2009b). Sólo en Navarra, se conoce la muerte de 10 individuos por esta causa desde 2004 (Caluengo, Caparroso, Salajones, San Esteban y Vedadillo, datos del Gobierno de Navarra). En Aragón, con una superficie casi cinco veces mayor, se había constatado la muerte de 6 individuos a finales 2021 (en Plasencia de Jalón, Aguilón, Zaragoza, Uncastillo, Allueva y Monforte de Moyuela, datos del Gobierno de Aragón). Hay que tener en cuenta, sin embargo, que el seguimiento actual en Aragón es inexistente en muchos parques, incluidos algunos que registraron en el pasado mortandades de fauna elevadas, por lo que es razonable pensar que la mortalidad real de alimoches y de otras especies debe ser mucho mayor de lo que indican estos datos. El seguimiento continuado de la población de aves marcadas de Bardenas revela que es habitual la brusca desaparición de ejemplares reproductores de parejas que nidifican en el entorno del Parque Eólico de la "Plana de Sancho Abarca" (Tauste, Zaragoza) en el mismo límite del Parque Natural de Bardenas reales de Navarra y de la ZEPA-ZEC Loma negra de Aragón (EBD-CSIC, datos inéditos).

Efectos sobre alimoches reproductores de Bardenas Reales de Navarra y Aragón

En el alimoche, y con información de observaciones directas y emisores VHF, se consideró en su momento que la actividad principal de las parejas territoriales tenía lugar en un radio de 8 km en torno al nido y que un radio de 15 km recogería la mayor parte de los movimientos (Carrete et al 2009). Hoy en día disponemos de información proporcionada por GPS que permiten afinar estas precisiones. El examen de posiciones GPS de tres alimoches reproductores marcados en Navarra entre 2018 y 2020 muestra que efectivamente, el área de campeo de la necrófaga durante el periodo de estancia oscilaba entre 500 y 1.500 km^2 (mínimo polígono convexo MPC), entre 100 y 300 km^2 si se estima en base a la superficie que engloba la isolínea kernel 95% (P. Azkona y C. Fernández, comunicación personal). Similares resultados se han encontrado también en áreas del levante español donde alimoches reproductores tienen áreas de campeo de 253 km^2 de media (kernel 95%) y 1.257 km^2 en total (Mínimo polígono convexo) (López-López et al 2014) y donde también hay desplazamientos de larga distancia a comederos. En Fuerteventura el área de campeo media (kernel

95%) de 27 alimoches reproductores fue de 153 km^2 (García-Alfonso et al 2020). Un radio de 2,8 km recogería en promedio al menos el 50% del área de mayor actividad, mientras que un radio de 6,8 km recogería el 75% de las localizaciones. La distancia recorrida va más allá de esos 6,8 km, ya que, como señalan también los trabajos arriba mencionados, los alimoches de Fuerteventura realizan muy frecuentemente vuelos a larga distancia, de entre 10 y 30 km, para visitar áreas donde el alimento es predecible y abundante como granjas, comederos o vertederos (E.B. Doñana, datos inéditos).

En resumen, los movimientos de alimoches territoriales se conocen con precisión gracias al marcaje de individuos con GPS en diferentes regiones de su área de distribución. Todos revelan que la actividad no se limita a radios reducidos en torno a su nido, sino que pueden explotar regularmente áreas alejadas más de 5 km de su nido y a menudo realizar desplazamientos que llegan hasta 30 km, algo también comprobado en poblaciones del este de Europa (Gradev et al 2012). Esto muestra claramente que, aunque sin duda existe un efecto directo de la distancia, los parques eólicos pueden impactar sobre individuos reproductores de alimoche que campean en áreas muy alejadas de los nidos y territorios.

Así, los proyectos de parques eólicos amenazan a los alimoches reproductores de Bardenas y de las Sierras Exteriores pirenaicas. La información recogida por nuestro grupo de trabajo sobre alimoches con anillas de lectura a distancia que nidifican tanto en la Bardena aragonesa como en la navarra muestran que las aves visitan con frecuencia toda el área central de implementación de los clústeres para alimentarse. Dos de las aves reproductoras del sur de Navarra se encuentran marcadas con dispositivos GPS. Una de las aves nidifica en Bardenas y, pese a hacerlo en uno de los territorios más alejados de Aragón de todo el parque, utiliza parte del área donde se proyectan los clústeres. El otro alimoche cría a más de 30 km de los clústeres más cercanos y aún así visita esporádicamente el área de implementación (P. Azkona y C. Fernández, comunicación personal). Toda esta información corrobora que los parques eólicos proyectados pueden tener un impacto importante sobre alimoches reproductores cercanos, incluidos los de espacios de la Red Natura 2000, pero también sobre territorios ubicados en áreas relativamente alejadas. A priori, son especialmente graves: (1) PEol-522, PEol-593, PEol-614, PEol.712, PEol-735, que afectarían a

alimoches reproductores del Parque Natural y Reserva de la Biosfera de Bardenas Reales de Navarra, así como a las ZEPAs Rincón del Bú-La Nasa-Tripazul; (2) PEol-712 y PEol-614, que afectarían a parejas que nidifican en la ZEPA Loma Negra-Bardenas; (3) PEol-409, PEol-522 y PEol-722, que afectarían a las parejas nidificantes entre Sierra de Luesia y Biota.

Efectos de los proyectos sobre dormideros comunales de alimoche

Aunque los alimoches son reproductores territoriales, pueden congregarse en lugares donde el alimento es abundante. Los individuos no reproductores típicamente forman dormideros comunales cerca de fuentes estables de alimento, como grandes muladares y basureros (Tella 1991, 1993, Ceballos y Donázar 1990, Donázar et al. 1996). Incluso es habitual que estos dormideros sean usados por adultos reproductores de territorios ubicados en un radio de unas pocas decenas de kilómetros en torno a los dormideros (Donázar et al. 1996). La ocupación de los dormideros en España peninsular se produce únicamente durante parte del año, desde que llegan los primeros individuos a finales de febrero hasta que parten a los cuarteles de invernada durante todo el mes de septiembre (Donázar et al. 1996).

Los dormideros de alimoche sufren oscilaciones numéricas importantes a lo largo del año, entre otros motivos por la incorporación de migrantes tardíos (sobre todo subadultos) y de pollos del año, y por el constante flujo de individuos entre los distintos dormideros (Donázar et al. 1996). De hecho, el seguimiento de individuos con anillas de lectura a distancia y de individuos radio-marcados ha constatado que pueden visitar a lo largo del año distintos dormideros del valle del Ebro, Sistema Ibérico y Pirineos (Donázar et al. 1996, Grande et al. 2004). Del mismo modo, en el valle del Ebro no es raro observar individuos procedentes de distintas áreas de España y de Francia, que los usan durante sus viajes migratorios o durante la etapa pre-reproductiva de su vida (Tella et al. 2001, Grande et al. 2004).

El papel de los dormideros comunales en la dinámica poblacional de la especie y en las funciones sociales puede ser muy importante. Los dormideros amortiguan la desaparición de adultos reproductores en el entorno amplio de los mismos, frenando los procesos de pérdida de territorios. Además, los modelos demográficos indican que la población del valle del Ebro sufre un declive menor del esperado en función de sus parámetros demográficos, es decir, que la incorporación de

individuos nacidos en otras poblaciones también contribuye a amortiguar en cierta medida un declive poblacional que en ausencia de inmigración sería aún mayor (Grande 2006).

El mayor dormidero comunal de Navarra se encuentra en Carcastillo, junto al canal de Bardenas. Este dormidero ha sido objeto de seguimiento durante muchos años por biólogos navarros y de la Estación Biológica de Doñana (CSIC). El dormidero llegó a albergar hasta 200 ejemplares en los años 90 del pasado siglo (Ceballos y Donázar 1990). Posteriormente, con el cierre de los muladares, su importancia disminuyó notablemente pero hoy en día vuelve a recuperarse y alberga decenas de individuos constituyéndose así en una pieza clave en la conservación de la población de alimoches de Navarra y Aragón. El otro dormidero conocido en la zona es el de Sora, en la Sierra zaragozana de Luna. Este dormidero es conocido por nuestro equipo de investigación desde hace 30 años. Fue objeto regular de seguimiento científico desde finales de los años 80 hasta mediados de la década de los 2000, lo que permitió constatar que era visitado por individuos de todo el valle del Ebro (nacidos en Aragón y Navarra) e incluso regularmente por aves de otros lugares, otras comunidades autónomas y por aves francesas. En términos numéricos, acoge asiduamente más de medio centenar de aves, sobrepasando el centenar en los periodos de máxima ocupación anual (Grande et al. 2004, datos inéditos de los autores). Hay que recordar que este dormidero ya ha sido gravemente comprometido por la construcción de los complejos eólicos de Monlora (Donázar et al 2020).

La construcción de los clústeres eólicos de Cinco Villas incrementa gravemente la probabilidad de supervivencia de los individuos que utilizan los dormideros. Estos se encuentran a 9,5 km (Carcastillo) y 4 km (Sora) de distancia de los aerogeneradores proyectados en Cinco Villas más cercanos. En un área de radio de 15 km del dormidero de Carcastillo se encuentran 3 clústeres (PEol-409, PEol-522 y PEol-735) con un total de 33 turbinas en la comarca a las que habría que añadir 12 más (PEol-735) en el lado navarro. En el mismo radio en torno a Sora se proyectan 75 aerogeneradores de los clústeres PEol-614 y PEol-617. Los estudios realizados con alimoches no reproductores radio-seguidos revelan áreas de campeo muy extensas, que pueden extenderse desde el valle del Ebro a Pirineos (Cortés-Avizanda et al 2011). Las observaciones llevadas a cabo en la comarca de Cinco Villas revelan flujo constante entre los dormideros de Sora y de Carcastillo, con

aves explotando regularmente fuentes de alimento predecibles en toda la comarca (ver Grande 2006).

Las líneas aéreas de alta tensión proyectadas más cercanas pasan a sólo 1,3 (Carcastillo) y 6,5 (Sora) kilómetros de los dormideros. La afección negativa de las líneas de transporte sobre el alimoche debido a problemas de electrocución, colisión y enganche se ha demostrado fehacientemente en estudios llevados a cabo en poblaciones de España y de otras regiones dentro del área de distribución de la especie (ver Badía-Boher et al 2019, García-Alfonso et al 2021). Como en otras grandes aves de presa, esto puede suponer efectos demográficos negativos que operarían de manera sinérgica con la mortalidad soportada por los individuos reproductores (Carrete et al. 2012, Poessel et al. 2018, Watson et al. 2018, Venter et al. 2019). La corrección de apoyos y la colocación de balizas salvapájaros en los cables de tierra mitiga sensiblemente la mortalidad pero no erradica totalmente las muertes por accidentes (García-Alfonso et al 2021).

En conjunto, la mortalidad en parques eólicos y líneas eléctricas en el área de los clústeres eólicos proyectados representaría un efecto aditivo sobre otras causas de mortalidad no natural. Las consecuencias demográficas pueden ser catastróficas, comprometiendo la viabilidad futura de las poblaciones (Ceballos y Cortés-Avizanda 2004, Carrete et al. 2009, Sanz-Aguilar et al. 2015).

Quebrantahuesos

El quebrantahuesos está catalogado como “en peligro de extinción” en el Catálogo nacional de Especies Amenazadas.

El área de campeo de los individuos reproductores de quebrantahuesos es muy variable (MPC media ± SD = 940.8 ± 1524.4 km^2 Margalida et al. 2016), con desplazamientos más o menos regulares, en función de los individuos, que pueden llevarlos a puntos de alimentación situados a 20-30 km de los nidos (Gil et al. 2017). Existen dos territorios cercanos a la zona norte de los proyectos, uno clásico en la Sierra de Santo Domingo y una pareja reciente asentada en el área Gallipienzo - Sos del Rey Católico. Los nidos del territorio histórico se ubican a unos 10 km del área de implementación de clústeres. Uno de los individuos de la pareja reciente (*Ohian*) se encuentra marcado con un dispositivo GPS. Las localizaciones de este individuo muestran que el

área de campeo de este individuo incluye las turbinas proyectadas en la zona norte y este de la comarca (PEol-409, PEol-475, PEol-722, ver Anexo 4), con el evidente riesgo de colisión en caso de ejecutarse estos proyectos.

Buitre leonado

Aunque el buitre leonado es aún abundante en Iberia y el sur de Francia, es en estas regiones de Europa donde se concentra el 90% de la población europea y una parte muy significativa de la población mundial de la especie (Margalida *et al.* 2010). Por otro lado, es la especie de carroñera que presta mayores servicios ecosistémicos, tanto reguladores (ganaderos) como culturales (ecoturismo) (Cortés-Avizanda et al 2022).

El buitre leonado es un claro ejemplo de especie que realiza amplios movimientos y sobre la que los efectos de un parque eólico concreto transcienden el ámbito del estudio de impacto ambiental. Así, en una investigación realizada en Navarra por la Estación Biológica de Doñana con 37 buitres leonados marcados con GPS, se observaron amplias áreas de campeo e incluso desplazamientos de cientos de kilómetros, que duraban varios días, y que les llevaban a recorrer amplísimas regiones de toda la península ibérica y sur de Francia (Delgado-González et al. 2022).

Estudios realizados en Andalucía han demostrado que la tasa de mortalidad de buitres leonados está directamente relacionada con la distancia de los aerogeneradores a las colonias de cría (Carrete et al 2012). Por otro lado, el buitre leonado parece un excelente indicador del riesgo de mortalidad para otras aves, tal y como demuestra el estudio realizado por Sebastián-González et al. (2018).

Por Comunidades Autónomas, destaca la altísima mortalidad de buitres leonados en parques eólicos de Navarra y Aragón. Tomando como referencia los datos del Gobierno de Navarra, hasta septiembre de 2021 se habían registrado 3.359 buitres leonados muertos en parques eólicos navarros. En Aragón, el registro ha sido de 284 buitres leonados en Huesca, 1.080 en Zaragoza y 103 en Teruel, si bien, como ya apuntamos más arriba, hay que tener en cuenta que en esta Comunidad los parques eólicos sólo son vigilados en los primeros años tras su construcción.

Dentro de las causas no naturales de mortalidad, los parques eólicos suponen una apreciable fracción. Gracias al seguimiento de los 37 buitres leonados arriba referidos entre 2015 y 2021 se

pudo comprobar la muerte de una cuarta parte en parques eólicos y tendidos de distribución. La distancia de los nidos al aerogenerador donde murieron los buitres equipados con GPS fue de hasta 50 kilómetros.

En relación a la comarca de Cinco Villas, donde se ubican los proyectos tratados en este informe, los datos proporcionados por los emisores GPS colocados a 37 individuos capturados en el Parque Natural y Reserva de la Biosfera de Bardenas Reales muestran que los buitres leonados utilizan esta zona habitualmente (Anexo 5). Estos buitres nidificaban no solo en el propio Parque Natural de Bardenas (n=13) sino también en otros espacios de la Red Natura 2000 como, en Navarra, las de Sierra de Leyre y Foz de Arbaiun (n=3), Tramos Medios y Bajos del Aragón y del Arga (n=4), y Peña de Izaga (n=1), y en Aragón la Foz de Salvatierra (n=1), la Sierra de Santo Domingo y Caballera y río Onsera (n=1). La razón de este uso estriba en el hecho de que los recursos tróficos disponibles para estas aves son muy abundantes en la zona debido a la concentración de granjas intensivas y semi-extensivas de ovino y porcino, así como a la existencia de importantes poblaciones de animales silvestres como jabalí (*Sus scrofa*) y conejo (*Oryctolagus cuniculus*) que proporcionan también apreciables recursos (Fernández-Gómez et al en prensa). Es importante señalar, además, que la importancia del área de Cinco Villas para buitres nidificantes de las sierras prepirenaicas del norte de Zaragoza y occidente de Huesca debe ser mayor de lo que muestran los datos proporcionados por los GPS, puesto que éstos proceden de un estudio centrado en aves capturadas de Bardenas Reales.

A la vista de estas informaciones cabe predecir que efectivamente la construcción de los proyectos resultará en un impacto importante sobre la población de buitre leonado, no solo de las colonias vecinas, situadas en el Parque Natural de Bardenas Reales de Navarra, sino de colonias de la zona prepirenaica de Navarra y Aragón comprendidas muchas de ellas dentro de la Red Natura 2000 (ver abajo). La peligrosidad de construir Parques Eólicos en zonas de paso y forrajeo cercanas a áreas protegidas viene refrendada por los datos derivados del Complejo Eólico de Cavar (Valtierra-Cadreita, Navarra) donde en poco más de un año se han producido nada menos que 108 colisiones de buitre leonado. En otro Parque Eólico (Cabanillas II) cercano a Bardenas Reales se han producido 54 muertes de buitres leonados en menos de un año. Informes previos a la construcción

de estos complejos eólicos, basados también en datos de aves marcadas con GPS ya señalaban esta peligrosidad. De hecho, estos y otros parques eólicos instalados recientemente en la comarca y alrededores cuentan con algunas de las mortalidades de buitre leonado por turbina más altas que se conocen, mucho mayores que las registradas en parques de Cádiz y que en su día ya eran consideradas muy elevadas (de Lucas et al. 2012). Por ejemplo, Monlora III, Santo Domingo de Luna, Cavar o Cabanillas II tienen mortalidades en torno a dos o más buitres por turbina y año. Lamentablemente la decisión de construir dichos complejos eólicos ha desembocado en una mortandad de aves que, en sinergia con la existente en otros Parques, sin duda va a tener efectos demográficos adversos a medio y largo plazo sobre esta especie protegida. Una estima de la siniestralidad de buitres leonados en parque eólicos de características similares puestos en servicio en la comarca y alrededores en los últimos años arroja una media de 1,75 buitres muertos por turbina y año. Extrapolando de forma sencilla al número de turbinas que se proyectan en la zona y teniendo en cuenta las diferencias existentes entre PPEEs, se obtienen cifras promedio en torno a más de un millar de buitres muertos al año con una horquilla de 350 a 2500 individuos. Evidentemente esta siniestralidad es absolutamente inasumible.

Águila de Bonelli o perdicera

El águila de Bonelli o perdicera cuenta con unas 700 parejas en España y está considerada como "vulnerable" en el Catálogo Español de Especies Amenazadas y como "en peligro" en los catálogos regionales de Navarra y Aragón. Se extiende en Iberia por áreas de clima mediterráneo, siendo muy rara en zonas de transición como el alto valle del Ebro donde las poblaciones casi se han extinguido como reproductoras y son hoy en día objeto de activos programas de conservación. Pese a ser aves sedentarias y territoriales, las águilas de Bonelli, como otras especies de grandes rapaces, pueden realizar amplios movimientos divagantes durante la fase preadulta y visitar áreas alejadas cientos de kilómetros de sus áreas de nacimiento. Durante esta fase nómada, las águilas típicamente se asientan durante periodos variables en áreas donde la disponibilidad de comida es abundante (Cadahia et al. 2010).

Tanto Navarra como Álava están involucrados en dos proyectos LIFE con esta especie ("LIFE Bonelli" – LIFE 12NAT/ES/000701 y "Aquila a-LIFE" - LIFE 16 NAT/ES/000235) que tratan de

recuperar las poblaciones del norte de Iberia mediante distintas acciones que incluyen la liberación de individuos procedentes de cría en cautividad. La información procedente de 22 individuos liberados en Álava y de los ocho individuos navarros vivos y con el emisor GPS activo a principios de 2022 evidencian que el área donde se proyectan los clústeres, así como buena parte de los trazados de las líneas de alta tensión, son usados por los ejemplares liberados (Anexos 6 y 7). Los clústeres más septentrionales están cerca de una de las áreas de liberación de aves en Navarra, con áreas de ocupación de las águilas que solapan con los mismos (Anexo 6). Las áreas de ocupación de las aves alavesas muestran que los clústeres de la zona sur son especialmente peligrosos para las aves liberadas, pero la zona norte también fue usada por dos de ellas (Anexo 7). De hecho, recientemente ha muerto en un parque eólico aragonés, a escasos 10 km de PEol-712, uno de los individuos reintroducidos en Navarra en el marco de los proyectos LIFE. En definitiva, buena parte de la comarca se ha revelado como una de las áreas importantes para el asentamiento temporal de las águilas durante su etapa preadulta, por lo que la instalación de parques eólicos puede comprometer el éxito de los programas de conservación de la especie.

Avutarda, sisón, ganga ortega y ganga ibérica

La avutarda es una especie catalogada “en peligro de extinción” en Aragón que ha sufrido un importante descenso histórico. Los censos invernales para toda la comunidad apenas alcanzan el centenar de individuos, mientras que en época reproductora el número de hembras se sitúa por debajo del medio centenar. Aunque las tendencias poblacionales parecen ser estables en los últimos años, es una especie muy amenazada en el valle del Ebro por su exiguo tamaño poblacional y aislamiento geográfico.

El sisón está catalogado como “Vulnerable” tanto en el Catálogo nacional de Especies Amenazadas como en el Catálogo de Especies Amenazadas de Aragón. Ha sufrido en España un declive muy marcado en los últimos diez años, con pérdida de alrededor del 50% de los machos, y por ello cuenta con dictamen favorable del Comité Científico del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas, que asiste al Comité de Flora y Fauna Silvestres, para cambiar su categoría a “en peligro de extinción” en el Catálogo Español de Especies Amenazadas. En Aragón este descenso es más acusado que el de la

media nacional, con extinción de la especie en el 29% de las cuadrículas, una disminución en densidad del 61.2%, y pérdida del 64.1% de los machos (García de la Morena et al. 2018). El declive de sus poblaciones en la región ha sido tan importante que la actualización del Catálogo de Especies Amenazadas de Aragón, actualmente en tramitación, contempla también su recatalogación a "en peligro de extinción".

La ganga ortega figura como "Vulnerable" tanto en Catálogo Nacional de Especies Amenazadas como en el catálogo aragonés. Esta especie también ha declinado de forma muy importante en España. La disminución en el valle del Ebro en la última década ha sido la más severa de todo el país, con extinción en el 38% de las cuadrículas y una disminución en abundancia del 84% (Mougeot et al. 2021).

La ganga ibérica figura igualmente como "Vulnerable" en los catálogos nacional y regional de especies amenazadas. Al igual que la ganga ortega, esta especie muestra en el valle del Ebro la mayor caída poblacional de toda España, con su extinción en el 19% de las cuadrículas y un desplome en abundancia del 67% (Mougeot et al. 2021).

Han sido descritas muertes por colisión con PPEE en las cuatro especies, aunque probablemente están seriamente infravaloradas. Particularmente en Aragón, existen dos únicos registros de mortalidad de ganga ibérica y ninguno de las otras tres especies. Esta información contrasta con los datos disponibles de Navarra, donde, con una potencia instalada muy inferior y poblaciones de aves esteparias mucho menos importantes desde el punto de vista numérico, existen registros de siniestralidad con turbinas para las cuatro especies. Recientemente, un informe experto ha concluido que debería mantenerse libres de aerogeneradores un radio de 2 km en torno a LEKs y áreas de invernada de sisón (Pracontal 2020).

Las PSFV suponen pérdida de hábitat directa para avutarda, sisón, ganga ortega y ganga ibérica. La pérdida de hábitat de nidificación y alimentación es la principal causa de desaparición y rarefacción de estas especies (Suárez et al. 1997, Brotons et al. 2004, Moreira et al. 2007, Traba et al. 2013, Traba y Morales 2019, Gameiro et al. 2020), cuya adaptación a espacios abiertos hace inviable la coexistencia de las mismas con este tipo de infraestructuras. Estas especies han evolucionado en ambientes abiertos y no pueden vivir entre elementos verticales que limiten la

visibilidad. Tal es así, que muestran patrones de selección de micro-hábitat a lo largo de su ciclo vital estrechamente ligados a la altura de la vegetación (Robleño et al. 2017). Es previsible, además, que las infraestructuras tengan un efecto "sombra" de varios cientos de metros más allá de la superficie estrictamente ocupada por el recinto vallado, que provoque que estas aves desaparezcan también del entorno (Giralt et al. 2018). En coherencia con estas necesidades vitales, las recomendaciones de la Declaración Ambiental Estratégica del Plan Nacional Integrado de Energía Clima explícitamente desaconsejan la instalación de plantas solares en el área de distribución de aves esteparias catalogadas[5].

En el caso del sisón, han sido descritos efectos perniciosos de las líneas eléctricas que difunden de su mera proyección espacial y que pueden reducir las densidades de machos en un entorno de hasta 2 km (Silva et al. 2010). De hecho, las líneas eléctricas constituyen el principal problema de mortalidad no natural en sisones y avutardas (Palacín et al. 2017, Marcelino et al. 2018), probablemente debido a su escasa maniobrabilidad en vuelo y las particularidades de su percepción visual. Estas dos especies son especialmente sensibles a mortalidad en líneas altas con varios niveles de cableado, como las LAAT proyectadas, que los salva-pájaros apenas contribuyen a minimizar (Marqués et al. 2021, Shaw et al. 2018, 2021).

Varios de los proyectos están dentro o en las inmediaciones de áreas seleccionadas en Aragón para ser incluidas como áreas críticas para aves esteparias en el futuro Plan de Recuperación conjunto del sisón común, la ganga ibérica, la ganga ortega y la avutarda (Anexo 8). La tramitación administrativa de dicho Plan comenzó en 2018[6], pero sigue sin aprobarse tras más de 25 años de obligación legal[7]. Teniendo en cuenta el estado de conservación de todas estas especies, resultan inasumibles los aerogeneradores situados en el interior o las inmediaciones del área crítica ubicada

[5] Resolución de 30 de diciembre de 2020, de la Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental, por la que se formula la declaración ambiental estratégica del Plan Nacional Integrado de Energía y Clima 2021-2030. BOE 9 de 11 de enero de 2021.

[6] Orden de 26 de febrero de 2018, del Consejero del Departamento de Desarrollo Rural y Sostenibilidad, por el que se acuerda iniciar el proyecto de Decreto por el que se establece un régimen de protección para el sisón común (*Tetrax tetrax*), ganga ibérica (*Pterocles alchata*) y ganga ortega (*Pterocles orientalis*), así como para la avutarda común (*Otis tarda*) en Aragón, y se aprueba el Plan de Recuperación conjunto.

[7] DECRETO 49/1995, de 28 de marzo, de la Diputación General de Aragón, por el que se regula el Catálogo de Especies Amenazadas de Aragón. BOA Nº 42 de 7 de abril de 1995.

entre Sádaba y Biota (PEol-409, PEol-593, PEol-522), con poblaciones reproductoras, post-reproductoras y/o e invernantes de avutarda, sisón y ganga ortega. Es además de gran importancia mantener la conectividad de esta zona concreta con las poblaciones de aves esteparias de Bardenas Reales de Navarra y con las poblaciones aragonesas situadas al sur de la comarca. En este sentido, la fragmentación que provocarían las decenas de aerogeneradores previstos al oeste de Sádaba, pertenecientes a los clústeres PEol-409, PEol-475, PEol-522, PEol-593 y PEol-735, puede ser crítica para la conectividad con las poblaciones navarras, mayormente incluidas en la ZEC "Bardenas Reales". Del mismo modo, los aerogeneradores proyectados al sur del área crítica, pertenecientes a los clústeres PEol-593, PEol-614 y PEol-617, constituirán con toda probabilidad una barrera al flujo de individuos con otras poblaciones de aves esteparias de la porción aragonesa del valle del Ebro. Pueden ser igualmente perjudiciales los aerogeneradores ubicados a pocos centenares de metros de otras áreas críticas para estas especies, en particular los de los clústeres PEol-522, PEol-593, PEol-614 y PEol-617. Finalmente, buena parte de la superficie ocupada por todos los clústeres de PSFV se ubican en áreas críticas de esteparias, y en concreto sobre áreas importantes para los últimos reductos de ganga ibérica y ganga ortega del sur de la comarca. Estas plantas producirán pérdida de hábitat y provocarán la desaparición de las aves de las áreas de implementación y previsiblemente de sus inmediaciones. Debe destacarse también que estas áreas críticas son utilizadas durante la invernada por gangas ibéricas de la ZEC "Bardenas Reales" (Casas et al. 2013), por lo que la pérdida de hábitat dentro de las mismas (clústeres fotovoltaicos) y la barrera al flujo de individuos (PEol-712) podría tener consecuencias sobre uno de los elementos clave de dicho espacio Natura 2000. La otra zona importante de invernada de gangas ibéricas reproductoras de Bardenas detectada durante los trabajos de radio-seguimiento y seguimiento con GPS, los Llanos de Plasencia al sur del Ebro (Casas et al. 2013), se encuentra en la actualidad saturada de plantas eólicas y fotovoltaicas en servicio o en fases avanzadas de tramitación.

Cernícalo primilla

El cernícalo primilla está catalogado como "Sensible a la Alteración del Hábitat" en Aragón y propuesto como "Vulnerable" en el nuevo catálogo regional que se encuentra en tramitación.

Cuenta con un plan de conservación del hábitat desde 2010[8] que establece áreas críticas en un radio de 4 kilómetros alrededor de las colonias. Viene sufriendo un descenso continuo y acelerado en Aragón, con la extinción del 25% de las colonias y del 45% de la población en tan solo 7 años (Hernández y Alcántara 2020). Por tanto, la situación y estado de conservación de la especie en la comunidad autónoma es muy desfavorable e indica que las acciones emprendidas hasta la fecha para garantizar su conservación no están resultando efectivas.

El cernícalo primilla es otra especie con altas tasas de siniestralidad con aerogeneradores. El propio Plan de Conservación del Hábitat del cernícalo primilla en Aragón recoge que la mortalidad por colisión con estas infraestructuras supuso el principal motivo de mortalidad tras la puesta en servicio de "un alto porcentaje de las instalaciones eólicas aragonesas". La siniestralidad en esta especie no sólo se produce en las áreas de reproducción, sino que se han constatado importantes problemas de mortalidad alrededor de los dormideros comunales que las aves utilizan en época pre-migratoria. Tal es el caso del dormidero ubicado en los Llanos de Plasencia (Zaragoza) ubicado a poco más de una decena de kilómetros de las Cinco Villas. Este dormidero se encuentra rodeado de parques eólicos que producen una elevada mortalidad en la especie.

La distancia de seguridad de 1 km entre colonias y aerogeneradores frecuentemente utilizada para garantizar la conservación de la especie en Aragón es arbitraria e insuficiente, a tenor de la información reciente sobre uso del espacio que han arrojado diversos estudios con aves marcadas con dispositivos GPS (Hernández-Pliego et al. 2017, Cecere et al. 2018, Vidal-Mateo et al. 2019). Debe considerarse que las áreas críticas de 4 km en torno a las colonias recogen la mayor parte de los desplazamientos de forrajeo de las aves reproductoras desde las colonias de cría, y por tanto debería evitarse la instalación de aerogeneradores en ese radio. En el caso de los dormideros pre-migratorios no se ha generado información que permita establecer umbrales de seguridad, con el agravante de que las aves tienen querencia por crear dormideros en las subestaciones eléctricas

[8] Decreto 233/2010, de 14 de diciembre, del Gobierno de Aragón, por el que se establece un nuevo régimen de protección para la conservación del Cernícalo Primilla (*Falco naumanni*) y se aprueba el plan de conservación de su hábitat.

asociadas a estas infraestructuras cuando se construyen en áreas ricas en alimento durante el periodo pre-migratorio.

En las Cinco Villas existen varias colonias históricas de la especie. Al menos dos de ellas, activas en tiempos recientes, tienen aerogeneradores proyectados dentro del *buffer* de 4 km que define su área crítica (Anexo 9). La primera de ellas se ubica al SE de Ejea de los Caballeros y se vería afectada por turbinas de los PPEE PEol-614 y PEol-617, con las más cercanas a unos 1300 m. La segunda, al NW de Erla, quedaría rodeada por turbinas de PEol-617. Esta última colonia ha acogido hasta 20 parejas en los últimos años y tendría dos aerogeneradores a unos 500 m y siete más a menos de 2 km. Por otra parte, el área crítica para esteparias sita entre Sádaba y Biota (ver apartado de Avutarda, sisón, ganga ortega y ganga ibérica más arriba) reúne un importante contingente de primillas durante los meses agosto y septiembre que campean y cazan en toda el área crítica, el suroeste de la misma hasta el Lagunazo de Moncayuelo y los llanos entre la A-127 y el embalse de San Bartolomé. Es previsible que parte de los aerogeneradores de los clústeres PEol-409 y PEol-593 produzcan mortalidades importantes en esta especie.

Aves acuáticas

La comarca acoge un rosario de lagunas de origen humano con importantes valores ornitológicos que motivó la designación de una ZEPA. Resalta por su importancia y estado de conservación el avetoro, catalogado como “En peligro de extinción” en Aragón y con presencia regular en el Escorón entre Ejea y Tauste, la Estanca de La Bueta y el embalse de Valdelafuén, al norte de Sádaba, y el Caserío de Arana entre Ejea y Erla, además de citas esporádicas en otros humedales y arrozales de la zona. Los humedales de las Cinco Villas, junto con otras áreas del valle del Ebro, conforman una de las dos zonas refugio de la especie de toda España (Vera 2021). La zona presenta también importantes concentraciones de anátidas, entre las que destaca el porrón pardo, ardeidas como la garza imperial y la garceta grande, limícolas, y buenas poblaciones reproductoras e invernantes de Aguilucho lagunero.

Los proyectos planteados aíslan estos humedales entre sí, que quedarían rodeados por aerogeneradores, con el consiguiente riesgo de mortalidad para las aves que se desplazan entre o desde los mismos. Quizás cabría destacar, por la escasez de sus poblaciones, los potenciales efectos

negativos sobre el avetoro de PEol-522, PEol-614, PEol-617 y PEol-735, así como la posible pérdida de conectividad y riesgo de mortalidad que producirían PEol-409 y PEol-475 al ubicarse entre Valdelafuén-La Bueta y la Estaca de los Dos Reinos, y PEol-593, PEol-614 y PEol-712 al aislar El Escorón de las poblaciones de la Bardena navarra.

Grulla común

La grulla común se encuentra catalogada como "sensible a la alteración del hábitat" en el Catálogo de Especies Amenazadas de Aragón. La comarca acoge una importante población de grullas invernantes que oscila, según datos oficiales del Gobierno de Aragón, entre los 5000 y los 14000 individuos. Las aves frecuentan fundamentalmente cultivos de regadío para alimentarse, utilizando para dormir áreas encharcadas que usan en función del nivel de agua. Es reseñable además que las molestias ocasionadas por la presencia humana producen cambios importantes en la ubicación de los dormideros, tanto dentro de la misma temporada como entre distintos años. Todo esto es muy importante a efectos del impacto ambiental de los parques eólicos, ya que (1) es imposible predecir y anticipar su impacto en función de la ubicación de los dormideros y las trayectorias entre estos y las áreas de alimentación en un año concreto; y (2) una parte muy importante de los movimientos, tanto en los desplazamientos espontáneos de las aves como en las desbandadas producidas por la presencia humana, se producen con poca luz, con el consiguiente aumento en el riesgo de colisión con aerogeneradores y líneas eléctricas.

Por otro lado, el área de Cinco Villas es utilizada en la migración prenupcial como punto de descanso y dormidero por contingentes de grullas que invernan en regiones del sur de Iberia. Por tanto, la amenaza que para esta especie suponen los clústeres eólicos proyectados se extiende mucho más allá de la propia población local invernante, para afectar a una parte muy relevante de las poblaciones europeas que invernan en España.

Los impactos sobre esta especie se prevén importantes en prácticamente todas las poligonales de PEol-593, PEol-614 y PEol-617, así como en parte de las de PEol-409 y PEol-522.

Otras especies

El área donde se proyectan los clústeres acoge durante todo el año o parte del mismo poblaciones importantes de otras especies de aves catalogadas o escasas. Entre las especies catalogadas a escala regional, destacan concentraciones importantes, tanto en zonas de alimentación como en dormideros, de cigüeña blanca y chova piquirroja, así como poblaciones reproductoras y áreas de dispersión juvenil de aguilucho cenizo, poblaciones invernantes de aguilucho pálido, e importantes poblaciones reproductoras e invernantes de aguilucho lagunero occidental. Estas tres últimas especies usan además el área como lugar de paso migratorio, junto con una gran variedad de especies de aves acuáticas (limícolas, anátidas, ardeidas, grullas, cigüeña negra), rapaces (águila pescadora, abejero europeo) y paseriformes. En la zona invernan además halcones peregrinos y esmerejones. La zona sur es área de invernada de cigüeña negra desde hace unos años.

Los clústeres afectarán además al área de campeo de alrededor de una decena de territorios de águila real. En años recientes se han marcado en Navarra varios individuos de esta especie con dispositivos GPS, tres de ellas en el área de influencia de los clústeres. En el Anexo 10 puede verse que las áreas de ocupación de estas tres aves solapan con los clústeres, pese a nidificar fuera de los mismos. Finalmente, los proyectos tendrán efectos negativos sobre multitud de territorios de otras especies de aves rapaces (aguililla calzada, águila culebrera, ratonero, alcotán, cernícalo vulgar, azor, gavilán, etc).

Impacto en elementos clave de los espacios de Red Natura 2000.

El artículo 6(2) de la Directiva Hábitats[9], transpuesta al ordenamiento jurídico español en el RD 1997/1995[10] y cuyas directrices para los Estados miembros ha actualizado la Comisión Europea a la luz del amplio cuerpo de sentencias dictadas por el Tribunal de Justicia de la Unión Europea[11]

[9] DIRECTIVA 92/43/CEE DEL CONSEJO de 21 de mayo de 1992 relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres.

[10] Real Decreto 1997/1995, de 7 de diciembre, por el que se establecen medidas para contribuir a garantizar la biodiversidad mediante la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres.

[11] Commission Notice C(2018) 7621 final, Brussels, 21.11.2018. Managing Natura 2000 sites – The provisions of Article 6 of the 'Habitats' Directive 92/43/EEC https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?qid=1548663172672&uri=CELEX:52019XC0125(07)

y que se aplica obligatoriamente a ZECs, LICs y ZEPAS, establece que los Estados miembros deben adoptar las medidas apropiadas para evitar, en las zonas especiales de conservación, el deterioro de los hábitats naturales y de los hábitats de especies, así como las alteraciones que repercutan en las especies que hayan motivado la designación de las zonas, en la medida en que dichas alteraciones puedan tener un efecto apreciable en lo que respecta a los objetivos de la Directiva. La Comisión Europea deja claro el carácter preventivo y la naturaleza anticipatoria de este artículo, y que las medidas a tomar se refieren a los hábitats y especies por los que el lugar Natura 2000 ha sido designado, independientemente de si estas medidas son aplicables dentro o fuera de los límites del espacio. Los Estados miembros deben aplicar las medidas protectoras pertinentes para salvaguardar las características ecológicas de los lugares Natura 2000, es decir, no pueden permitir deterioros y perturbaciones que mermen las características del lugar hasta niveles inferiores a los tenía cuando fue designado. Dicho "efecto apreciable" se define en base a varios indicadores, entre los que se encuentran, para el caso concreto de las especies clave, su dinámica poblacional y su rango de distribución. Así, cualquier evento, actividad o proceso que contribuya al declive a largo de plazo de la población o que disminuya o pueda disminuir su rango de distribución es considerado como una alteración significativa y por tanto tendría un efecto apreciable.

El artículo 6(3) establece que "Cualquier plan o proyecto que, sin tener relación directa con la gestión del lugar o sin ser necesario para la misma, pueda afectar de forma apreciable a los citados lugares, ya sea individualmente o en combinación con otros planes y proyectos, se someterá a una adecuada evaluación de sus repercusiones en el lugar, teniendo en cuenta los objetivos de conservación de dicho lugar. A la vista de las conclusiones de la evaluación de las repercusiones en el lugar y supeditado a lo dispuesto en el apartado 4, las autoridades nacionales competentes sólo podrían declararse de acuerdo con dicho plan o proyecto tras haberse asegurado de que no causará perjuicio a la integridad del lugar en cuestión y, si procede, tras haberlo sometido a información pública". Así, los artículos 6(2) y 6(3) comparten los mismos objetivos, sólo que el último se aplica ante planes o proyectos concretos que vayan a ser autorizados y que puedan tener efectos significativos sobre el lugar Natura 2000. La Comisión establece que el ámbito geográfico de la actuación no se limita al interior del lugar, sino que aplica a cualquier plan o proyecto situado

fuera del mismo pero susceptible de tener efectos sobre los objetivos de conservación del espacio, independientemente de la distancia (casos C-98/03 y C-418/04). La Comisión también establece varios puntos importantes en relación al enunciado del artículo cuando se refiere a planes o proyectos que "puedan afectar de forma apreciable a los citados lugares, ya sea individualmente o en combinación con otros planes y proyectos". Las garantías de conservación que ofrece este artículo se activan no sólo ante la certidumbre de efectos significativos, sino ante la mera probabilidad de que ocurran, en línea con el principio de precaución. En este sentido, es clave enfatizar que la Comisión establece que el plan o proyecto considerado debe ser capaz de "hacer frente al escrutinio científico y experto". El Tribunal de Justicia Europeo ha indicado que debe usarse el mejor conocimiento científico disponible cuando se lleva a cabo la evaluación que permita a las autoridades competentes concluir con certeza que no habrá efectos sobre la integridad del lugar, es decir, donde no quede ninguna duda científica razonable sobre la ausencia de tales efectos (caso C-127/02). De acuerdo con el Tribunal, la evaluación debe tener información completa, precisa y conclusiones definitivas capaces de eliminar toda duda científica razonable a los efectos de las obras propuestas en el lugar en cuestión (casos C-304/05, C-239/04 y C-404/09).

En definitiva, la Directiva Hábitats establece que sólo podrán aprobarse aquellos planes y proyectos que no dejen margen de duda científica razonable de su inocuidad para los elementos clave de los lugares Natura 2000, ya sea individualmente o en combinación con otros planes y proyectos e independientemente de la ubicación del proyecto. Se invierte la carga de la prueba, que consiste por tanto en demostrar la ausencia de efectos nocivos más que su presencia.

Trasladando todo esto a los proyectos aquí analizados, los clústeres de energía renovable de las Cinco Villas podrían afectar al menos a los siguientes lugares de la Red Natura 2000:

Bardenas reales de Navarra y Aragón: Las Bardenas reales de Navarra (Parque Natural y Reserva de la Biosfera) comprenden la ZEC "Bardenas Reales", que a su vez incluye las ZEPAs "El Plano-Blanca Alta" y "Rincón del Bu-La Nasa-Tripazul". Los elementos clave de estos espacios incluyen las aves rupícolas y las aves esteparias[12]. En la parte aragonesa se encuentra la ZEPA "Loma La

[12] Bases técnicas para el Plan de Gestión de la ZEC y ZEPAs Bardenas Reales (ES2200037), El Plano-Blanca Alta (ES0000171), Rincón del Bu-La Nasa Tripazul (ES0000172). Gestión Ambiental de Navarra – Gobierno de Navarra.

Negra-Bardenas", que incluye entre sus elementos clave al alimoche y al águila calzada[13]. En total el área protegida acoge unas 100 parejas de buitre leonado y 20 parejas de alimoche, además de 6 de águila real. El desarrollo renovable proyectado podría comprometer la viabilidad de todas estas poblaciones, tal como demuestra el seguimiento detallado de individuos marcados con GPS y con anillas individualizadas de las tres especies indicadas (ver arriba). Además, en la parte navarra se encuentran algunas de las mejores poblaciones de ganga ibérica y ganga ortega del valle del Ebro, con una población reseñable de alondra ricotí, presencia más escasa pero regular de aguilucho cenizo, sisón y cernícalo primilla, y más esporádica de avutarda. Los clústeres proyectados podrían afectar a estas especies por mortalidad directa durante sus desplazamientos a áreas de alimentación o a las áreas de invernada. La información disponible a día de hoy indica que al menos parte de las gangas ibéricas de Bardenas invernan en áreas que bien están ya absolutamente saturadas de plantas renovables (IBA Llanos de Plasencia, al sur de las Cinco Villas) o bien van a verse afectadas por los clústeres aquí tratados.

Sierras y macizos prepirenaicos de Navarra y Aragón: comprenden los espacios naturales de la Red Natura 2000: Peña Izaga, Caparreta, Arbaiun-Leire en Navarra y Sierras de Leyre y Orba, Salvatierra y Foces de Fago y Sierras de Santo Domingo y Caballera y Rio Onsella en Aragón. En todos ellos existen poblaciones de buitre leonado cuyos ejemplares campean habitualmente por la comarca de Cinco Villas, como han demostrado los seguimientos a través de GPS. Por otra parte, en la Sierra de Santo Domingo existe una pareja de quebrantahuesos y varias de alimoche cuyas áreas de campeo probablemente incluyen las cuencas y sierras del suroeste donde se proyectan parques de algunos de los clústeres.

Lagunas y carrizales de Cinco Villas / Estanca de los Dos Reinos: Se trata de un conjunto de humedales de gran importancia para las aves acuáticas, en especial ardeidas (avetoro y garza imperial) y poblaciones invernantes y nidificantes de aguilucho lagunero. Ya se ha comentado (ver arriba) el efecto potencialmente adverso de los clústeres proyectados sobre los objetivos de conservación de esta ZEPA por mortalidad directa y pérdida de conectividad.

[13] Plan básico de gestión y conservación del Espacio Protegido Red Natura 2000 ZEPA - ES0000292 - Loma la Negra – Bardenas. Gobierno de Aragón.

Conclusiones y perspectivas

La comarca zaragozana de las Cinco Villas destaca a nivel de Aragón y del conjunto de España por su alta biodiversidad, que en el caso de las aves se concreta en la existencia de abundantes poblaciones de grupos de especies con gran interés en conservación como aves de presa, esteparias y acuáticas. Esta riqueza viene dada por la diversidad de ambientes y espacios naturales, muchos de ellos reconocidos en la Red Natura 2000, que pasan desde la montaña prepirenaica (Sierras de Peña y de Santo Domingo) a las vegas, lagunas, estepas y cultivos de secano del entorno de Ejea de los Caballeros, Tauste y las lomas de la Bardena Negra aragonesa. Además, la comarca está rodeada por espacios naturales de gran biodiversidad situados en otras comunidades autónomas, entre los que resalta el Parque Natural, Reserva de la Biosfera y ZEC de las Bardenas Reales de Navarra.

A día de hoy, la comarca soporta ya directamente la existencia de 16 parques eólicos con 229 aerogeneradores (Rabosera, Odon de Buen III, La Sarda, Santo Domingo de Luna, Sora, La Peña, Monlora I, Monlora II, Monlora III, Monlora IV, Monlora V, Plana de Sancho Abarca, Planas de Pola, Sos del Rey Católico, Sierra Selva, I+D Arza). Estas instalaciones ya suponen un notable impacto sobre la biodiversidad de la zona, con amenazas directas a poblaciones de especies catalogadas (Donázar et al 2020). Los proyectos de clústeres de energías renovables que se contemplan en el presente informe representan un salto cualitativo a gran escala que va a suponer que, a efectos ecológicos, la práctica totalidad de la comarca fuera de espacios naturales protegidos quede afectada por instalaciones de energía renovable e infraestructuras asociadas.

El impacto sobre las poblaciones de aves se prevé extremadamente grave. La abundancia y singularidad de las poblaciones de aves en el entorno de los parques ha mostrado las mejores correlaciones con las muertes causadas por este tipo de infraestructuras (Barrios y Rodríguez 2004, Carrete et al. 2012), por lo que siguiendo el principio de precaución debería evitarse su instalación en áreas sensibles (Carrete et al. 2009, Carrete y Sánchez Zapata 2010), es decir, en áreas con alta actividad de aves amenazadas, ya sea para reproducirse, invernar, dispersarse, migrar o dormir (Perrow 2017). Resulta pertinente recordar aquí que el principio de precaución es uno de los pilares

sobre los que descansa la legislación nacional y europea en materia de evaluación ambiental[14]. Evidentemente, la respuesta de las diferentes especies no va ser similar, pero actualmente la información disponible acerca de la distribución y abundancia de poblaciones y del uso del espacio de individuos marcados con emisores GPS sí que nos permite afirmar que en conjunto los clústeres proyectados van a ejercer un fuerte efecto negativo acumulativo y probablemente sinérgico sobre la biodiversidad de aves de la comarca y de regiones vecinas, sin perjuicio de otros impactos negativos no considerados en este informe a nivel de afecciones sobre otros grupos de vertebrados como los murciélagos, sobre el paisaje e incluso sobre el medio físico.

La mortalidad que pueden ocasionar los clústeres en las especies más grandes, como buitres leonados, milanos reales, alimoches, grullas o incluso quebrantahuesos, tiene efectos que transcienden con mucho la poligonal de los parques. Incluso cuando los lugares de nidificación de se encuentran en espacios naturales protegidos, las aves rapaces reproductoras con frecuencia utilizan para buscar el alimento áreas fuera de estos espacios (Martínez et al. 2007, Guixé y Arroyo 2011, Tanferna et al. 2013), donde son más vulnerables a mortalidad por causas antropogénicas. Tanto es así que los clústeres proyectados pueden causar mortalidad de reproductores de estas especies provenientes de puntos de la Red Natura 2000 situados a decenas de kilómetros. El ámbito espacial de los clústeres acoge también especies que realizan movimientos más o menos divagantes con asentamientos temporales en dormideros y áreas con alta disponibilidad de recursos tróficos. La zona destaca por su importancia durante la etapa preadulta para especies catalogadas con maduración sexual retardada como el alimoche y el águila de Bonelli, pero también por las concentraciones pre-migratorias de cernícalo primilla. El ámbito de influencia y la repercusión espacial es aún mayor sobre especies migradoras e invernantes, como milanos reales nidificantes en Centroeuropa (hay al menos dos casos de milanos reales marcados con GPS, procedentes de Alemania y Suiza, muertos en turbinas de Aragón), grullas, aguiluchos pálidos y distintas especies de aves acuáticas. Entre estas últimas, es relevante el efecto que pueden tener los clústeres sobre la viabilidad y conectividad de las exiguas poblaciones de avetoro.

[14] El Artículo 2 de la Ley 21/2013, de 9 de diciembre, de evaluación ambiental establece que los procedimientos de evaluación ambiental se sujetarán, entre otros, al principio de precaución y acción cautelar.

Debemos recalcar que las grandes aves de presa y entre ellas las que sufren de mayor mortalidad en parques eólicos y líneas eléctricas como el buitre leonado, el alimoche, las águilas real y de Bonelli y el milano real, son extremadamente susceptibles desde un punto de vista demográfico a la mortalidad no natural, de modo que las poblaciones sometidas a continuas pérdidas de individuos pueden ver reducida su viabilidad y sufrir un riesgo de extinción muy alto a corto plazo cuando cuentan con un bajo número de parejas. En particular, en todas las aves de larga vida (Sæther y Bakke 2000, Niel y Lebreton 2005), los parámetros demográficos más sensibles son la supervivencia adulta y preadulta (García-Ripolles et al. 2011, Hernández-Matías et al. 2013, Sanz-Aguilar et al. 2015, Tauler et al. 2015, Margalida et al. 2020). En otras palabras, la mortalidad de aves reproductoras y de las que se encuentran próximas a hacerlo tiene un efecto más marcado en la evolución numérica de las poblaciones de la especie que las tasas de reproducción o la mortalidad juvenil.

Las afecciones de los parques eólicos sobre las aves son además de larga duración; los pocos estudios rigurosos a largo plazo indican que las tasas de mortalidad no disminuyen con el paso de los años (de Lucas et al. 2008, Smallwood y Thelander 2008, Bevanger et al. 2010). En todo caso, una menor siniestralidad puede responder al "vaciado" de la zona con el tiempo. No existe por tanto ninguna evidencia contrastable de que la habituación de las aves a este tipo de infraestructuras reduzca la mortalidad. Estudios recientes muestran que incluso niveles de mortalidad adicional considerados como aceptables (1-5%) en parques eólicos pueden tener consecuencias demográficas muy importantes y generalizadas a medio y largo plazo (Schippers et al. 2020).

Las medidas implementadas para mitigar los posibles efectos de las turbinas han mostrado por el momento efectos muy limitados y en cualquier caso se trata de interacciones complejas, lo que dificulta la implementación de medidas eficaces para la reducción de la mortalidad (Marques et al. 2014). En el caso de las plantas solares fotovoltaicas, no se conocen medidas correctoras que permitan su coexistencia con aves esteparias como avutardas, sisones o gangas, y es muy posible que no existan dadas las adaptaciones evolutivas a espacios abiertos de estas especies. Si atendemos a las afecciones por colisión en grandes líneas aéreas de transporte, las medidas

correctoras tienen un efecto limitado e incluso ineficaz para determinadas especies. En el caso de las medidas compensatorias no existe ninguna garantía razonable de que tengan capacidad para contrarrestar la siniestralidad, la pérdida de hábitat y el efecto barrera que producirían los proyectos. Aunque la ineficacia de las medidas correctoras y compensatorias pueda llegar a tener un efecto poco relevante sobre la pérdida neta de biodiversidad desde una perspectiva de proyectos aislados, su impacto acumulado pude conducir a efectos irreversibles para regiones enteras (Gardner et al. 2013, Pilgrim et al. 2013).

Cuando el tamaño de las poblaciones es importante y su distribución es continua, las pérdidas poblacionales locales pueden pasar desapercibidas e incluso ser asumibles desde el punto de vista de la conservación si se crean dinámicas metapoblacionales de fuente-sumidero, de modo que individuos provenientes de poblaciones "sanas" no sometidas a excesiva mortalidad no natural reemplazan a los individuos muertos en poblaciones "sumidero". De este modo, globalmente, mientras exista un número suficiente de individuos flotantes no reproductores en el ámbito de dispersión de la especie las bajas se reemplazan rápidamente y la población sigue siendo estable, o incluso puede mantener cierto crecimiento (Serrano 2018). Este rápido reemplazo de ejemplares parece estar produciéndose en parejas de águilas reales de la Ribera de Navarra sometidas a constantes bajas por choques con aerogeneradores y electrocuciones. También, tal como argumentan Arrondo et al (2020), puede estar ocurriendo algo similar con los buitres leonados de Navarra, que tienen mortalidades anuales del 20%, una tasa totalmente insostenible para un ave con la longevidad de un buitre cuya tasa natural de mortalidad debe ser menor al 5% anual, cifra que los mismos autores encuentran para poblaciones sanas del sur de Iberia.

Evidentemente, si las causas de mortalidad se generalizan a nivel espacial esta dinámica fuente-sumidero se torna insostenible y las poblaciones pueden decrecer a largo plazo y llegar a colapsar. Estos efectos sólo se notarán con el paso del tiempo, cuando el efecto amortiguador de los individuos no reproductores que cubren las bajas se vaya agotando, y probablemente cuando sea tarde para una ordenación del territorio que compatibilice renovables y conservación de poblaciones de aves (Penteriani et al. 2005). La caída reciente de poblaciones de buitres leonados en Navarra y Aragón podría apuntar ya en este sentido. Hay que tener en cuenta, además, que el

efecto poblacional de los parques eólicos es acumulativo a escala espacial, es decir, que todos en conjunto determinan un único efecto demográfico en las poblaciones, y probablemente sinérgico, mayor en su conjunto que la suma de los efectos individuales que produciría cada uno de ellos. Por otra parte, hay que tener también en cuenta que la vida media de los parques eólicos es de decenas de años, por lo que el efecto demográfico a largo plazo es constante. Por lo tanto, se trata de un efecto acumulativo también a escala temporal, algo que no ocurre por ejemplo en eventos catastróficos como puedan ser los episodios puntuales de envenenamiento.

Además de mortalidad, las plantas de producción de energía a partir de fuentes renovables también producen pérdida y fragmentación de hábitats naturales y semi-naturales. En el caso de aves esteparias como avutardas, sisones, gangas, primillas y aguiluchos, los cambios en las prácticas agrícolas, con pérdida de lindes y barbechos, aumento de plaguicidas y fertilizantes y otras de formas de intensificación, han desembocado en importantes pérdidas poblacionales en los últimos años. A esto se ha sumado en tiempos recientes la mortalidad en parques eólicos y sobre todo la pérdida de hábitat provocadas por la instalación de plantas solares fotovoltaicas.

De todo lo anterior se deduce que los clústeres proyectados en las Cinco Villas deben ser analizados en su conjunto y en el conjunto de proyectos de todo el valle del Ebro y los somontanos y piedemontes que lo rodean, ya que esa es la escala mínima a la que funcionan demográficamente las poblaciones de buena parte de las especies afectadas. Todos los clústeres tienen por sí solos afecciones potencialmente críticas a especies catalogadas, pero en conjunto tendrán un efecto devastador sobre la biodiversidad de la comarca. Las afecciones descritas sobre avifauna catalogada por mortalidad y por pérdida de hábitat y de conectividad, incluida aquella que forma parte de los objetivos de conservación de espacios de la Red Natura 2000, contravienen la normativa comunitaria, nacional y autonómica sobre conservación de la biodiversidad, los convenios y acuerdos internacionales en la materia, y los criterios ambientales que define la declaración ambiental estratégica del Plan Nacional Integrado de Energía y Clima 2021-2030[15].

[15] Resolución de 30 de diciembre de 2020, de la Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental, por la que se formula la declaración ambiental estratégica del Plan Nacional Integrado de Energía y Clima 2021-2030. BOE 9 de 11 de enero de 2021.

El exorbitante despliegue de renovables en Aragón y Navarra es profundamente preocupante para el devenir de las poblaciones de algunas especies catalogadas, con afecciones que difícilmente podrán ser corregidas cuando las instalaciones estén en servicio con inversiones multimillonarias detrás. Sólo en Aragón existían a julio de 2021 más de 3000 aerogeneradores y 4600 hectáreas de plantas fotovoltaicas de más de 5 MWp en servicio o autorizadas (Serrano 2021). Las decenas de proyectos eólicos en tramitación y las decenas de miles de hectáreas en áreas críticas para aves esteparias donde se planea construir plantas solares dibujan un escenario muy difícilmente conciliable con la conservación de la biodiversidad, máxime en ausencia de una planificación estratégica cimentada en una valoración profunda y rigurosa de las consecuencias de la penetración y acumulación de estas infraestructuras en el territorio.

Bibliografía

Agha, M., Lovich, J.E., Ennen, J.R., Todd, B.D. 2020. Wind, sun, and wildlife: do wind and solar energy development 'short-circuit' conservation in the western United States? Environ. Res. Lett. 15, 075004

Arrondo, E., Sanz-Aguilar, A., Pérez-García, J.M., Cortés-Avizanda, A., Sánchez-Zapata, J.A., Donázar, J.A. 2020. Landscape anthropization shapes the survival of a top avian scavenger. Biodiversity and conservation 29, 1411-1425.

Atienza, J.C., Martín, I., Infante, O., Valls, J., Domínguez, J. 2014. Guidelines for assessing the impact of wind farms on birds and bats (version 4.0). SEO/BirdLife, Madrid).

Badia-Boher, J.A., Sanz-Aguilar, A., de la Riva, M., Gangoso, L., van Overveld, T., García-Alfonso, M., Pérez-Luzardo, O., Suarez-Pérez, A., Donázar, J.A. 2019. Evaluating European LIFE conservation projects: improvements in survival of an endangered vulture. Journal of Applied Ecology 56, 1210-1219.

Barrios, L.y Rodríguez, A., 2004. Behavioral and environmental correlates of soaring-bird mortality at on-shore wind turbines. Journal of Applied Ecology 41, 72-81.

Bastos, R., Pinhanços, A., Santos, M., et al. 2016. Evaluating the regional cumulative impact of wind farms on birds: how can spatially explicit dynamic modelling improve impact assessments and monitoring? Journal of Applied Ecology 53, 1330-1340.

Bellebauma, J., Korner-Nievergeltb, F., Dürrc, T., Mammend, U. 2013. Wind turbine fatalities approach a level of concern in a raptor population. Journal for Nature Conservation 21, 394-400.

Bernardino, J., Bevangerb, K., Barrientosc, R., Dwyere, J.F., Marques, A.T. Martins, R.C., Shawg, J.M. Silva, J.P., Moreira, F. 2018. Bird collisions with power lines: State of the art and priority areas for research. Biological Conservation 222, 1-13.

Bernardino, J., Martins, R.C., Bispo, R., Moreira, F. 2019. Re-assessing the effectiveness of wire-marking to mitigate bird collisions with power lines: A meta-analysis and guidelines for field studies. Journal of Environmental Management 252, 109651

Beston, J.A., Diffendorfer, J., Loss, S.R. y Johnson, D.H. 2016 Prioritizing avian species for their risk of population level consequences from wind energy development. PLoS ONE 11, e0150813.

Bevanger, K., F. Berntsen, S. Clausen, E. Lie Dahl, Ø. Flagstad, A. Follestad, D. Halley, F. Hanssen, P. Lund Hoel, L. Johnsen, P. Kvaløy, R. May, T. Nygård., H. C. Pedersen, O. Reitan, E. Røskaft, Y. Steinheim, B. Stokke & R. Vang 2010. Pre- and post-construction studies of conflicts between birds and wind turbines in coastal Norway (Bird-Wind). Report on findings 2007-2010. NINA Report 620.

BirdLife International. 2017. Neophron percnopterus (amended version of 2016 assessment). The IUCN Red List of Threatened Species 2017: e.T22695180A118600142. http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-3.RLTS.T22695180A118600142.en.

Blakley, J. y Russell, J. 2022. International progress in cumulative effects assessment: a review of academic literature 2008–2018, Journal of Environmental Planning and Management 65, 186-215.

Brotons, L., Mañosa, S. y Estrada, J. 2004. Modeling the effects of irrigation schemes on the distributions of steppe birds in Mediterranean farmland. Biodiversity Conservation 13, 1039-1058.

Brownlie, S., King, N., Treweek, J. 2013. Biodiversity tradeoffs and offsets in impact assessment and decision making: can we stop the loss?. Impact Assess Proj Apprais 31, 24–33.

Burfield, I. J. 2005. The conservation status of steppic birds in Europe. En G. Bota, M. B. Morales, S. Mañosa, & J. Camprodon (Eds.), Ecology and conservation of steppe-land birds, pp. 119–139. Lynx Edicions & Centre Tecnològic Forestal de Catalunya.

Burris, R.K. y Canter, L.W. 1997. Cumulative impacts are not properly addressed in environmental assessments. Environ. Impact Assess. Rev. 14, 5-18.

Cadahía, L., López, P., Urios, V. y Negro, J.J. 2010. Satellite telemetry reveals individual variation in juvenile Bonelli's Eagle dispersal areas. Eur. J. Wildl. Res. 56, 923-930.

Canter, L. y Ross, B. 2010. State of practice of cumulative effects assessment and management: the good, the bad and the ugly. Impact Assess Proj Apprais 28, 261–8.

Carrete, M., Sánchez-Zapata, J.A. 2010. The precautionary principle and wind-farm planning: data scarcity does not imply absence of effects. Biological Conservation 143, 1829-1830.

Carrete, M., Sánchez-Zapata, J.A., Benítez, J.R., Lobon, M., Donázar, J.A. 2009. Large scale risk-assessment of wind-farms on population viability of a globally endangered long-lived raptor. Biological Conservation 142, 2954-2961

Carrete, M., J. A. Sánchez-Zapata, J.A., Benítez, J.R., Lobón, M., Montoya, F., Donázar, J.A. 2012. Mortality at wind-farms is positively related to large-scale distribution and aggregation in Griffon Vultures. Biological Conservation 145, 102-108.

Casas, F., García, J.T., Mougeot, F., Benítez-López, A., Martín, C.A., González, S. y Viñuela, J. 2013. Movimientos estacionales, selección de hábitat, reproducción, supervivencia y causas de mortalidad de la ganga ibérica (Pterocles alchata) en la Reserva de la Biosfera de las Bardenas Reales de Navarra. IREC-CSIC-Comunidad de Bardenas Reales de Navarra. Informe Inédito.

Ceballos, O., Cortés-Avizanda, A. 2004. Riesgos para la población de alimoche (Neophron percnopterus) del proyecto de ocho instalaciones eólicas en la Ribera de Navarra. Informe inédito. Gobierno de Navarra.

Ceballos, O. y Donázar, J.A. 1990. Roost-tree characteristics, food habits and seasonal abundance of roosting Egyptian Vultures in Northern Spain. Journal of Raptor Research 24, 19-25.

Cecere, J.G., Bondì, S., Podofillini, S., Imperio, S., Griggio, M., Fulco, E., Curcio, A., Ménard, D., Mellone, U., Saino, N., Serra, L., Sarà, M. y Rubolini, D. 2018. Spatial segregation of home ranges between neighbouring colonies in a diurnal raptor. Scientific Reports 8, 11762.

Chock, R.Y., Clucas, B., Peterson, E.K., et al. 2020. Evaluating potential effects of solar power facilities on wildlife from an animal behavior perspective. Conservation Science and Practice 2020, e319.

Clare, S., Krogman, N., Foote, L., Lemphers, N. 2011. Where is the avoidance in the implementation of wetland law and policy? Wetl Ecol Manag 19, 165–182.

Connelly, R. 2011. Canadian and international EIA frameworks as they apply to cumulative effects. Environ. Impact Assess. Rev. 31, 453-456.

Cooper, L. y Sheate, W. R. 2002. Cumulative effects assessment: a review of UK environmental impact statements. Environ. Impact Assess. Rev. 22, 415–39.

Coppes, J., Braunisch, V., Bollmann, K., Storch, I., Mollet, P., Grünschachner-Berger, V., Taubmann, J., Suchant, R., Nopp-Mayr, U. 2020. The impact of wind energy facilities on grouse: a systematic review. Journal of Ornithology 161, 1-15.

Coralie, C., Guillaume, O., Claude, N. 2015. Tracking the origins and development of biodiversity offsetting in academic research and its implications for conservation: a review. Biological Conservation 192, 492-503.

Cortés-Avizanda, A., Almaraz, P., Carrete, M., Sánchez-Zapata, J.A., Delgado, A., Hiraldo, F. y Donázar, J.A. 2011. Spatial heterogeneity in resource distribution promotes facultative sociality in two trans-Saharan migratory birds. PLoS ONE 6, e21016.

Cortés-Avizanda, A., McKeen , E., Ceballos, O., Pereira, H.M . and Martín-López, B. 2022. Social actors' perceptions of wildlife: Insights for the conservation of species in Mediterranean protected areas. Ambio 51, 990-1000.

Child, M., Koskinen, O., Linnanen, L., Breyer, C., 2018. Sustainability guardrails for energy scenarios of the global energy transition. Renew. Sust. Energ. Rev. 91, 321–334.

de Lucas, M., Ferrer, M., Bechard, M. J., Muñoz, A. R. 2012. Griffon vulture mortality at wind farms in southern Spain: Distribution of fatalities and active mitigation measures. Biological Conservation 147, 184-189.

Delgado-González, A. Cortés-Avizanda, A., Serrano, D., Arrondo, E., Duriez, O., Margalida, A., Carrete, M., Oliva-Vidal, P., Sourp, E. Morales-Reyes, Z., García-Barón, I., de la Riva, M., Sánchez-Zapata, J.A. y Donázar, J.A. 2022. Apex scavengers from different European populations converge at threatened savannah landscapes. Scientific Reports 12, 1852.

Desholm, M. 2009 Avian sensitivity to mortality: prioritising migratory species for assessment at proposed wind farms. J. Environ. Manage. 90, 2672–2679.

Dibo, A.P.A., Noble, B.F. y Sánchez, L.E. 2018. Perspectives on driving changes in project-based cumulative effects assessment for biodiversity: lessons from the Canadian experience. Environmental Management 62, 929–941.

Donázar, J.A., 2004. Alimoche común Neophron percnopterus. En: Libro Rojo de las Aves de España. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife. Madrid, pp. 129–131.

Donázar, J.A. y Benítez, J.R. 2004. La industria eólica, otra amenaza para el alimoche en el sur de Cádiz. Quercus 226: 68-69.

Donázar, J.A., Ceballos, O., Tella, J.L., 1996. Communal roosts of Egyptian vultures (Neophron percnopterus): dynamics and implications for the species conservation. En: Biología y Conservación de las Rapaces Mediterráneas, 1994 (Monografías nº 4). SEO, Madrid, pp. 189–201.

Donázar, J.A., Serrano, D. y Tella, J.L. 2020. Afección de la puesta en funcionamiento de parques eólicos sobre el dormidero de alimoches de Sierra de Luna. Estación Biológica de Doñana (EBD-CSIC). Informe Inédito.

Drewitt, A. y Langston, R.H.W. 2006 Assessing the impacts of wind farms on birds. Ibis 148, 29–42.

Duinker, P.N., Burbidge, E.L., Boardley, S.R. y Greig, L.A. 2013. Scientific dimensions of cumulative effects assessment: toward improvements in guidance for practice. Environ. Rev. 21, 40-52

Duinker, P.N. y Greig, L.A. 2006. The impotence of cumulative effects assessment in Canada: ailments and ideas for redeployment. Environ. Manag. 37, 153–61.

Erlewein, A. 2013. Disappearing rivers—the limits of environmental assessment for hydropower in India. Environ. Impact Assess. Rev. 43, 135–143.

Fernández-Gómez, L., Cortés-Avizanda, A. Arrondo, E., ceballos, O. García-Alfonso, M., Montelío, E., Donázar, J.A. en prensa. Vultures feeding on the dark side: current sanitary regulations are not enough. Bird Conservation International.

Ferreira, J., Aragão, L., Barlow, J., Barreto, P., Berenguer, E., Bustamante, M., Gardner, T., Lees, A., Lima, A., Louzada, J. 2014. Brazil's environmental leadership at risk. Science 346, 706-707

Fielding, A.H., Anderson, D., Benn, S., Dennis, R., Geary, M., Weston, E., et al. 2021. Non-territorial GPS-tagged golden eagles Aquila chrysaetos at two Scottish wind farms: Avoidance influenced by preferred habitat distribution, wind speed and blade motion status. PLoS ONE 16, e0254159.

Gameiro, J., Silva, J.P., Franco, A.M.A. Palmeirim, J.M. 2020. Effectiveness of the European Natura 2000 network at protecting Western Europe's agro-steppes. Biological Conservation, 248, 108681.

García de la Morena, E. L.; Bota, G.; Mañosa, S. y Morales, M. B. 2018. El sisón común en España. II Censo Nacional (2016). SEO/BirdLife. Madrid.

García-Alfonso, M., van Overveld, T., Gangoso, L., Serrando, D. y Donázar, J.A. 2020. Vultures and livestock: the where, when, and why of visits to farms. Animals 10(11), 2127.

García-Alfonso, M., van Overveld, T., Gangoso, L., Serrano, D., Donázar, J.A. 2021. Disentangling drivers of power line use by vultures: Potential to reduce electrocutions. Science of the Total Environment 793, 148534.

García-Ripollés, C., López-López, P. 2011. Integrating effects of supplementary feeding, poisoning, pollutant ingestión and wind farms of two vulture species in Spain using a population viability analysis. Journal of Ornithology 152, 879-888.

Gardner, T.A., Von Hase, A., Brownlie, S., Ekstrom, J.M., Pilgrim, J.D., Savy, C.E., Stephens, R.T., Treweek, J., Ussher, G.T., Ward, G. 2013. Biodiversity offsets and the challenge of achieving no net loss. Conservation Biology 27, 1254-1264.

Garvin J. C., Jennelle C. S., Drake D. and Grodsky S. M. 2011. Response of raptors to a windfarm. J. Appl. Ecol. 48, 199–209.

Gasparatos, A., Doll, C.N.H., Esteban, M., Ahmed, A., Olang, T.A., 2017. Renewable energy and biodiversity: implications for transitioning to a green economy. Renew. Sust. Energ. Rev. 70, 161–184.

Gibbons, P., Macintosh, A., Constable, A.L., Hayashi, K. 2018. Outcomes from 10 years of biodiversity offsetting. Glob. Change Biol. 24, e643-e654

Gil, J.A., Pérez, C. y López-López, P. 2017. Áreas de campeo de quebrantahuesos reproductores en el Pirineo Central. En A. Bueno, J.L. Rivas y F.J. Sampietro (coord). Anuario Ornitológico de Aragón 2012-2014 AODA Vol. VIII. Asociación Anuario Ornitológico de Aragón-Rocín y Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón, págs. 31-45. Zaragoza.

Giralt, D., Pantoja, J., Morales, M. B., Traba, J. y Bota, G. 2018. Landscape-scale effects of irrigation on a dry cereal farmland bird community. Front. Ecol. Evol. 9:611563

Gómez-Catasús, J., Garza, V., Traba, J. 2018. Wind farms affect the occurrence, abundance and population trends of small passerine birds: the case of the Dupont's lark. Journal of Applied Ecology, 55, 2033-2042.

Gradev, G., García, V., Ivanov, I., Zhelev, P., Kmetova, E. 2012. Data from Egyptian vultures (Neophron percnopterus) tagged with GPS/GSM transmitters in Bulgaria. Acta Zoologica Bulgarica 4, 141-146.

Grande, J.M. 2006. Factores limitantes, antrópicos y naturales, de poblaciones de aves carroñeras: el caso del alimoche (Neophron percnopterus) en el valle del Ebro. Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla.

Grande, J.M., Donázar, J.A., Ceballos, O., Tella, J.L., Serrano, D. Carrete, M. 2004. El alimoche en el valle medio del Ebro: factores de mortalidad, análisis demográfico y propuestas de conservación. Informe inédito. Gobierno de Aragón-Estación Biológica de Doñana (CSIC).

Guixé, D. y Arroyo, B. 2011. Appropriateness of Special Protection Areas for wide- ranging species: the importance of scale and protecting foraging, not just nesting hábitats. Animal Conservation 14, 391-399.

Gunn, J.H., and Noble, B. 2009. A conceptual basis and methodological framework for regional strategic environmental assessment (R-SEA). Impact Assess. Proj. Appraisal 27, 258-270.

Haas, D., Nipkow, M., Fiedler, G., Scheneider, R., Haas, W., Schürenberg, B. 2005. Protecting birds from powerlines. Nature and Environment 140. Council of Europe Publishing. Strasburg.

Harvey & Associates. 2018. AWWI Technical Report: Evaluating a Commercial-Ready Technology for Raptor Detection and Deterrence at a Wind Energy Facility in California. American Wind Wildlife Institute, Washington, DC, 96 pages. Available at www.awwi.org.

Hernández, F. y Alcántara, M. 2020. El cernícalo primilla en Aragón, pp. 62-69. En, J. Bustamante, B. Molina y J. C. del Moral (Eds.): El cernícalo primilla en España, población reproductora en 2016-18 y método de censo. SEO/BirdLife. Madrid.

Hernández, R.R., Hoffacker, M.K., Murphy-Mariscal, M.L.,Wu, G.C., Allen, M.F., 2015. Solar energy development impacts on land cover change and protected areas. Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A. 112, 13579–13584.

Hernández-Matías, A., Real, J., Moleón, M., Palma, L., Sánchez-Zapata, J.A., Pradel, R., Carrete, M., Gil-Sánchez, J.M., Beja, P., Balbontín, J., Vicent-Martin, N., Ravayrol, A., Benítez, J.R., Arroyo, B., Fernández, C., Ferreiro, E., García, J. 2013. From local monitoring to a broad-scale viability assessment: a case study for the Bonelli's eagle in western Europe. Ecol. Monogr. 83, 239-261.

Hernández-Pliego, J. 2016. Foraging behaviour of the lesser kestrel under the movement ecology paradigm revealed using biologgers. Tésis Doctoral. Universidad Pablo de Olavide, Sevilla.

Hernández-Pliego, J., Rodríguez, C. y Bustamante, J. 2017. A few long versus many short foraging trips: different foraging strategies of lesser kestrel sexes during breeding. Movement Ecology 5, 8.

Heuck, C., Herrmann, C., Levers, C., Leitão, P.J., Krone, O., Brandl, R., Albrecht, J. 2019. Wind turbines in high quality habitat cause disproportionate increases in collision mortality of the white-tailed eagle. Biological Conservation 236, 44-51.

Hodos, W. 2003. Minimization of Motion Smear: Reducing Avian Collisions with Wind Turbines. Report NREL/SR-500-33249. Washington, DC.

Hötker, H. 2017. Birds: displacement. In: Perrow M (ed) Wildlife and wind farms: conflicts and solutions, vol 1. Pelagic, Exeter, UK, pp 119–154.

Howarth, L. 2013. A license to trash? Why biodiversity offsetting (BO) will be a disaster for the environment. Ecologist. https://theecologist.org/2013/sep/09/license-trash-why-biodiversity-offsetting-bo-will-be-disaster-environment.

Hunt, G., Walton, B., Drager, T., et al. 1995. A pilot golden eagle population study in the Altamont Pass Wind Resource Area, California. Santa Cruz, CA: Predatory Bird Research Group, University of California.

IPBES. 2019. Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. E.S. Brondizio, J. Settele, S. Díaz, and H.T. Ngo (editors). IPBES secretariat, Bonn, Germany. 1148 pages. https://doi.org/10.5281/zenodo.3831673.

Johnson, D., Lalonde, K., McEachern, M., Kenney, J., Mendoza, G., Buffin, A. y Rich, K. 2011. Improving cumulative effects assessment in Alberta: regional strategic assessment. Environ. Impact Assess. Rev. 31, 481-483.

Jones, F.C. 2016. Cumulative effects assessment: theoretical underpinnings and big problems. Environ. Rev. 24, 187-204.

Kagan, R.A., Viner, T.C., Trail, P.W. y Espinosa, E.O. 2014. Avian mortality at solar energy facilities in Southern California: a preliminary analysis. U.S National Fish and Forensics Laboratory.

Katzner, T.E., Nelson, D.M., Braham, M.A. et al. 2017. Golden Eagle fatalities and the continental-scale consequences of local wind-energy generation. Conservation Biology 31, 406-415.

Kikuchi, R., 2008. Adverse impacts of wind power generation on collision behaviour of birds and anti-predator behaviour of squirrels. J. Nat. Conserv. 16, 44–55.

Kim, J.Y., Koide, D., Ishihama, F., Kadoya, T., Nishihiro, J. 2021. Current site planning of medium to large solar power systems accelerates the loss of the remaining semi-natural and agricultural habitats. Science of the Total Environment 779, 146475.

Köppel, J., Dahmen, M., Helfrich, J., Schuster, E., Bulling, L., 2014. Cautious but committed: moving toward adaptive planning and operation strategies for renewable energy's wildlife implications. Environ. Manag. 54, 744–755.

Kormos, R., Kormos, C.F., Humle, T., Lanjouw, A., Rainer, H., Victurine, R., Mittermeier, R.A., Diallo, M.S., Rylands, A.B., Williamson, E.A. 2014. Great apes and biodiversity offset projects in Africa: the case for national offset strategies. PLoS ONE 9, e111671

Kosciuch, K., Riser-Espinoza, D., Gerringer, M., Erickson, W. 2020. A summary of bird mortality at photovoltaic utility scale solar facilities in the Southwestern U.S. PLoS ONE 15, e0232034.

Lammerant, L., Laureysens, I. and Driesen, K. 2020. Potential impacts of solar, geothermal and ocean energy on habitats and species protected under the Birds and Habitats Directives. Final report under EC Contract ENV.D.3/SER/2017/0002 Project: "Reviewing and mitigating the impacts of renewable energy developments on habitats and species protected under the Birds and Habitats Directives", Arcadis Belgium, Institute for European Environmental Policy, BirdLife International, NIRAS, Stella Consulting, Ecosystems Ltd, Brussels.

Literák, I.L., Horal, D., Raab, R. et al. 2019. Sympatric wintering of red kites and black kites in south-east Europe. Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae 65, 381–398,

Lehman, R.N., Kennedy, P.L., Savidge, J.A. 2007. The state of the art in raptor electrocution research: a global review. Biol. Conserv., 136, 159-174.

López-López, P., García-Ripolles, C., Urios, V. 2014. Food predictability determines space use of endangered vultures: implications for management of supplementary feeding. Ecological Applications 24, 938-949.

Loss, S.R., Will, T., Marra, P.P. 2014. Refining estimates of bird collision and electrocution mortality at power lines in the United States. PLoS One 9, e101565.

Lovich, J.E. y Ennen, J.R. 2011. Wildlife conservation and solar energy development in the desert southwest, United States. BioScience 61, 982–92

Lovich, J.E. y Ennen, J. R. 2013 Assessing the state of knowledge of movements, space use, and carapace temperatures of a utility-scale wind energy development and operation on non-volant terrestrial and marine wildlife Appl. Energy 103, 52–60

Mammen, U., Mammen, K., Heinrichs, N., Resetaritz, A. 2011. Red Kite (Milvus milvus) fatalities at wind turbines - why do they occur and how are they to prevent? Proceedings Conference on Wind energy and Wildlife impacts, NINA Report 693.

Marcelino, J., Moreira, F., Mañosa, S., Cuscó, F., Morales, M.B., García de la Morena, E.L. 2018 Tracking data of the Little Bustard Tetrax tetrax in Iberia shows high anthropogenic mortality. Bird Conservation International 28, 509-520.

Margalida, A., Donázar, J.A., Carrete, M. & Sánchez-Zapata, J.A. 2010. Sanitary versus environmental policies: Fitting together two pieces of the puzzle of European vulture conservation. J. Appl. Ecol. 47, 931–935.

Margalida, A., Jiménez, J., Martínez, J.M., Sesé, J.A., García-Ferré, D., Llamas, A., Razin, M., Colomer, M.A., Arroyo, B. An assessment of population size and demographic drivers of the Bearded Vulture using integrated population models. Ecological Monographs 90, e01414.

Margalida, A., Pérez-García, J.M., Afonso, I., Moreno-Opo, R. 2016. Spatial and temporal movements in Pyrenean bearded vultures (Gypaetus barbatus): Integrating movement ecology into conservation practice. Scientific Reports 6, 35746.

Maron, M., Gordon, A., Mackey, B.G., Possingham, H.P. y Watson, J.E.M. 2015. Stop misuse of biodiversity offsets. Nature 523, 401.

Marques, A.T., Batalha, H., Rodrigues, S., Costa, H.,Pereira, M.J.R., Fonseca, C., Mascarenhas, M. y Bernardino, J. 2014. Understanding bird collisions at windfarms: an updated review on the causes and possible mitigation strategies. Biol. Conserv.179, 40–52

Marques, A.T., Martins, R.C., Silva, J.P., Palmeirim, J.M. y Moreira, F. 2021. Power line routing and configuration as major drivers of collision risk in two bustard species. Oryx 25: 442-460.

Marques A.T., Santos C. D., Hanssen F., Muñoz A.-R., Onrubia A., Wikelski M., et al. 2020. Wind turbines cause functional habitat loss for migratory soaring birds. J. Anim. Ecol. 89, 93-103.

Marris, E. y Fairless, D. 2007. Wind farms' deadly reputation hard to shift. Nature 447 (7141), 126.

Martin, G.R. 2012. Through birds' eyes: insights into avian sensory ecology. J. Ornithol. 153, 23-48.

Martin, G.R., Portugal, S.J., Murn, C.P., 2012. Visual fields, foraging and collision vulnerability in Gyps vultures. Ibis 154, 626–631

Martínez, J.E., Pagan, I., Palazón, J.A. y Calvo, J.F. 2007. Habitat use of booted eagles (Hieraaetus pennatus) in a Special Protection Area: implications for conservation. Biodivers. Conserv. 16, 3481–3488.

Masden, E.A., Fox, A.D., Furness, R.W., Bullman, R., Haydon, D.T. 2010. Cumulative impact assessments and bird/wind farm interactions: developing a conceptual framework. Environ. Impact Assess. Rev. 30, 1-7.

May, R. 2015. A unifying framework for the underlying mechanisms of avian avoidance of wind turbines. Biological Conservation 190, 179-187.

May, R., Masden, E.A., Bennet, F., Perron, M., 2019. Considerations for upscaling individual effects of wind energy development towards population-level impacts on wildlife. J. Environ. Manag. 230, 84–93.

May, R., Nygard, T., Falkdalen, U., Astrom, J. Hamre, O. y Stokke, B. 2020. Paint it black: Efficacy of increased wind turbine rotor blade visibility to reduce avian fatalities. Ecology and Evolution 10, 8927-8935.

McClure, C.J.W., Rolek, B.W., Dunn, L., McCabe, J.D., Martinson, L., Katzner, T. 2021. Eagle fatalities are reduced by automated curtailment of wind turbines. Journal of Applied Ecology 58, 446– 452.

McDonald, R.I., Fargione, J., Kiesecker, J., Miller, W.M., Powell, J., 2009. Energy sprawl or energy efficiency: climate policy impacts on natural habitat for the United States of America. PLoS One 4, e6802.

McIsaac, H.P. 2001. Raptor acuity and wind turbine blade conspicuity. In: National Avian-Wind Power Planning Meeting IV. Resolve Inc., Washington, DC, pp. 59- 87.

McKenney, B.A. y Kiesecker, J.M. 2010. Policy development for biodiversity offsets: a review of offset frameworks. Environ. Manag. 45, 165-76.

Morales, M.B., Serrano, D. y Traba, J. 2021. Una auténtica transición ecológica debe llegar al campo español. Quercus 425, 64-66.

Moreira, F., Leitão, P.J., Morgado, R., Alcazar, R., Cardoso, A., Carrapato, C., Delgado, A., Geraldes, P., Gordinho, L., Henriques, I., Lecoq, M., Leitão, D., Marques, A.T., Pedroso, R., Prego, I., Reino, L., Rocha, P., Tomé, R., Osborne, P.E., 2007. Spatial distribution patterns, habitat correlates and population estimates of steppe birds in Castro Verde. Airo 17, 5-30.

Moreno-Mateos, D., Maris, V., Béchet, A., Curran, M. 2015. The true loss caused by biodiversity offsets. Biological Conservation 192, 552-559.

Mougeot F., Fernández-Tizón M., Tarjuelo R., Benítez-López A., Jiménez García-Herrera J. 2021. Ganga ibérica y ganga ortega en España: población reproductora en 2019 y método de censo. SEO/BirdLife. Madrid.

Murcia, C., Aronson, J., Kattan, G.H., Moreno-Mateos, D., Dixon, K., Simberloff, D. 2014. A critique of the 'novel ecosystem' concept. Trends Ecol. Evol. 29, 548-553.

Musters, C.J.M., Noordervliet, M.A.W., Terkeurs, W.J. 1996. Bird casualties caused by a wind energy project in an estuary. Bird Study 43, 124-126.

Nam, K., Hwangbo, S., Yoo, C., 2020. A deep learning-based forecasting model for renewable energy scenarios to guide sustainable energy policy: a case study of Korea. Renewable and Sustainable Energy Rev. 122, 109725.

Niel. C. y Lebreton, J-D. 2005 Using demographic invariants to detect overharvested bird populations from incomplete data. Conservation Biology 19, 826–835.

Noble, B. 2010. Cumulative environmental effects and the tyranny of small decisions: Towards meaningful cumulative effects assessment and management. Natural Resources and Environmental Studies Institute, University of Northern British Columbia, Prince George.

Odum, W.E. 1982. Environmental degradation and the tyranny of small decisions. BioScience 32, 728-729

Osborn, R.G., Higgins, K.F., Usgaard, R.E., Dieter, C.D., Neiger, R.D. 2000. Bird mortality associated with wind turbines at the Buffalo Ridge wind resource area, Minnesota. American Midland Naturalist 143, 41-52.

Palacín, C., Alonso, J. C., Martín, C. A., Alonso, J. A. 2017. Changes in bird-migration patterns associated with human-induced mortality. Conservation Biology 31, 106-115.

Palmer-Wilson, K., Donald, J., Robertson, B., Lyseng, B., Keller, V., Fowler, M., Wade, C., Scholtysik, S., Wild, P., Rowe, A. 2019. Impact of land requirements on electricity system decarbonisation pathways. Energy Policy 129, 193–205.

Pearce-Higgins, J.W. y Green, R.E. 2014. Birds and climate change: impacts and conservation responses. Cambridge, UK: Cambridge University Press, www.cambridge.org/bacc.

Pearce-Higgins, J.W, Stephen, L., Douse, A., Langston, R.H.W. 2012. Greater impacts of wind farms on bird populations during construction than subsequent operation: results of a multi-site and multi-species analysis. Journal of Applied Ecology 49, 386-394.

Pearce-Higgins, J.W, Stephen, L., Langston, R.H.W., et al. 2009. The distribution of breeding birds around upland wind farms. Journal of Applied Ecology 46, 1323–31.

Penteriani, V., Ferrer, M., y Otalora, F. 2005. Floater survival affects population persistence. The role of prey availability and environmental stochasticity. Oikos 108, 523-534

Perrow, M.R. (ed.). 2017. Wildlife and wind farms, conflicts and solutions. Volume 2 onshore: monitoring and mitigation. Pelagic Publishing, Exeter, UK.

Peterson, J.M., Earl, J.E., Fuhlendorf, S.D., Elmore, R.D., Haukos, D.A., Tanner, A.M., Carleton, S.A. 2020. Estimating response distances of lesser prairie-chickens to anthropogenic features during long-distance movements. Ecosphere 11, e03202.

Pilgrim, J.D., Brownlie, S., Ekstrom, J.M., Gardner, T.A., von Hase, A., Kate, K., Savy, C.E., Stephens, R.T., Temple, H.J., Treweek, J. 2013. A process for assessing the offsetability of biodiversity impacts. Conserv Lett 6, 376-384.

Poessel, S.A., Brandt, J., Mendenhall, L. et al. 2018. Flight response to spatial and temporal correlates informs risk from wind turbines to the California Condor. The Condor120, 330-342.

Pracontal, N. (de) (Réd.), Haffner, P. y Hulin, V. (Coord.) 2020. Expertise scientifique collégiale sur les éléments scientifiques et techniques à prendre en compte dans le cadre du développement de l'éolien terrestre dans l'aire de répartition de l'Outarde canepetière (Tetrax tetrax). Ministère de la transition écologique et solidaire commanditaire, Muséum national d'Histoire naturelle – Unité mixte de service Patrinat, Paris, 39 p.

Prinsen, H.A.M., Smallie, J.J., Boere, G.C., Píres, N., 2012. Guidelines on How to Avoid or Mitigate Impact of Electricity Power Grids on Migratory Birds in the African-Eurasian Region. AEWA Conservation Guidelines No. 14, CMS Technical Series No. 29, AEWA Technical Series No. 50, CMS Raptors MOU Technical Series No. 3, Bonn, Germany.

Quinn, M., Alexander, S., Heck, N., Chernoff, G., 2011. Identification of bird collision hotspots along transmission power lines Alberta: an expert-based Geographic Information System (GIS) approach. Journal of Environmental Informatics 18, 12-21

Rehbein, J.A., Watson, J.E.M., Lane, J.L., Sonter, L.J., Venter, O., Atkinson, S.C., Allan, J.R. 2020. Renewable energy development threatens many globally important biodiversity areas. Glob. Change Biol. 26, 3040–3051.

Robleño, I., Bota, G., Giralt, D., y Recasens, J. 2017. Fallow management for steppe bird conservation: The impact of cultural practices on vegetation structure and food resources. Biodiversity and Conservation 261, 133-150.

Sæther, B.-E., Bakke, Ø., 2000. Avian life history variation and contribution of demographic traits to the population growth rate. Ecology 81, 642-653.

Sánchez-Zapata, J.A., Clavero, M., Carrete, M., et al. 2016. Effects of renewable energy production and infrastructure on wildlife. En R. Mateo, B. Arroyo y J.T. García (Eds.), Current Trends in Wildlife Research, pp. 97-123. Springer.

Sanz-Aguilar, A., Sánchez-Zapata, J.A., Carrete, M., Benítez, J.R., Ávila, E., Arenas, R., Donázar, J.A. 2015. Action on multiple fronts, illegal poisoning and windfarm planning, is required to reverse the decline of the Egyptian vulture in southern Spain. Biological Conservation 187, 10–18.

Schaub, M. 2012. Spatial distribution of wind turbines is crucial for the survival of red kite populations. Biological Conservation 155, 111–118

Scheidel, A. y Sorman, A.H., 2012. Energy transitions and the global land rush: ultimate drivers and persistent consequences. Glob. Environ. Chang. 22, 588–595.

Schultz, C. 2010. Challenges in Connecting Cumulative Effects Analysis to Effective Wildlife Conservation Planning. BioScience 60, 545-551.

Sebastián-González, E., Pérez-García, J.M., Carrete, M., Donázar, J.A., Sánchez-Zapata, J.A. 2018. Using network analysis to identify indicator species and reduce collision fatalities at wind farms. Biological Conservation 224, 209-212.

Seitz, N.E., Westbrook, C.J. y Noble, B.F. 2011. Bringing science into river systems cumulative effects assessment practice. Environ. Impact Assess. Rev. 31, 172-179.

Serrano, D. 2018. Dispersal in raptors. En J.H. Sarasola, J.M. Grande & J.J. Negro (eds), Birds of Prey. Biology and Conservation in the XXI Century, pp 95-121. Springer, Switzerland

Serrano, D. 2021. Evaluación de Impacto Ambiental de renovables (eólica) en áreas con alondra ricotí de Aragón. Ponencia en el IV Workshop del Grupo de Expertos Alondra Ricotí. Universidad Autónoma de Madrid. Online. 9 de julio de 2021.

Serrano, D., Margalida, A., Pérez-García, J.M., Juste, J., Traba, J., Varela, F., Carrete, M., Aihartza, J., Real, J., Mañosa, S., Flaquer, C., Marin, I., Morales, M.B., Alcalde, J.T., Arroyo, B., Sánchez-Zapata, J.A., Blanco, G., Negro, J.J., Tella, J.L., Ibáñez, C., Tellería, J.L., Hiraldo, F. y Donázar, J.A. 2020. Renewables in Spain threaten biodiversity. Science 370(6522), 1282-1283.

Shaw, J.M., Reid, T.A., Schutgens, M., Jenkins, A.R., Ryan, P.G. 2018. High power line collision mortality of threatened bustards at a regional scale in the Karoo, South Africa. Ibis 160, 431–446.

Shaw, J.M., Reid, T.A., Gibbons, B.K., Pretorius, M., Jenkins, A.R., Visagie, R., Michael, M.D. y Ryan, P.G. 2021. A large-scale experiment demonstrates that line marking reduces power line collision mortality for large terrestrial birds, but not bustards, in the Karoo, South Africa. Ornithological Applications 123: 1-10.

Silva, J.P., Santos, M., Queirós, L., Leitão, D., Moreira, F., Pinto, M., Lecoq, M. y Cabral, J.A. 2010. Estimating the influence of overhead transmission prower lines and landscape context on the density of little bustard Tetrax tetrax breeding populations. Ecological Modelling 221, 1954-1963.

Smallwood, K.S., Thelander, C. 2008. Bird mortality in the Altamont Pass wind resource area, California. Journal of Wildlife Management 72, 215-223.

Smart, D.E., Stojanovic, T.A., Warren, C.R., 2014. Is EIA part of the wind power planning problem? Environ. Impact Assess. Rev. 49, 13–23.

Smith, J.A. y Dwyer, J.F. 2016. Avian interactions with renewable energy infrastructure: An update. The Condor 118, 411-423.

Stewart, G.B., Pullin, A.S., Coles, C.F. 2007. Poor evidence-base for assessment of windfarm impacts on birds. Environ. Conserv. 34, 1–11.

Suárez, F., Martínez, C., Herranz, J. y Yanes, M. 1997. Conservation status and farmland requirements of pin-tailed sandgrouse Pterocles alchata and black-bellied sandgrouse Pterocles orientalis in Spain. Biological Conservation 82, 73-80.

Tanferna, A., López-Jiménez, L., Blas, J., Hiraldo, F. y Sergio, F. 2013. Habitat selection by Black kite breeders and floaters: Implications for conservation management of raptor floater. Biological Conservation 160, 1-9.

Tauler, H., Real, J., Hernández-Matías, A., Aymerich, P., Baucells, J., Martorell, C., Santandreu, J. 2015. Identifying key demographic parameters for the viability of a growing population of the endangered Egyptian Vulture Neophron percnopterus. Bird Conservation International 25, 426-439.

Tella, J.L., Grande, J.M., Serrano, D., Donázar, J.A. 2000. Monitorización de la población de alimoche (Neophron percnopterus) en el valle medio del Ebro. Informe inédito. Diputación General de Aragób-Estación Biológica de Doñana (CSIC).

Tella, J.L., Grande, J.M., Serrano, D. y Donázar, J.A. 2001. El alimoche en el valle medio del Ebro: Factores de mortalidad, análisis demográfico y propuestas de conservación. Informe inédito. Diputación General de Aragón-Estación Biológica de Doñana (CSIC).

Tellería, J.L. 2009a. Overlap between wind power plants and Griffon Vultures Gyps fulvus in Spain. Bird Study 56, 268-271.

Tellería, J.L. 2009b. Wind power plants and the conservation of birds and bats in Spain: a geographical assessment. Biodiversity and Conservation 18, 1781-1791.

Thaker, M., Zambre, A. y Bhosale, H. 2018. Wind farms have cascading impacts on ecosystems across trophic levels. Nature Ecology & Evolution 2, 1854.

Thaxter, C.B. et al. 2017 Bird and bat species' global vulnerability to collision mortality at wind farms revealed through a trait-based assessment. Proc. R. Soc. B 284, 20170829.

Thérivel, R. 2010. Strategic Environmental Assessment in Action. Earthscan, New York.

Thérivel, R. y Ross, B. 2007. Cumulative Effects Assessment: Does Scale Matter? Environmental Impact Assessment Review 27, 365-385.

Traba, J. y Morales, M.B. 2019. The decline of farmland birds in Spain is strongly associated to the loss of fallowland. Scientific Reports 9:9473.

Traba, J., Morales, M.B., Serrano D. et al. 2021. Más renovables, pero con cabeza. Tribuna en la sección de Clima y Medio Ambiente de El País. https://elpais.com/clima-y-medio-ambiente/2021-01-23/mas-renovables-pero-con-cabeza.html

Traba, J., Sastre, P. y Morales, M. B. 2013. Factors determining species richness and composition of steppe bird communities in Peninsular Spain: grass-steppe vs. shrub-steppe bird species. In: Steppe Ecosystems. Biological Diversity, Management and Restoration, Morales, M. B. & Traba, J. Eds, pp. 47–72 (NOVA Publishers, 2013).

Troia, M.J., McManamay, R.A., Kao, S-Ch., O'Connor, P.W. 2021. A heuristic tool to assess regional impacts of renewable energy infrastructure on conservation areas. Biological Conservation 263, 109334.

Turney, D. y Fthanakis, V. 2011. Environmental impacts from the installation and operation of large scale solar power plants, Renewable and Sustainable Energy Reviews 15, 3261-3270.

USFWS, 2013. Eagle Conservation Plan Guidance: Module 1 – Land-based Wind Energy. U.S. Fish and Wildlife Service. Division of Migratory Bird Management.

Vasilakis, D.P., Whitfield, D.P., Kati, V. 2017. A balanced solution to the cumulative threat of industrialized wind farm development on cinereous vultures (Aegypius monachus) in south-eastern Europe. PLoS ONE 12(2), e0172685.

Venter, J.A., Martens, F.R., Kerri, W. 2019. Conservation buffer sizes derived from movement data of adult Cape vultures (Gyps coprotheres) in South Africa. African Zoology 54, 115-118.

Vera, P. 2021. Avetoro común, Botaurus stellaris. En: López-Jiménez, N. (Ed.): Libro Rojo de las Aves de España, pp. 162-171. SEO/BirdLife. Madrid.

Vidal-Mateo, J., Romero, M., Urios, V. 2019. How can the home range of the Lesser Kestrel be affected by a large civil infrastructure? Avian research 10, 10.

Walker, S., Brower, A.L., Stephens, R.T., Lee, W.G. 2009. Why bartering biodiversity fails. Conserv Lett 2, 149-157.

Wärnbäck, A., Hilding-Rydevik, T. 2008. Cumulative effects in Swedish EIA practice—difficulties and obstacles. Environ. Impact Assess. Rev. 29, 107-115.

Watson, R.T., Kolar. P.S., Ferrer, M., Nygard, T., Johnston, N., Hunt, W.G., Smit-Robinson, H., Farmer, C.J., Huso, M., Katzner, T.E. 2018. Raptor interactions with wind energy: case studies from around the world. Journal of Raptor research 52, 1-18.

Zwart, M. C., Dunn, J. C., McGowan, P. J., y Whittingham, M. J. 2015. Wind farm noise suppresses territorial defense behavior in a songbird. Behavioral Ecology 27, 101-108.

Agradecimientos

Buena parte de la información que aparece en este informe ha sido facilitada u obtenida gracias al Gobierno de Aragón, el Gobierno de Navarra, la Diputación Foral de Álava y la Comunidad de Bardenas Reales de Navarra. Tenemos que dar las gracias a Paz Azkona por la preparación de los kernels de las águilas reales de Bardenas y de las águilas de Bonelli introducidas en Álava.

Anexos

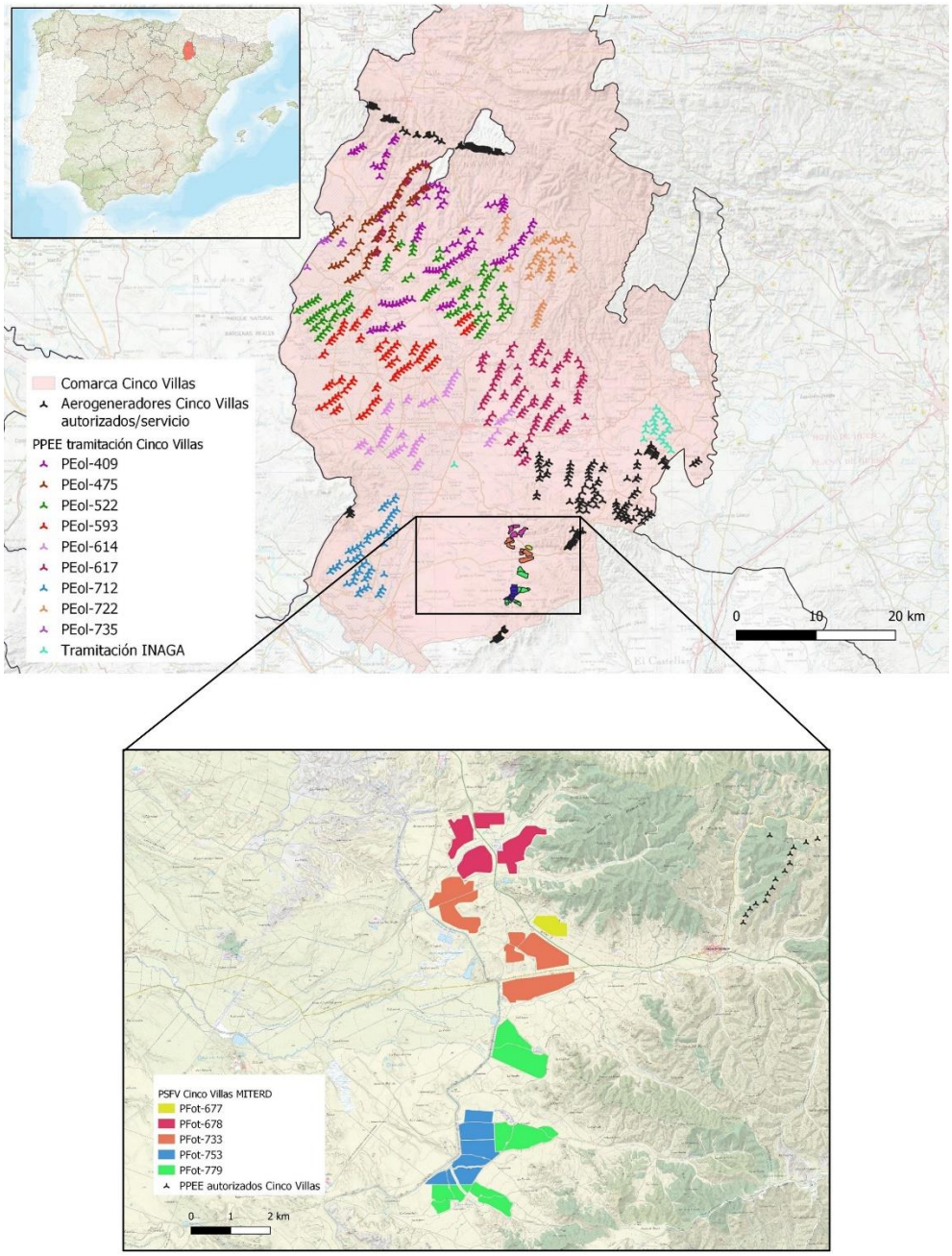
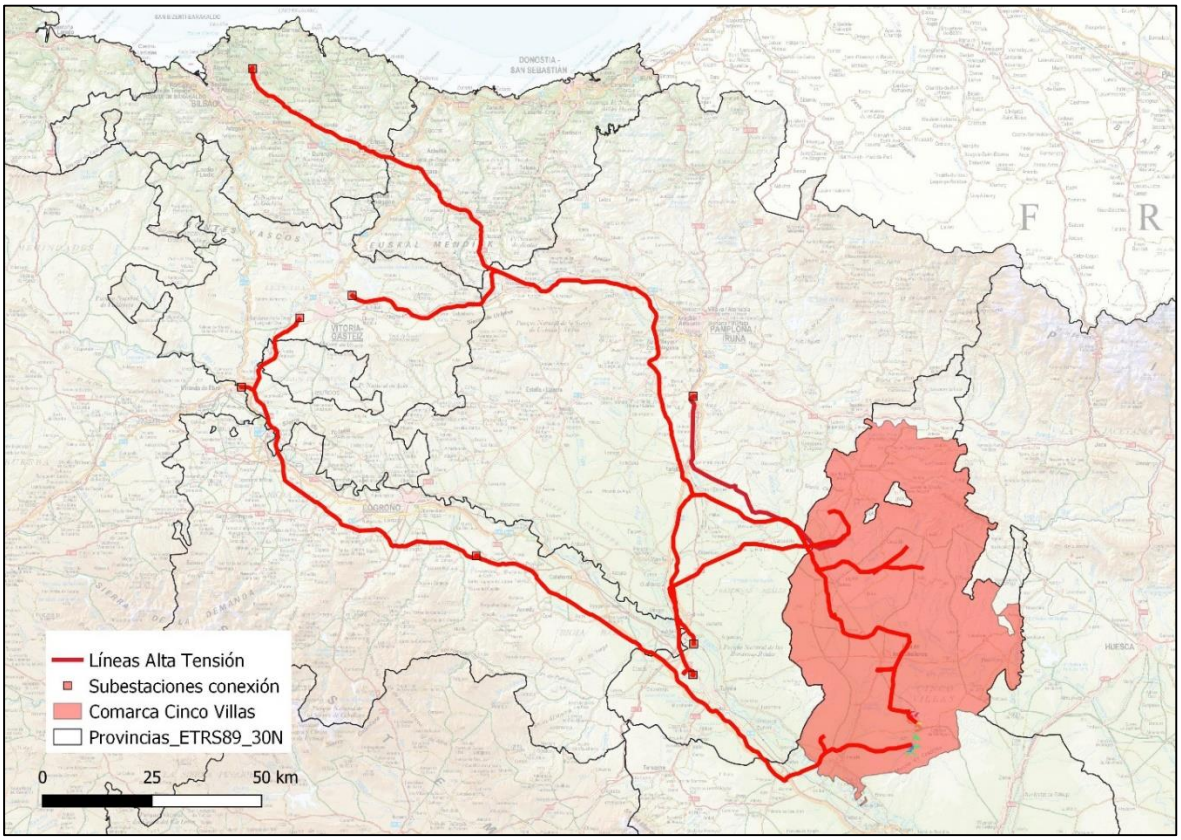
ANEXO 1. Tabla resumen de las instalaciones de producción de energía a partir de fuentes renovables proyectadas en la comarca de la Cinco Villas (Zaragoza, Aragón), tramitadas por el MITERD y sometidas a exposición pública a 23 de febrero de 2022. Se muestra el clúster, el nombre de los parques, el número de aerogeneradores (en el caso de parques eólicos, para las plantas solares fotovoltaicas figura "PSFV"), la potencia instalada, las subestaciones de transformación, seccionamiento y evacuación, la SET con permiso de conexión y la fecha de publicación del BOE en el que se sometieron los proyectos a información pública. A fecha de cierre de este informe aparecen dos clústeres más en el término municipal de Tauste (sur de la comarca) no tratados en este informe, PEol-729 y PEol-757.

Clúster	Parques	Nº aeros	Potencia (MWp)	Evacuación	Conexión	Información Pública
PEol-475	Muno	62	273.275	2 SET 30/220 kV 1 SEC 220 kV 1 SET 220/400 kV LAAT 220 kV (60,44 km) LAAT 400 kV (0,06 km)	SET Muruarte	BOE 10/06/2021
PEol-522	Amikiri, Belerofonte, Cadmo, Delfino, Fukei, Kaede, Kairi, Kaminari, Kodama, Kyoko, Luna, Makami	100	552.1	1 SET 30/220 kV 1 SET 30/220/400 kV 1 SET 220/400 kV LAAT 220 kV (0,66 km) LAAT 400 kV (165 km)	SET Vitoria	BOE 28/09/2021
PEol-593	Ikusa,Izanagi, Ino, Inari, Inagumi, Ima, Hotei, Hector, Gaki, Fuyu	87	477.5	1 SET 400/30 kV 1 LAAT 400 kV (0,76 km) Otras compartidas con: PFot-677 PFot-678 PEol-522	SET Gatica	BOE 17/11/2021
PEol-617	Nori, Nue, Oni, Orestes Orichi, Paris, Pleitone, Portia, Prima, Quimera, Raijin	96	526.75	Todas compartidas con: PFot-677 PEol-522	SET Gatica	BOE 23/11/2021
PEol-712	Robigus, Othar, Pietas, Priamo, Promitor, Providentia, Quirite, Recarano	52	309.5	1 SET 30/400 kV 1 SET 400/220 kV 1 SEC 220 kV LAAT 400 kV (7,49 km) LSAT 220 kV (1,67 km) Otras compartidas con: PFot-753	SET Miranda	BOE 12/11/2021
PEol-614	Narumi, Mira, Mizar, Muka, Nara, Rai	54	297	Todas compartidas con: PFot-677 PEol-522	SET Gatica	BOE 17/11/2021
PEol-409	Valentuña, Salto del Lobo, Miramon, Sangorrin, Lorbes	120	422	2 SET 66/30 kV 1 SET 220/66/30 kV 1 SET 400/220 kV 2 SET 220/30 kV LAAT 66 kV (8,87 km)	SET La Serna	BOE 27/02/2021

Clúster	Parques	Nº aeros	Potencia (MWp)	Evacuación	Conexión	Información Pública
				LAAT 220/66 kV (7,11 km) LAAT 220 kV (85,47 km) LAAT 400 kV (0,5 km)		
PEol-722	Keneo, Kaori, Kari, Kasumi, Keiko, Kirin	46	253	2 SET 400/30 kV LAAT 400 kV (45,92 km) LAAT 400 kV (12,51 km) LAAT 400 kV (38,15 km) Otras compartidas tramitadas por Navarra	SET Castejón	BOE 23/12/2021
PEol-725	Aiko y Atreo	6 (+12 en Navarra)	99	Todas compartidas con PEol-722 y los expedientes SAT-11133 (SET Castejon promotores) y 5041 (LAT 400 kV) tramitados por Navarra	SET Castejón	BOE 23/12/2021
PFot-677	Ume	PSFV	14.7	2 SET 30/220 kV 1 SET 30/220/400 kV 1 SET 400 kV LAAT 220 kV (28,14 km) LAAT 400 kV (115,55 km) Otras compartidas con: PEol-522	SET Gatica	BOE 28/09/2021
PFot-753	Tara, Umiko	PSFV	75.19	1 SET 30/220 kV 2 SET 400/220 kV LAAT 220 kV (33,58 km) LAAT 400 kV (185,01) LASAT 220 kV (1,96 km)	SET Jundiz	BOE 14/10/2021
PFot-678	Tebe, Telefo	PSFV	99	1 SET 220 kV 1 SET 400 kV LAAT 220 kV (1,57 km) LAAT 400 kV (4,2 km) Otras compartidas con: PEol-522 PFot-677	SET Gatica	BOE 14/10/2021

Clúster	Parques	Nº aeros	Potencia (MWp)	Evacuación	Conexión	Información Pública
PFot-733	Telemaco, Toki, Ukara	PSFV	148.44	Todas compartidas con: PEol-522 PFot-677	SET Gatica	BOE 17/11/2021
PFot-779	Tanuki, Vulturno y Zetes	PSFV	134.86	1 SET 30/220 kV 1 SET 220 kV LAAT 200 kV (1,27) LAAT 400 kV (0,42) LAAT 220 kV (0,16)	SET Santa Engracia	BOE 17/02/2022

ANEXO 1 (continuación). Mapa de los proyectos de energía renovables sometidos a información pública en la comarca de las Cinco Villas (Zaragoza, Aragón) a 23 de febrero de 2022.



ANEXO 2. Mapa con las líneas de alta tensión previstas para evacuar las infraestructuras proyectadas hasta las subestaciones con permiso de conexión en Navarra, Álava, Vizcaya y Burgos.