

TRABAJO DE FIN DE GRADO EN BIOLOGÍA

200-156-2024/2025



Identificación de la comunidad de aves asociada a la planta de recuperación y compostaje Ecocentral Granada

Marina Elvira Márquez, junio 2025



Larus fuscus en el vertedero (Crédito: Marina Elvira Márquez)

ÍNDICE:

1. INTRODUCCIÓN	1
2. OBJETIVOS	3
3. METODOLOGÍA	3
3.1.Área de muestreo	3
3.2.Métodos de muestreo	4
3.2.1. Cuantificación de aves	4
3.2.2. Observaciones de comportamiento	6
3.3.Análisis estadísticos	7
3.3.1. Indicadores de diversidad	7
3.3.2. Comportamiento	9
4. RESULTADOS	10
4.1.Cambios temporales de la comunidad de aves de la Ecocentral	10
4.2.Contrastes espaciales entre la Ecocentral y su entorno	12
4.3.Comportamiento	16
5. DISCUSIÓN	19
5.1.Cambios temporales de la comunidad de aves de la Ecocentral	19
5.2.Contrastes espaciales entre la Ecocentral y su entorno	21
5.3.Comportamiento	23
6. CONCLUSIONES	24
7. CONTINUIDAD DE LOS ESTUDIOS	25
8. DIVULGACIÓN	26
9. AGRADECIMIENTOS	26
10.BIBLIOGRAFÍA	27

RESUMEN:

Los vertederos y plantas de tratamiento de residuos constituyen hábitats antropizados con capacidad de atraer a diversas especies de organismos debido a la disponibilidad constante de recursos tróficos. Sin embargo, el conocimiento sobre las comunidades de animales asociadas a estos entornos sigue siendo limitado, especialmente en el contexto ibérico. En este trabajo se caracteriza por primera vez la comunidad de aves presente en la planta de reciclaje y compostaje Ecocentral Granada, evaluando su composición estacional y patrones de comportamiento. Además, se compara la comunidad de la Ecocentral Granada con la del entorno natural inmediato para explorar las variaciones en diversidad que estos hábitats antropizados pueden implicar. Se realizaron censos estandarizados mediante puntos de muestreo durante invierno y primavera, tanto en la planta como en su entorno, y se llevaron a cabo observaciones focales para analizar los patrones de comportamiento de seis especies representativas. Se aplicaron modelos lineales generalizados mixtos para analizar la riqueza, abundancia y diversidad (índices de Shannon y Simpson), así como pruebas multivariantes para comparar las frecuencias conductuales entre las especies focales. En total, se identificaron 57 especies de aves diferentes entre ambas zonas. Los resultados revelaron que la Ecocentral alberga una comunidad de aves diversa, con presencia de especies nidificantes de interés en conservación. La riqueza y la abundancia fueron significativamente mayores en invierno, mientras que los índices de diversidad fueron mayores en primavera mostrando una clara variación estacional. El entorno presentó mayores niveles de riqueza e índices de diversidad en ambas estaciones lo que demuestra que esta planta de reciclaje supone un cambio importante sobre la comunidad de aves original en el área. En relación con el comportamiento de las especies de aves estudiadas, el forrajeo y el descanso fueron las actividades más frecuentes, con variaciones significativas entre especies y estaciones. En el presente documento se presenta una interpretación detallada de los resultados obtenidos y se ponen en contexto en referencia a investigaciones previas. A nivel general, este estudio evidencia el valor ecológico de las plantas de gestión de residuos como hábitats secundarios para la avifauna, y resalta la importancia de considerarlas en las estrategias de conservación urbana y periurbana.

Palabras clave: aves, comportamiento, diversidad, planta de gestión de residuos sólidos urbanos, vertedero

INTRODUCCIÓN:

La producción de residuos sólidos urbanos (RSU), está aumentando exponencialmente en la actualidad, asociada al constante crecimiento de la población humana mundial (Hoornweg et al., 2013). Distintas evidencias indican que no sólo aumenta su volumen, sino que la composición de estos RSU ha variado con el tiempo, disminuyendo la porción orgánica frente a la inorgánica no biodegradable en la que destacan los envases plásticos (Medrano & Pérez, 2008). Esta situación ha llevado a que los RSU sean considerados como una importante amenaza para la biodiversidad (UNEP 2014) con estimaciones de que llegue a aumentar hasta los 3.400 millones de toneladas anuales para 2050 (Kaza et al., 2018).

En este contexto, los complejos ambientales de gestión de RSU son particularmente importantes ya que constituyen una fuente de recursos alimenticios constante, abundante y predecible para la fauna silvestre, que puede sentirse atraída hacia ellos (Oro *et al.*, 2013). Estos complejos proporcionan residuos orgánicos y numerosas presas asociadas, como insectos o pequeños mamíferos. Por tanto, el estudio de los organismos que se asocian a estas instalaciones puede aportar información crucial sobre la dinámica poblacional de diversos animales y el impacto de estos residuos en el ecosistema. Además, a medida que nuestra sociedad se expande y la cobertura natural del suelo disminuye, los paisajes dominados por el ser humano son hábitats cada vez más importantes en la conservación de la biodiversidad (Arnold *et al.*, 2021), por lo que sería importante evaluar qué organismos son atraídos a estos lugares de gestión de RSU e identificar si alguno cuenta con un estado de conservación problemático a escala local o mayor.

Las aves son uno de los grupos animales que más uso hacen de estas instalaciones y sus recursos (Plaza & Lambertucci, 2017). A nivel global, existen numerosas evidencias del gran uso de plásticos por parte de las aves, por ejemplo, para la construcción de sus nidos (Jagiello *et al.*, 2023). La capacidad de dispersión de estos residuos desde los centros de tratamiento a zonas naturales por las aves también ha sido reportada recientemente (Cano Povedano *et al.*, 2023). Estudios previos del grupo de investigación Animal Eco Urban de la UGR también han puesto en evidencia un gran uso de plásticos a nivel local por parte de ciertas especies de aves como el mirlo común (*Turdus merula*) o la gaviota patiamarilla (*Larus michaelis*) (Ureña Mantas, 2022). Además, los recursos alimenticios de los vertederos pueden tener tanto efectos positivos como negativos. Por un lado, los

RSU pueden compensar la reducción en la disponibilidad natural de alimentos (por ejemplo, contribuyendo al aumento global de las poblaciones de gaviotas), mejorar la condición corporal y tasa de supervivencia, aumentar el rendimiento reproductivo y la abundancia o servir de sustento para especies vulnerables (Soriano-Redondo et al., 2021). Sin embargo, también pueden alterar la distribución de las poblaciones reproductoras (López-García et al., 2023), alterar el comportamiento migratorio (Cтры et al., 2017) o reducir la abundancia de especies mediante la exposición directa a patógenos, contaminantes como metales pesados (de la Casa-Resino et al., 2014) o micro plásticos, así como fomentar la propagación de especies exóticas invasoras (Arnold *et al.*, 2021). Además, el impacto negativo puede incluso recaer en especies que no utilizan estas instalaciones, por ejemplo, el aumento de las poblaciones de córvidos debido a subsidios alimentarios puede incrementar el riesgo de depredación de nidos de otras aves (Marzluff & Neatherlin, 2006). E incluso, el cierre de estas plantas y la restauración de sus zonas de vertido puede tener un impacto negativo en la supervivencia de ciertas especies (Delgado et al., 2021). Por tanto, el uso extensivo de vertederos puede cambiar la ecología de las aves a escala local, regional y mundial.

Numerosos estudios documentan mundialmente el uso de vertederos por parte de diferentes especies (Oro et al., 2013). Estudios previos sobre la utilización de vertederos por parte de las aves se han centrado principalmente en especies cosmopolitas y en las percibidas como molestas, por lo que no se comprende bien el impacto general del uso de estos espacios (Arnold *et al.*, 2021). Tampoco hay mucha información sobre las tendencias poblacionales de las especies involucradas, su estado de conservación o el impacto en su salud (Plaza & Lambertucci, 2017). La cuantificación de estas comunidades es un importante primer paso para determinar las prácticas de gestión de vertederos controlados tanto en actividad como en sus usos posteriores al cierre y restauración (Arnold *et al.*, 2021).

La Ecocentral Granada, la mayor planta de recuperación y compostaje de la provincia de Granada y puntera tecnológicamente a nivel nacional, recibe más de 450.000 Tm de RSU al año que, a través de procesos mecánicos y biológicos, se procesan para intentar recuperar materiales para su reciclaje. Esta instalación recibe tanto residuos de la fracción orgánica-resto como provenientes del contenedor de envases ligeros. Esto la convierte en la primera planta híbrida de España (Peula & Alonso, 2016). Actualmente también está recibiendo una nueva fracción: la procedente de las recogidas selectivas de la materia

orgánica. Además, según la última memoria anual de generación y gestión de residuos de competencia municipal publicada por el MAGRAMA (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente), referente al año 2021, la Ecocentral Granada se encuentra a la cabeza en recuperación de materiales de las instalaciones de tratamiento de residuos en España y es una de las principales plantas en términos de volumen de residuos tratados (Peula & Alonso, 2016). Sin embargo, a pesar de su importancia local y regional, se desconoce completamente su fauna asociada y el uso que hace de ella. Esta información sería especialmente útil para entender el posible impacto que la generación de RSU tiene en la provincia de Granada, así como, la posible elaboración futura de medidas de gestión y conservación asociadas.

OBJETIVOS:

Los objetivos principales de este trabajo experimental son:

1. Determinar la comunidad de aves de la Ecocentral y sus cambios estacionales.
2. Estudiar el comportamiento de las aves en la Ecocentral.
3. Comparar la diversidad y abundancia de aves de la Ecocentral con la de los alrededores.

METODOLOGÍA:

Zona de estudio:

La Ecocentral Granada, antigua planta de recuperación y compostaje Loma de Manzanares, que cambió de nombre tras su automatización y ampliación, está situada en el área metropolitana de Granada, dentro del término municipal de Alhendín, en la parte meridional de la Comarca de la Vega. La planta ocupa una superficie de 890.500 m² (RESUR Granada, s.f.). En su entorno aparecen mayormente cerros con cultivos de olivar, almendros y cereal, así como terrenos dedicados a usos industriales (polígonos industriales). Destacan la proximidad de la mina a cielo abierto de carbonato de estroncio Montevives y el espacio natural protegido perteneciente al parque natural de Sierra Nevada de Las Lagunas del Padul, ambos a unos 11 kilómetros.

El complejo lo forman las siguientes instalaciones: una planta de tratamiento mecánico-biológico, una planta de tratamiento de lixiviados, una desgasificadora, un vertedero

controlado de rechazos y un aula medioambiental. El presente trabajo se ha centrado principalmente en las eras de compostaje (parte de la planta de tratamiento mecánico-biológico) y en los frentes de vertido de los materiales no recuperados (vertedero de media densidad de rechazos). Esta decisión se tomó tras un pequeño muestreo inicial (noviembre 2024) y distintas conversaciones con trabajadores del complejo en el que se identificaron estas zonas como aquellas con mayor actividad de aves del complejo.

Métodos de muestreo:

1. Cuantificación de aves:

Censé las aves con metodología estándar de puntos de muestreo, es decir, registrando todas las aves observadas o escuchadas en un periodo de tiempo preciso desde puntos predefinidos, en este caso, en 5 localizaciones diferentes durante 10 min por punto. Se eligió este método según los procedimientos en Wotton et al. (2008). El orden de muestreo en los diferentes puntos fue aleatorio, con el fin de evitar sesgos sistemáticos en la detección de especies asociados al orden de visita.

Realicé los censos en invierno (diciembre y enero) y primavera (abril y mayo), en intervalos de 15 días, permitiendo así la inclusión de los migrantes tardíos y reproductores tempranos como recomienda Wotton et al. (2008). Llevé a cabo ocho días de censo por estación, cuatro días dentro de la Ecocentral y otros cuatro de censo en el entorno. Los censos en el entorno fueron siempre consecutivos al día de censo correspondiente en la planta para conseguir unas condiciones climáticas lo más similares posibles.

Los puntos de muestreo dentro de la planta (Figura 1-A) se seleccionaron atendiendo a su interés científico, abarcando las principales zonas de actividad de la planta, como las eras de compostaje y el vertedero controlado. Además, se garantizó el cumplimiento de todos los requisitos de seguridad propios de una instalación industrial de estas características. Los puntos se situaron con una separación mínima de 100 m entre ellos para evitar el máximo solapamiento posible. Con objeto de investigar los cambios temporales dentro de la Ecocentral, realicé los censos en tres momentos del día: amanecer, mediodía y atardecer.

En el caso del entorno (Fig. 1-B), los puntos de muestreo se eligieron a una distancia mínima de 1km y máxima de 2 km de la planta y entre ellos para asegurar la independencia de las observaciones, mediante la aproximación de una cruz de puntos cardinales e intentando abarcar todos los tipos de hábitats presentes en el entorno. Los muestreos se realizaron en torno al amanecer y hasta 3 horas después.

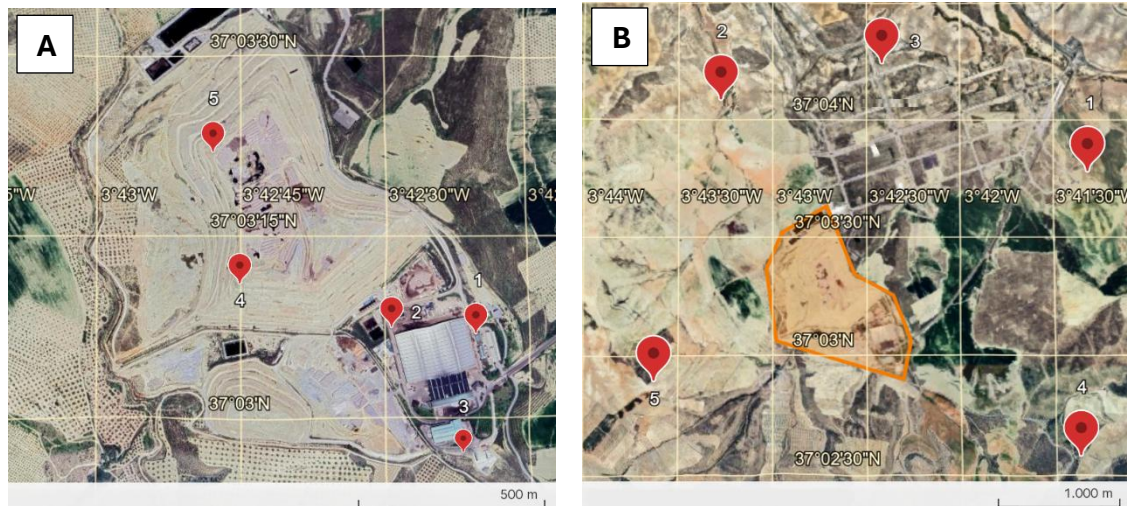


Figura 1: Puntos de muestreo en la Ecocentral (A) y en el entorno (B) (marcadores rojos). En naranja, la Ecocentral. Imágenes creadas con Google Earth.

En ambos casos, registré las especies presentes y su abundancia durante 10 minutos, diferenciando entre los individuos observados dentro de un radio de 50m y más allá (hasta donde alcanza la visión con prismáticos) (sin incluir los claramente presentes encima de la Ecocentral en el caso de los censos en el entorno). Esta información es muy importante ya que permite estimar la detectabilidad y abundancia relativa de las especies (Wotton et al., 2008). Para cada punto de muestreo, registré una serie de variables ambientales y contextuales con el objetivo de controlar posibles factores de interferencia en la actividad y visibilidad de las aves. Anoté la fecha y la hora, ya que las condiciones de iluminación y el momento del día influyen significativamente en la actividad de las especies y en su detectabilidad. También, la cantidad de nubes (en octantes), la temperatura (medida mediante la aplicación “Tiempo” de iPhone configurada en Alhendín) y el viento (estimado con la escala de Beaufort) fueron registrados por su influencia directa sobre el comportamiento de las aves. Asimismo, se recogieron datos sobre la actividad operativa de la planta, como vertido o volteo de material, observables desde el punto de muestreo durante el censo, así como el número de trabajadores, vehículos y maquinaria presente o en movimiento dentro del radio de 50 metros, ya que estas variables pueden actuar como factores de perturbación. También se anotó la presencia de otro tipo de fauna y se

incluyeron observaciones adicionales relevantes, con el fin de captar posibles interacciones ecológicas o eventos que pudieran explicar variaciones puntuales en los datos obtenidos.

Se realizó una caracterización visual de la cobertura vegetal de los puntos de muestreo en un radio de 50 m. Estos resultados mostraron la siguiente composición de los puntos:

Ecocentral:

- Punto 1: 5% cobertura arbórea, 5% cobertura arbustiva, 90% suelo pavimentado
- Punto 2: 5% cobertura arbórea, 3% cobertura herbácea, 92% suelo pavimentado
- Punto 3: 20% cobertura arbórea, 10% cobertura herbácea, 70% suelo pavimentado
- Puntos 4 y 5: 100% terreno desnudo vertedero

Entorno:

- Punto 1: 10% cobertura herbácea, 45% cobertura arbustiva (matorral), 45% cobertura arbórea (cultivo de almendros)
- Punto 2: 5% cobertura herbácea, 35% cobertura arbustiva (matorral de arroyo seco), 40% cobertura arbórea (olivar mayormente)
- Punto 3: 20% suelo pavimentado (carretera abandonada), 35% cobertura herbácea, 25% cobertura arbustiva (matorral), 20% cobertura arbórea
- Punto 4: 20% cobertura herbácea, 20% cobertura arbustiva (mayormente retamal), 80% cobertura arbórea (olivar)
- Punto 5: 20% cobertura herbácea, 80% cobertura arbórea (50% cultivo de castaños y 50% olivar)

Los puntos de muestreo dentro de la Ecocentral presentan una vegetación muy escasa y un entorno altamente antropizado. En cambio, los puntos del entorno muestran una mayor diversidad estructural, con combinaciones de cobertura arbórea, arbustiva y herbácea, lo que sugiere un hábitat más natural y heterogéneo lo que puede dificultar la observación directa de individuos, especialmente en zonas densas.

2. Observaciones de comportamiento:

Se realizaron observaciones *in situ* el día previo o consecutivo al de censo dentro de la Ecocentral mediante muestreo focal con prismáticos. Para ello se siguieron los protocolos previamente publicados en estudios similares (p. ej. Podestá et al., 2022, Molina

Granoble, 2024, Pereyro, 2013). Este método consiste en seleccionar al azar un individuo de una especie concreta y registrar de forma continua los siguientes parámetros: (a) sus conductas durante un periodo de tiempo de 2 minutos, y (b) la duración en segundos de cada conducta. Además, registré la abundancia de la especie objetivo mediante muestreo de barrido, su localización aproximada dentro de la Ecocentral, así como variables ambientales y de perturbación antrópica: fecha, hora, cantidad de nubes, temperatura, viento, operaciones visibles de la planta, número de trabajadores y de maquinaria o vehículos presentes en un rango de 50 m del individuo, presencia de otras especies de fauna en un radio de 20 m y otras observaciones relevantes. La recopilación de estas variables permite contextualizar el comportamiento observado, ya que factores como las condiciones meteorológicas o el nivel de actividad humana pueden influir en la conducta de las aves, especialmente en un entorno industrial activo.

Las especies seleccionadas para este estudio comportamental fueron aquellas con mayor abundancia en el complejo y con capacidad de observación similar entre ellas: *Bubulcus ibis*, *Columba livia*, *Corvus monedula*, *Larus fuscus*, *Motacilla alba* y *Passer domesticus*. En total realicé 113 observaciones individuales, con el mismo número de observaciones por especie en cada estación y un mínimo de 10 observaciones por especie (menos *Bubulcus ibis*, *Larus fuscus* y *Motacilla alba*, que solo estuvieron presentes en invierno). Los individuos fueron seleccionados de forma aleatoria, evitando contabilizar el mismo ejemplar más de una vez mediante la elección de individuos separados por una distancia mínima de 10 m entre sí.

Los comportamientos registrados se organizaron en cinco categorías según los etogramas de estudios previos (Podestá et al. 2022, Da Silva et al. 2018, Viol, et al. (2025). Estas categorías correspondieron a (1) mantenimiento (descanso y acicalamiento), (2) forrajeo, (3) locomoción (actividades de movimiento como andar, saltar, correr y volar), (4) social agonístico y (5) reproducción (cortejo y recolección de material para el nido).

Análisis estadísticos:

Indicadores de diversidad:

Analicé cuatro métricas de diversidad taxonómica: riqueza específica, abundancia total (ambas calculadas en la base de datos Excel mediante las funciones SUMA y

CONTAR.SI>0, respectivamente, de todas las visitas) y diversidad alfa, esta última cuantificada mediante los índices de Shannon y Simpson. Los dos índices se calcularon utilizando la función “diversity” del paquete vegan (Oksanen et al., 2022), y las medias con la función “mean”. Se calcularon ambos índices ya que explican distintos aspectos complementarios de la diversidad biológica. El índice de Shannon considera tanto la riqueza como la equidad en la distribución de especies, siendo más sensible a las especies poco abundantes. En cambio, el índice de Simpson enfatiza la dominancia, reduciendo la influencia de las especies raras en la estimación.

Para cada una de estas cuatro variables respuesta, evalué tanto los cambios temporales dentro de la zona Ecocentral como los contrastes espaciales entre la Ecocentral y su entorno. Todos los análisis y los gráficos se realizaron mediante el programa R.

Para las variables de riqueza y abundancia, debido a la estructura jerárquica (muestras repetidas dentro de puntos de muestreo) y potencial no independencia entre observaciones, ejecuté modelos lineales generalizados mixtos (GLMMs) utilizando la función “lmer” incluida en el paquete lme4 R (Bates et al., 2015). En el caso de la abundancia, seleccioné solo los datos registrados dentro de banda para evitar doble conteo según recomendaciones metodológicas para muestreo por puntos (Bibby et al., 2000; Buckland et al., 2001). A continuación, para ambas variables de conteo, ajusté modelos con distribución de Poisson utilizando la función “glmer” del paquete lme4. En aquellos casos donde se detectó sobredispersión (varianza mayor que la media esperada bajo un modelo de Poisson), opté por distribución binomial negativa mediante la función “glmer.nb”, también del paquete lme4, según se recomienda en Zuur et al. (2009).

Para los índices de diversidad (Shannon y Simpson), realicé los mismos pasos, pero ajusté los modelos con una distribución Gamma, ya que los valores de diversidad son positivos y continuos, y esta distribución es adecuada para variables con asimetría positiva. Cuando fue necesario, apliqué una transformación logarítmica para cumplir los supuestos de normalidad de los residuos.

Las variables explicativas o factores fijos del modelo completo incluyeron: banda (fuera vs dentro de la banda de 50m), estación (invierno vs primavera), zona (Ecocentral vs entorno), tramo (amanecer, mediodía o atardecer) y la doble interacción de estación con zona. La variable aleatoria elegida fue el punto de muestreo, ya que representa la unidad espacial donde se repiten las observaciones y permite controlar la variabilidad entre

localizaciones (Bolker et al., 2009). Por último, realicé una selección de modelos por simplificación de variables según el criterio $AIC < 2$ y significancia estadística (valor-p) (Burnham & Anderson, 2002).

Comportamiento:

Primero comprobé con una curva de acumulación según el método de Mao Tao (Colwell et al., 2004), si el esfuerzo de muestreo para la comunidad había sido suficiente. A continuación, calculé los porcentajes de ocurrencia de los comportamientos de las especies seleccionadas con el objetivo de determinar cuáles son los comportamientos más frecuentes en la Ecocentral, tanto en invierno como en primavera.

Para examinar si la frecuencia de los comportamientos difería significativamente entre especies, realicé un análisis multivariante de la varianza (MANOVA), donde el conjunto de comportamientos fue considerado como variables respuesta y la especie como variable explicativa. Este análisis se llevó a cabo utilizando la función “manova” del lenguaje R junto con el paquete “stats base”. Dado que el MANOVA mostró diferencias significativas globales entre especies ($p < 0.001$), procedí a realizar ANOVAs univariantes por separado para cada comportamiento, empleando la función “aov”. En estos modelos, la variable dependiente fue el número de observaciones de cada comportamiento y la especie, la variable explicativa. Para aquellos comportamientos en los que se detectaron diferencias significativas, realicé análisis post hoc mediante pruebas de comparaciones múltiples Tukey HSD, ajustando la significancia entre pares de especies con la función “TukeyHSD” del paquete multcomp (Hothorn et al., 2008). El objetivo de estas comparaciones fue identificar entre qué especies se presentaban diferencias significativas en la frecuencia de cada conducta específica.

Cabe señalar que, aunque los datos representan proporciones, el análisis se realizó sobre el número absoluto de observaciones por comportamiento y especie, lo cual permite aplicar ANOVA siempre que se cumplan los supuestos de normalidad y homocedasticidad, verificados previamente.

RESULTADOS:

Cambios temporales en la comunidad de aves dentro de la Ecocentral

Riqueza: Como podemos observar en el diagrama de Venn (Fig. 3), la mayoría de las especies fue compartida en todos los tramos.

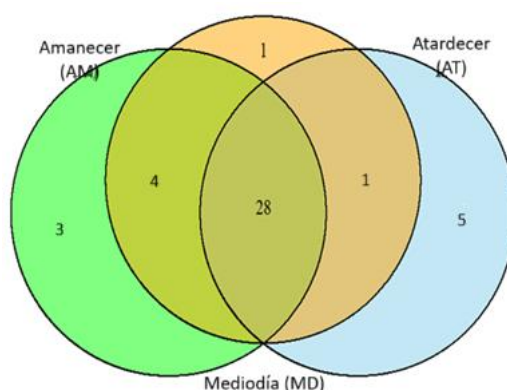


Figura 3: Diagrama de Venn de la riqueza de especies presentes exclusivamente en cada tramo horario y compartidas

Dado que los datos presentaban sobredispersión, se ajustó un modelo mixto con distribución binomial negativa ($\theta = 20.85$). Este modelo mostró un mejor ajuste general ($AIC = 1044.8$) y confirmó los efectos observados con el modelo lineal mixto. La riqueza fue significativamente menor en primavera ($\beta = -0.221$, $z = -3.02$, $p = 0.0025$) y al atardecer ($\beta = -0.439$, $z = -4.74$, $p < 0.001$) con respecto al amanecer, como podemos apreciar en el gráfico de riquezas medias (Fig. 4). El tramo de mediodía no tuvo diferencias significativas con respecto al amanecer y, el efecto aleatorio del punto de muestreo fue prácticamente nulo ($\sigma^2 = 0.0022$). Al introducir interacciones entre estación y tramo, ninguna mostró significancia (Primavera $\times$ AT: $\beta = -0.275$, $t = -0.42$; Primavera $\times$ MD: $\beta = -0.125$, $t = -0.19$), lo que indica que los efectos de los tramos sobre la riqueza no varían entre estaciones.

Abundancia (Fig. 5): En invierno, al amanecer, las cinco especies predominantes en orden descendente fueron: *Larus fuscus* (94.1% de abundancia relativa), *Bubulcus ibis* (2.3%), *Columba livia* (1.9%), *Corvus monedula* (0.6%) y *Passer domesticus* (0.3%). En el tramo de mediodía, las especies más abundantes fueron: *Larus fuscus* (66.8%), *Bubulcus ibis* (14.5%), *Corvus monedula* (9.0%), *Columba livia* (6.4%) y *Sturnus unicolor/vulgaris* (1.1%). Finalmente, al atardecer, las cinco principales especies fueron: *Sturnus unicolor/vulgaris* (40.6%), *Bubulcus ibis* (29.6%), *Larus fuscus* (20.9%), *Columba livia* (4.6%) y *Corvus monedula* (1.8%). En contraste, durante la primavera, las especies más

abundantes fueron las siguientes: al amanecer predominó *Columba livia* (65.5%), seguida por *Corvus monedula* (17.0%), *Sturnus unicolor/vulgaris* (3.9%), *Passer domesticus* (3.1%) y *Milvus migrans* (1.6%). Al mediodía, la dominancia continuó con *Columba livia* (41.8%), seguida de *Corvus monedula* (33.0%), *Corvus corone* (6.2%), *Passer domesticus* (3.8%) y *Sturnus unicolor/vulgaris* (3.7%). Por último, al atardecer en primavera, las principales especies fueron: *Sturnus unicolor/vulgaris* (46.8%), *Columba livia* (24.3%), *Corvus monedula* (12.0%), *Bubulcus ibis* (8.0%) y *Pica pica* (1.9%).

El modelo Poisson indicó una sobredispersión extrema ($p < 0.001$), por tanto, se ajustó un modelo con distribución binomial negativa ($\theta = 0.75$) que presentó un mejor ajuste ($AIC = 1090.1$, $\logLik = -539.0$). Se confirmó una reducción significativa de la abundancia en primavera ($\beta = -1.76$, $z = -7.67$, $p < 0.001$) y al atardecer ($\beta = -0.74$, $z = -2.75$, $p = 0.006$), mientras que el tramo mediodía no resultó significativo ($p = 0.13$), ambas respecto al amanecer. El efecto aleatorio por punto fue relativamente bajo ($\sigma^2 = 0.99$). Las interacciones entre estación y tramo no fueron significativas.

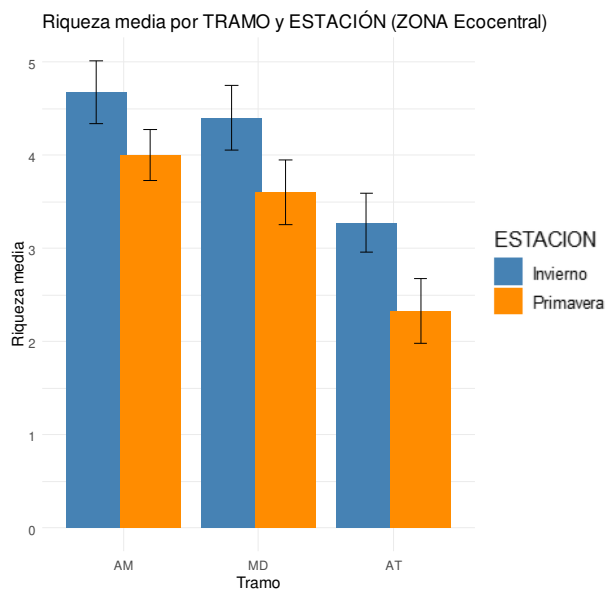


Figura 4: Valores medios de riqueza en la Ecocentral en invierno y en primavera en los diferentes tramos horarios: amanecer (AM), mediodía (ME) y atardecer (AT). Las barras indican la media $\pm$ error estándar.

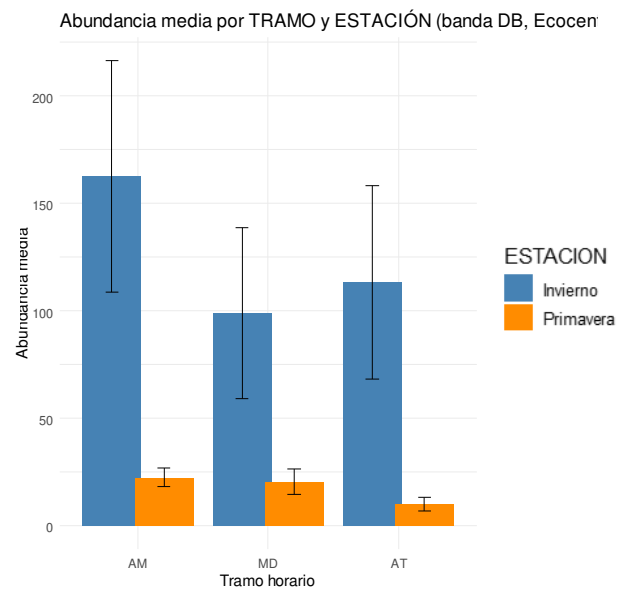


Figura 5: Valores medios de abundancia en la Ecocentral en invierno y en primavera en los diferentes tramos horarios: amanecer (AM), mediodía (ME) y atardecer (AT).

Índice de Shannon (Fig. 6): El modelo lineal mixto mostró un efecto negativo significativo del tramo atardecer sobre el índice de Shannon ($\beta = -0.248$, $t = -3.09$, $p < 0.01$). En contraste, el modelo lineal generalizado mixto indicó un efecto positivo y

significativo para la estación primavera ($\beta = 0.205$, $z = 2.93$, $p = 0.0034$), mientras que los efectos asociados a los tramos horarios no resultaron estadísticamente significativos.

Índice de Simpson (Fig. 7): El modelo lineal mixto reveló un aumento significativo en primavera ($\beta = +0.106$, $t = 3.46$, $p < 0.01$), sin encontrar diferencias significativas relacionadas con el tramo horario. Por otro lado, el modelo lineal generalizado mixto indicó incrementos significativos tanto en primavera ($\beta = +0.254$, $z = 3.62$, $p = 0.0003$) como en el tramo atardecer ($\beta = +0.242$, $z = 2.36$, $p = 0.018$).

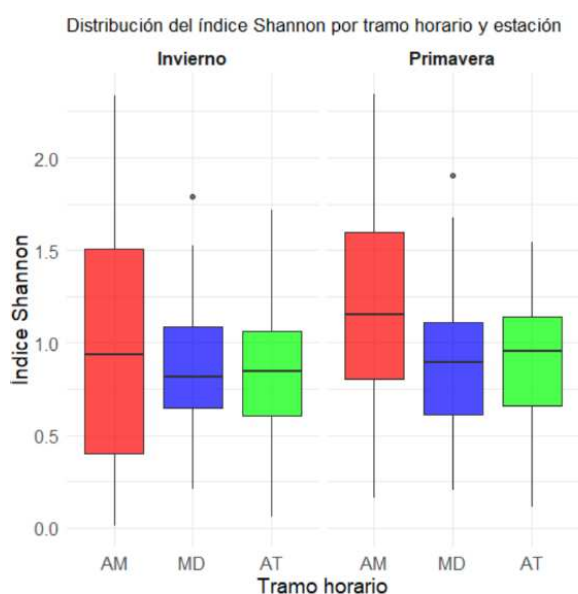


Figura 6: Distribución del índice de diversidad de Shannon según estación (invierno y primavera) y tramo horario (amanecer (AM), mediodía (ME) y atardecer (AT)). Cada caja representa la mediana (línea central), el rango intercuartílico (caja) y los valores atípicos (puntos).

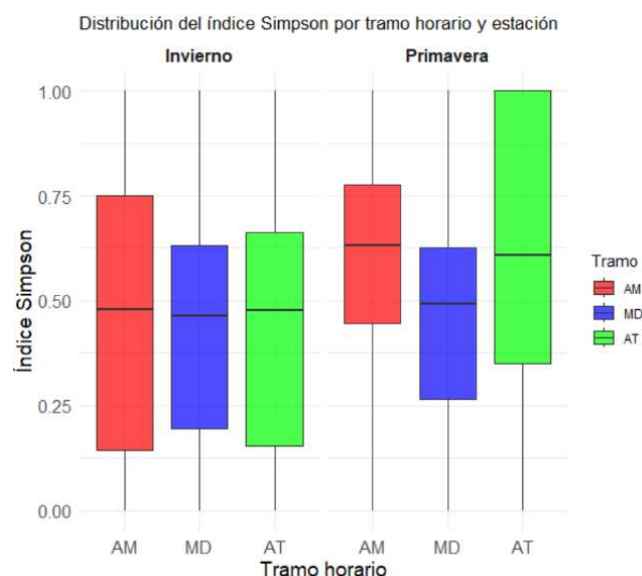


Figura 7: Distribución del índice de diversidad de Simpson según estación (invierno y primavera) y tramo horario (amanecer (AM), mediodía (ME) y atardecer (AT)).

Contrastes espaciales entre la Ecocentral y su entorno

Riqueza (Fig. 9): Como podemos observar en el diagrama de Venn (Fig. 8), a nivel de riqueza las especies son muy parecidas (la mayoría se comparten). La riqueza total en el entorno fue de 49 especies y en la Ecocentral, 41 especies. Las especies exclusivamente encontradas en la Ecocentral fueron: *Aquila adalberti*, *Ardea alba*, *Ardea cinerea*, *Larus fuscus*, *Ciconia Ciconia* y *Tringa ochropus*, ninguna de ellas invasora.

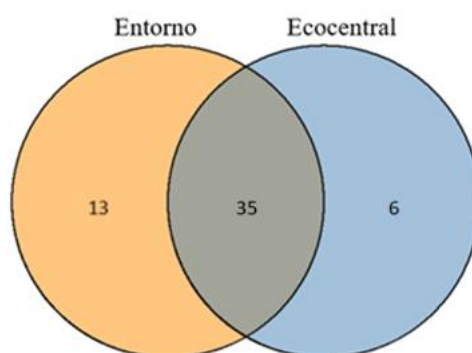


Figura 8: Diagrama de Venn de la riqueza de especies presentes exclusivamente en la Ecocentral y exclusivamente en el Entorno. En el centro las especies compartidas.

Los resultados tanto del modelo lineal mixto como del modelo de Poisson, el cual no presentó sobredispersión ($\text{ratio} \approx 1$ y $p > 0.05$), indican una mayor riqueza significativa en el entorno (coeficiente = 1.46, $t=2.79$, $p=.0015$). La estación en este caso no tiene un efecto significativo (coeficiente = 0.19, $t = 0.52$). La interacción estación-entorno fue significativa ($t=2.44$) y mostró que la influencia de la primavera depende de la zona, incrementando la riqueza en el entorno (coeficiente = 1.73, $t = 2.44$) pero no en la Ecocentral, donde disminuye, pero con un valor no significativo.

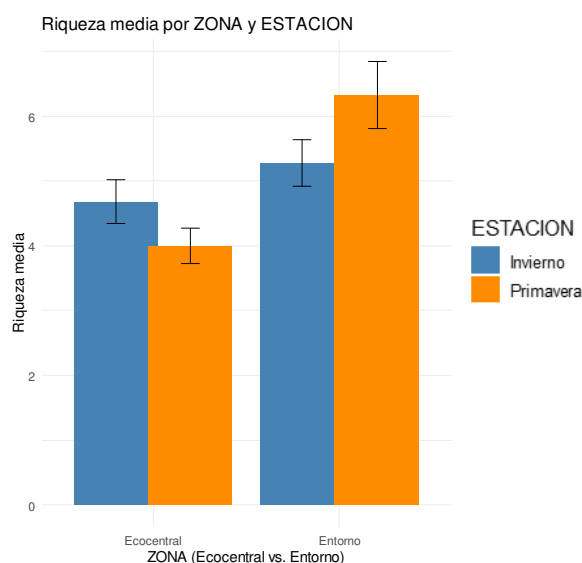


Figura 9: Valores medios de riqueza según zona (Ecocentral y entorno) y estación (invierno y primavera). Las barras indican la media $\pm$ error estándar.

Abundancia (Fig. 10): Las 10 especies más abundantes en la Ecocentral en orden descendente en invierno y sus abundancias relativas fueron las siguientes: *Larus fuscus* (76,6 %), *Bubulcus ibis* (9,3 %), *Sturnus unicolor* y *Sturnus vulgaris* (no diferenciados por dificultad de observación) (6,1 %), *Columba livia* (3,5 %), *Corvus monedula* (2,9 %) y *Motacilla alba* (0,4 %), *Passer domesticus* (0,4 %), *Ardea cinerea* (0,2 %), *Corvus*

corone (0,1 %) y *Corvus corax* (0,1 %). Durante la primavera se observó una composición distinta: *Columba livia*, (46,6 %), *Corvus monedula* (20,7 %), *Sturnus unicolor/vulgaris* (15,6 %), *Bubulcus ibis* (3,3 %), *Passer domesticus* (3,0 %), *Corvus corone* (2,2 %), *Galerida cristata* (1,1 %), *Pica pica* (0,9 %), *Carduelis carduelis* (0,9 %) y *Milvus migrans* (0,9 %). En el entorno, durante el invierno, las especies más abundantes registradas fueron: *Sturnus unicolor/vulgaris* (17,2%), *Motacilla alba* (11,4%) y *Corvus monedula* (6,2%), seguidas de *Linaria cannabina*, *Columba livia*, *Pica pica*, *Passer domesticus* y *Curruca melanocephala*, todas con valores de abundancia relativa por debajo del 3,5%. En primavera, el patrón de abundancia cambió a: *Sturnus unicolor/vulgaris* (10,5%), *Linaria cannabina* (10,3%), *Columba livia* (10,1%), *Columba palumbus* (6,7%) y *Galerida theklae* (5,7%), *Corvus monedula* (5,0%), *Galerida cristata* (4,8%), *Pica pica* (4,6%), *Carduelis carduelis* (4,0%) y *Passer domesticus* (3,8%).

El modelo lineal mixto inicial mostró que la abundancia media en primavera disminuye significativamente respecto al invierno (coeficiente = -70.22, $t = -2.58$), y que es también significativamente menor en el entorno (coeficiente = -77.37, $t = -2.24$). La interacción primavera $\times$ entorno fue positiva y significativa (coeficiente = 139.65, $t = 2.69$). La diferencia entre estaciones en la Ecocentral es mucho mayor en términos de abundancia. La distribución binomial negativa confirmó los efectos significativos de estación, zona y su interacción: la abundancia disminuye en primavera (estimador = -1.91, $p < 0.001$) y en el entorno (estimador = -2.29, $p < 0.001$) y la interacción primavera $\times$ entorno es positiva y significativa (estimador = 1.88, $p < 0.001$).

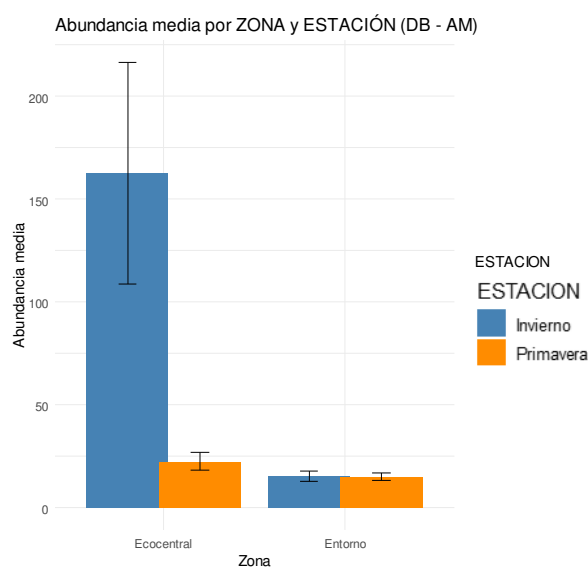


Figura 10: Valores medios de abundancia según zona (Ecocentral y entorno) y estación (invierno y primavera). Las barras indican la media $\pm$ error estándar.

Índice de Shannon: (Fig. 11). El modelo lineal mixto mostró un efecto significativo de todos los predictores. La primavera ($\beta = 0.121$, $t = 2.05$) y el entorno ($\beta = 0.597$, $t = 7.47$) mostraron una mayor diversidad de Shannon. El efecto aleatorio de punto explicó poca varianza ($\sigma^2 = 0.0048$). El modelo general linear mixto permitió corroborar los resultados previos, mostrando mayor diversidad significativamente durante primavera ($\beta = 0.192$, $p = 0.006$) y en el entorno ($\beta = 0.393$, $p < 0.001$).

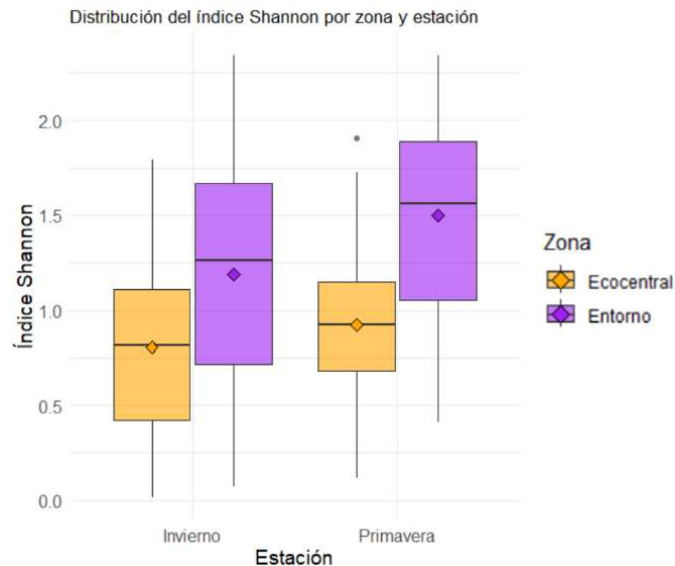


Figura 11: Distribución del índice de diversidad de Shannon según estación (invierno y primavera) y zona de muestreo (Ecocentral y entorno). Cada caja representa la mediana (línea central), el rango intercuartílico (caja) y los valores atípicos (puntos).

Índice de Simpson (Fig. 12): Los valores medios de este índice fueron: 0.439 en la Ecocentral y 0.626 en el entorno. El modelo lineal mixto mostró que todos los factores fijos analizados influyeron significativamente. La primavera ($\beta = 0.076$, $t = 2.51$) y el entorno ($\beta = 0.185$, $t = 3.51$) presentaron una mayor diversidad de Simpson. El efecto aleatorio de punto ($\sigma^2 = 0.004$) fue bajo. El modelo general linear mixto (AIC = 98.5), confirmó la significancia de los mismos factores: mayor diversidad en primavera ($\beta = 0.195$, $p = 0.008$) y en el entorno ($\beta = 0.226$, $p = 0.034$).

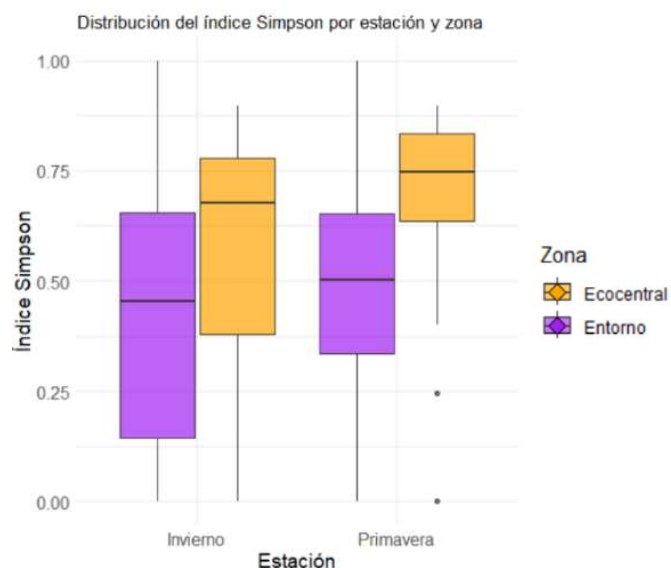


Figura 12: Distribución del índice de diversidad de Simpson según estación (invierno y primavera) y zona de muestreo (Ecocentral y entorno). Cada caja representa la mediana (línea central), el rango intercuartílico (caja) y los valores atípicos (puntos).

Comportamiento:

La curva de acumulación mostró, mediante la formación de una asíntota, que el esfuerzo de muestreo había sido suficiente para detectar la mayoría de los comportamientos realizados por la comunidad (Fig. 13).

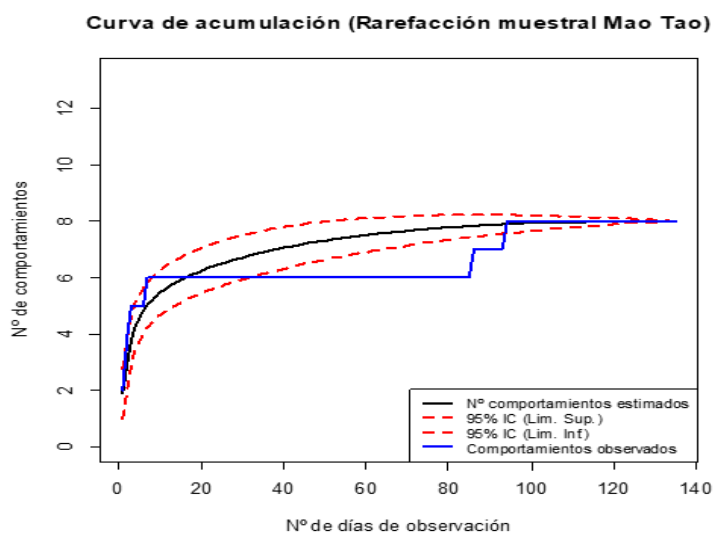


Figura 13: Curva de acumulación de los patrones de comportamiento de la comunidad de aves de la Ecocentral Granada.

En total se realizaron 113 observaciones, 11783 segundos entre todos los comportamientos registrados. Cada tipo de conducta observada presentó el siguiente tiempo total en segundos (Fig. 14):

Figura 14: Tabla de los segundos registrados por comportamiento en invierno, primavera y en todo el periodo de estudio en conjunto, para toda la comunidad de aves de la Ecocentral.

Estación	Forrajeo	Descanso	Acicalamiento	Vuelo	Movimiento	Cortejo	Social agonístico	Recolección material nido
Invierno	2853	2856	307	958	492	0	260	0
Primavera	2199	986	59	475	261	13	0	64
Total	5052	3842	366	1433	753	13	260	64

El porcentaje de ocurrencia de cada tipo de comportamiento observado en invierno fue el siguiente en orden decreciente: forrajeo 36,93%, descanso 36,97%, vuelo 12,40%, movimiento 6,37%, acicalamiento 3,97%, y social agonístico 3,36% (Fig. 15-A). En primavera, en el mismo orden, fueron: forrajeo 54,20%, descanso 24,30%, vuelo 11,71%, movimiento 6,43%, recolección de material para nido 1,58%, acicalamiento 1,45%, y 0,32% cortejo (Fig. 15-B).

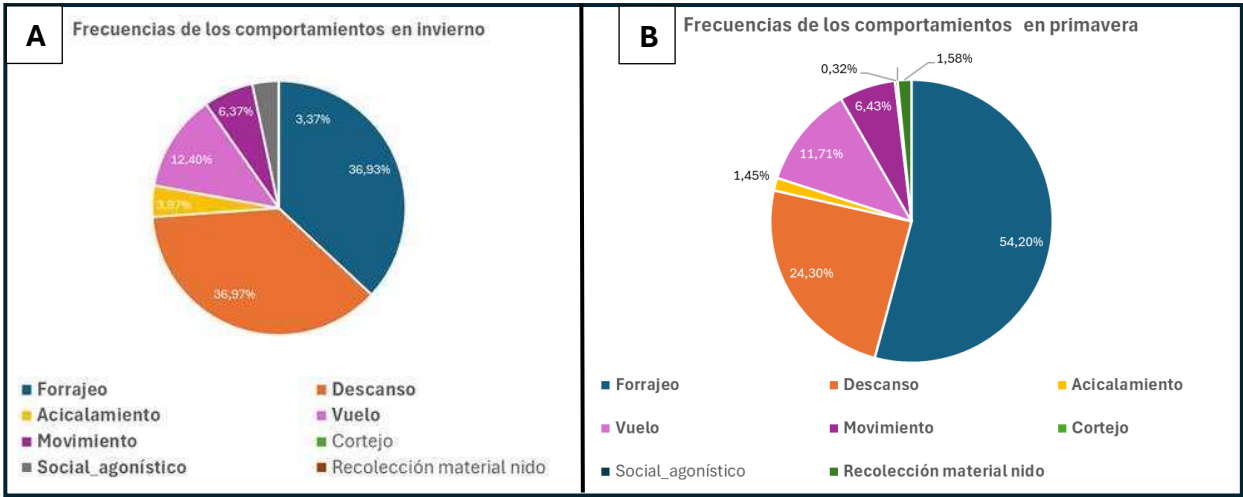


Figura 15: Gráfico de frecuencia de tipos de comportamientos observados en la comunidad de aves de la Ecocentral en invierno (A) y primavera (B).

La proporción de comportamientos por especie fue significativamente diferente para cada especie (Fig. 17).

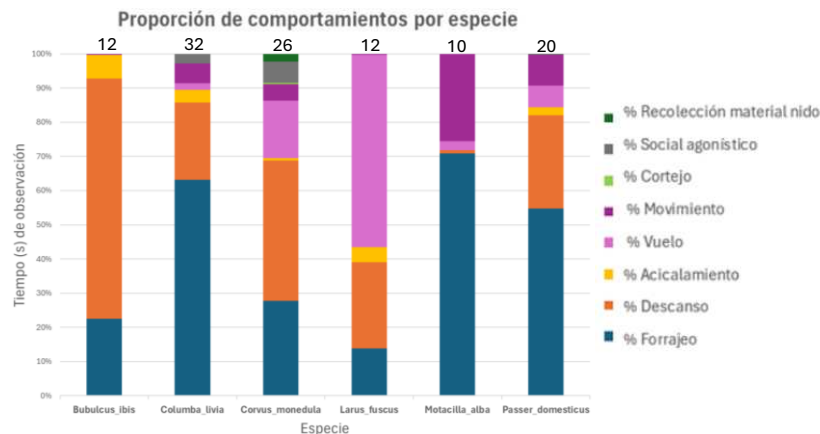


Figura 17: Gráfico de barras apiladas de las proporciones de comportamientos observados en las especies *Bubulcus ibis*, *Columba livia*, *Corvus monedula*, *Larus fuscus*, *Motacilla alba* y *Passer domesticus* durante invierno y primavera en la Ecocentral Granada (en ese orden). El tamaño de muestra se indica encima de cada columna.

El análisis multivariado tipo MANOVA mostró diferencias significativas en la proporción de tiempo dedicado a las diferentes conductas entre las especies estudiadas (Wilks' Lambda = 0.265, $p = 7.02 \times 10^{-13} < 0.001$). En concreto, se observaron efectos significativos de la especie sobre las frecuencias de descanso, forrajeo, movimiento y vuelo. Las comparaciones post hoc entre especies para dichas conductas revelaron diferencias significativas ($p < 0.05$) en diversas combinaciones, especialmente para descanso y vuelo. Los resultados significativos (Fig. 18) se resumen a continuación:

- **Forrajeo:** Las comparaciones significativas fueron: *Corvus monedula* – *Columba livia* ($p = 0.012$) y *Larus fuscus* – *Columba livia* ($p = 0.014$). En ambos casos, *Columba livia* forrajea más.
- **Descanso:** Todas las especies se diferenciaron significativamente de *Bubulcus ibis* (todas con $p < 0.01$) presentando menos tiempo de descanso. *Bubulcus ibis* descansa mucho más que el resto.
- **Vuelo:** Las comparaciones significativas fueron entre *Larus fuscus* y las siguientes especies: *Bubulcus ibis* ($p < 0.0001$), *Columba livia* ($p < 0.0001$), *Corvus monedula* ($p = 0.000001$), *Motacilla alba* ($p < 0.0001$) y *Passer domesticus* ($p < 0.0001$). En todos los casos *Larus fuscus* vuela más.

- Movimiento: Las comparaciones significativas fueron entre *Motacilla alba* y las siguientes especies: *Bubulcus ibis* ($p = 0.0047$), *Columba livia* ($p = 0.018$), *Corvus monedula* ($p = 0.0088$), *Larus fuscus* ($p = 0.0047$) y *Passer domesticus*. En todos los casos *Motacilla alba* se mueve más.

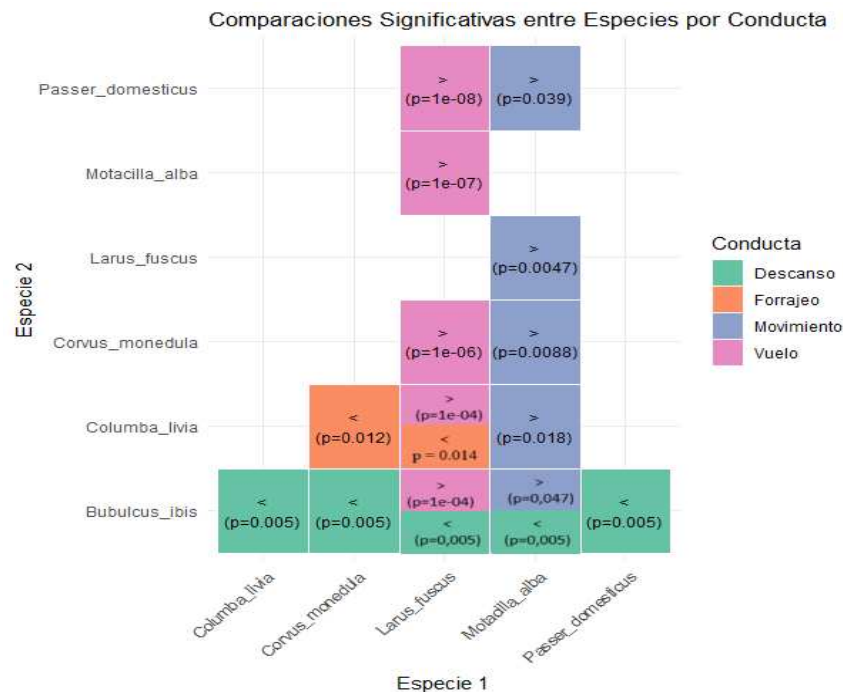


Figura 18: Gráfico de las comparaciones post hoc significativas.

DISCUSIÓN:

Como se esperaba, la comunidad de aves de la Ecocentral parece ser diferente en distintos aspectos de la que encontramos en el entorno, lo que sugiere que hay un efecto de la planta a este nivel. Por otro lado, también se vio que existe una dinámica temporal circadiana de cambios en la comunidad de aves.

Cambios temporales dentro de la Ecocentral

Los resultados de los análisis mostraron que tanto la riqueza como la abundancia dentro de la Ecocentral fueron significativamente menores en primavera comparada con el invierno y al atardecer en relación con el amanecer. Esto coincide con estudios previos en entornos urbanos y de vertederos (Noreen et al., 2021, Blanco et al., 1994). La abundancia fue claramente menor en primavera debido fundamentalmente a que las especies presentes en mayor número en invierno (*Larus fuscus* y *Bubulcus ibis*) dejaron de observarse en primavera. Esto se debe a que ambas especies se desplazan hacia áreas de reproducción en esta estación (III Atlas de las aves en época de reproducción en España).

SEO/BirdLife.). Se ha demostrado que la distancia del lugar de nidificación al vertedero está fuertemente correlacionada con la frecuencia de uso durante la reproducción (Gilbert et al., 2016), lo que explica que estas dos especies no acudan en primavera ya que la distancia diaria recorrida sería demasiado larga en términos de esfuerzo energético. Los resultados sugerirían por tanto que estas especies no son reproductoras en esta zona de la provincia granadina. En cuanto a la disminución observada al atardecer, es posible que esté relacionada con los patrones de actividad diurna de muchas especies de aves, que tienden a ser más activas durante las primeras horas del día (Robbins, 1981). Asimismo, factores como la reducción de la visibilidad y el aumento de depredadores nocturnos pueden hacer que las aves limiten su actividad en las últimas horas del día (Mallon et al., 2020 o Neumann et al., 2022). Por ejemplo, la mayor presencia de *Sturnus unicolor* o *Sturnus vulgaris* al atardecer podría deberse a su comportamiento gregario y su actividad crepuscular (Cabe, 2020; Craig, Feare, & Bonan, 2020), mientras que la predominancia de *Larus fuscus* en las primeras horas del día sugiere un patrón de alimentación matutino intensivo (Burger et al., 2020).

En cuanto a los otros índices de diversidad, los resultados de los índices de Shannon y Simpson permitieron matizar los patrones observados para la riqueza y abundancia. Aunque la riqueza total disminuyó en primavera y al atardecer, el índice de Shannon mostró un aumento significativo en primavera según el modelo mixto generalizado, lo que sugiere una comunidad menos dominada por unas pocas especies y con una mayor equidad en las abundancias relativas. Una posible explicación es que la desaparición de especies dominantes en invierno, como *Larus fuscus*, haya permitido que otras especies más escasas ocupen el espacio y los recursos disponibles, lo que ya se ha observado en otros estudios sobre aves que explotan hábitats antropizados (Oro et al., 2013; Plaza & Lambertucci, 2017). El modelo lineal mixto, en cambio, solo detectó un descenso significativo del índice de Shannon al atardecer, lo que podría reflejar que en ese tramo horario solo unas pocas especies están activas.

Por otro lado, el índice de Simpson mostró un patrón más claro, con un aumento significativo en primavera en ambos modelos. Esto refuerza la idea de que la comunidad, en esta estación, además de ser más equitativa, estuvo menos dominada por unas pocas especies, reflejando una diversidad efectiva mayor. Además, el modelo generalizado también detectó un incremento del índice de Simpson al atardecer, lo cual podría interpretarse como una mayor uniformidad en la comunidad en momentos de menor

actividad global, posiblemente por la retirada de especies más dominantes hacia áreas de descanso, dejando un conjunto de especies más homogéneo.

Diferencias entre la Ecocentral y su entorno

Los análisis realizados mostraron diferencias claras entre la Ecocentral y su entorno en cuanto a riqueza, abundancia y diversidad de aves.

En primer lugar, tal como se evidencia en el diagrama de Venn, aunque existe un solapamiento considerable en la composición específica entre la Ecocentral y su entorno, también se identificaron especies exclusivas de la planta. Este hallazgo sugiere que algunas especies han encontrado en este entorno antrópico condiciones favorables que no se presentan en el área circundante como la oferta constante de alimento, la reducción de competencia, o la disponibilidad de estructuras para el refugio y anidamiento. Esto se ha observado también en otros estudios en vertederos del sur de España con concentraciones estacionales de especies como *Milvus migrans* y *Ciconia ciconia* (Navarro et al., 2016). Es importante destacar que ninguna de estas especies exclusivas es considerada invasora, lo que refuerza la idea de que ciertos hábitats antropizados pueden albergar una diversidad funcionalmente valiosa y no necesariamente perjudicial para la conservación local, incluso pueden servir de refugio para especies amenazadas (Plaza & Lambertucci, 2017).

Según los análisis, la riqueza fue mayor en el entorno, especialmente en primavera. Este patrón podría explicarse por la mayor heterogeneidad de hábitats y menor nivel de perturbación humana en el entorno, lo que facilita la presencia de especies más sensibles o con requerimientos ecológicos más específicos (Blondel, 2010). Son las especies oportunistas con valencias ecológicas amplias (p. ej. *Columba livia* ó *Passer domesticus*) las que se asocian con más facilidad a las condiciones antrópicas de la Ecocentral. Por ejemplo, especies migrantes estivales como el abejaruco europeo (*Merops apiaster*) o la collalba rubia occidental (*Oenanthe hispánica*), que tienen requerimientos más específicos (p. ej. tipo de alimentación) solo fueron observadas en el entorno. Además, la interacción significativa entre estación y zona indica que los efectos estacionales no son homogéneos, y que la primavera es especialmente favorable para la aparición de nuevas especies en zonas menos alteradas siguiendo el patrón general para otras zonas naturales de la región mediterránea (Blondel, 2010). Al comparar la riqueza específica de la Ecocentral Granada con la de otras zonas urbanas próximas, como la ciudad de Granada (según el Atlas de aves de Granada; Del Pino Dohijo, 2022), se observa que ambas

presentan valores similares. El atlas registró 56 especies reproductoras en 25,33 km² de superficie urbana, mientras que en la Ecocentral se detectaron 41 especies en una superficie mucho más limitada y con menor heterogeneidad estructural, como parques o bordes urbanos con vegetación.

En lo que respecta a la abundancia, disminuyó en primavera y en el entorno. Sin embargo, la interacción entre ambas variables muestra que esa disminución primaveral no ocurre igual en ambas zonas: en la Ecocentral, la diferencia entre estaciones es mucho más marcada. Esto puede deberse al factor comentado anteriormente de la desaparición de especies dominantes en invierno y a que algunas especies eviten zonas como los vertederos en épocas reproductivas, buscando ambientes con otros requisitos específicos para la cría (p. ej. lugares de nidificación), como los que ofrece el entorno. Este tipo de comportamiento ya ha sido observado en otras especies urbanas o periurbanas, que adaptan su uso del espacio en función de los ciclos reproductivos y del grado de perturbación (Plaza & Lambertucci, 2017). También, con la eclosión de los huevos, algunas especies cambian de dieta, probablemente por el rechazo de los desechos por los polluelos (Annett y Pierotti, 1989).

En cuanto a los índices de diversidad, tanto el índice de Shannon como el de Simpson reflejaron patrones similares lo que se refuerza su solidez. En ambos casos, se registraron valores más altos en el entorno y durante la primavera. Esto sugiere que no solo hay más especies diferentes en el entorno, sino que además están más equilibradas en cuanto a su abundancia relativa. Sin embargo, la Ecocentral alberga una diversidad de aves considerable. Los vertederos pueden albergar una diversidad de aves comparable a la de los sitios circundantes, incluso especies especialistas y de interés para la conservación (Arnold et al., 2021) como el cernícalo vulgar (*Falco tinnunculus*) o la grajilla occidental (*Corvus monedula*), ambas categorizadas En Peligro según El Libro Rojo de las Aves de España 2021 y nidificantes dentro de la planta según mis propias observaciones. También hay que tener en cuenta que, aunque las aves utilicen principalmente los vertederos para alimentarse, los hábitats que los rodean y la presencia de agua y árboles alrededor puede suplir necesidades ecológicas adicionales (Malekian et al., 2021).

Comportamiento:

El forrajeo y el descanso destacaron como los comportamientos principales realizados por la comunidad de aves de la Ecocentral tanto en invierno como en primavera, lo que

concuenda con la importancia de estos espacios para la alimentación y, secundariamente, para el reposo de las aves asociadas, residentes y migratorias que aprovechan estos lugares para recuperar energía y reducir el riesgo de depredación (Burger, J., & Gochfeld, M., 1983). Otras conductas que destacaron fueron las incluidas en la categoría de locomoción, es decir, vuelo y movimiento (el resto de los tipos de desplazamiento).

Las tendencias fueron similares en ambas estaciones, pero podemos observar ciertos cambios. En primavera, el forrajeo aumentó y el descanso disminuyó, lo cual puede deberse a un incremento en las demandas energéticas asociadas con la reproducción. Estas actividades tales como el establecimiento de parejas, la construcción de los nidos o la alimentación de las crías implican dedicar más tiempo a buscar alimento, lo que reduce el tiempo disponible para descansar (Isaksson, 2018; Meillère et al., 2015). También en primavera, se observó cortejo (solamente en *Columba livia*) y recolección de material para la construcción de nidos (en *Columba livia* y *Passer domesticus*), nuevas conductas relacionadas con la reproducción, lo que coincide con el ciclo reproductor de las especies estudiadas (Birds of the World) y con lo mencionado anteriormente. De estas especies, solo presentan diferencias en el canto *Columba livia* y *Passer domesticus*, el resto de las especies focales no presentan un canto característico que permita la detección de cortejo.

Situaciones sociales agonísticas solo se observaron en invierno en *Corvus monedula* y en *Columba livia*. La ausencia de este comportamiento en primavera puede ser causada por la disminución de la competencia por recursos alimenticios al aumentar la disponibilidad de alimento en el entorno, así como por la transición hacia comportamientos reproductivos que promueven la cohesión social y reducen las agresiones entre individuos de la misma especie (Kubitza et al., 2015).

La proporción de comportamientos por especie fue significativamente diferente para cada especie, en concreto las frecuencias de descanso, forrajeo, movimiento y vuelo fueron significativamente diferentes dependiendo de la especie. El resto de los comportamientos registrados pudo no presentar efectos significativos debido a un número de observaciones mucho menor. Estudios futuros podrían realizar un mayor esfuerzo en intentar confirmar estas tendencias con la observación de un mayor número de individuos. Mediante las pruebas post hoc, se puede afirmar que *Columba livia* forrajea más que *Corvus monedula* y que *Larus fuscus*, lo cual coincide con su alta adaptabilidad a entornos urbanos, donde explota eficientemente los recursos alimenticios disponibles de forma oportunista (por ejemplo, Ferman et al., 2010). Por otro lado, la especie con una frecuencia de descanso

mayor es *Bubulcus ibis*, lo cual podría deberse a su estrategia de alimentación menos dependiente de los vertederos y más centrada en áreas agrícolas y ganaderas, donde encuentra alimento con menor esfuerzo (Gherbi-Salmi et al., 2021). También, *Larus fuscus* destacó en tiempo de vuelo frente a *Bubulcus ibis*, *Columba livia*, *Corvus monedula*, *Motacilla alba* y *Passer domesticus*. Este comportamiento se alinea con estudios que muestran que, durante la búsqueda de alimento, para maximizar la eficiencia energética emplea estrategias de vuelo como el planeo y el vuelo en círculos sobre las áreas de alimentación (Shamoun-Baranes et al., 2016). Por último, *Motacilla alba* se desplazó sin volar más que *Bubulcus ibis*, *Columba livia*, *Corvus monedula*, *Larus fuscus* y *Passer domesticus*. Esto coincide con su estrategia típica de búsqueda de alimento en el suelo recorriendo activamente el terreno (Davies, 1976).

A pesar de la solidez metodológica de este estudio, es importante señalar algunas limitaciones que podrían haber influido en los resultados como el acceso restringido a ciertas zonas de la planta por motivos de seguridad o el ruido generado por la maquinaria en funcionamiento que pudieron dificultar la detección de individuos de ciertas especies menos conspicuas.

CONCLUSIONES:

Este estudio constituye la primera caracterización sistemática de la comunidad de aves asociada a la planta de tratamiento de RSU Ecocentral Granada. Los resultados obtenidos revelan que esta instalación alberga una notable diversidad de avifauna, incluyendo especies catalogadas de interés para la conservación, lo que subraya la complejidad ecológica y el gran valor ambiental de los entornos de gestión de residuos.

Desde un enfoque estacional y espacial, se identificaron patrones significativos de variación en riqueza, abundancia y diversidad, tanto dentro de la planta como en su entorno próximo. En términos generales, el entorno mostró una mayor riqueza específica y diversidad, especialmente en primavera, lo cual se podría relacionar con su mayor heterogeneidad estructural y menor nivel de perturbación humana. No obstante, la Ecocentral mantuvo una comunidad de aves activa y en ambas estaciones, con predominancia de especies oportunistas y adaptadas al medio urbano, como *Larus fuscus*, *Columba livia* o *Corvus monedula*.

A nivel temporal, se observó una reducción en la riqueza y abundancia en la Ecocentral durante la primavera, atribuible al abandono estacional de especies invernantes y a cambios en los patrones de uso del espacio vinculados al ciclo reproductivo. Sin embargo, esta disminución cuantitativa se vio acompañada por un aumento de los índices de equitatividad, lo que sugiere una comunidad más balanceada en cuanto a la distribución de abundancias relativas durante esta estación.

El análisis conductual permitió identificar el forrajeo y el descanso como los comportamientos predominantes, confirmando el papel clave del vertedero como fuente de alimento y espacio de reposo. Además, se detectaron diferencias interespecíficas significativas en la frecuencia de ciertas conductas, lo que refleja la diversidad de estrategias ecológicas entre las especies presentes. En primavera emergieron comportamientos asociados a la reproducción, como cortejo y recolección de materiales, indicando que, a pesar de las condiciones artificiales del entorno, algunas especies utilizan estos espacios también para la reproducción.

En conjunto, los resultados evidencian que las plantas de gestión de residuos pueden desempeñar un rol importante en la ecología de las aves ofreciendo recursos tróficos y refugio a un conjunto diverso de especies y modulando sus patrones de distribución y de comportamiento. Este trabajo subraya la importancia de integrar criterios ecológicos en la planificación y gestión de estas infraestructuras, reconociendo su potencial para funcionar como reservorios de biodiversidad en paisajes antropizados.

CONTINUIDAD DE LOS ESTUDIOS:

Este trabajo puede servir como punto de partida para futuras investigaciones centradas en el impacto de las plantas de recuperación y compostaje de RSU sobre las aves y otra fauna asociada de la provincia de Granada. Entre las posibles líneas de investigación se encuentran el estudio de los efectos fisiológicos derivados del consumo de recursos presentes en estos entornos similares a los realizados en otros lugares (Pineda-Pampliega et al., 2021 ó Fernie et al., 2009), la utilización de materiales disponibles para la construcción de nidos (Francila et al., 2023), o la influencia de estas instalaciones en los patrones migratorios y en la distribución espacial de las especies (Arizaga et al., 2018). También, futuras investigaciones podrían incorporar tecnologías complementarias como grabadoras autónomas o cámaras de fototrampeo para una detección más precisa de la

fauna presente, con especial atención a los insectos por su relevancia en diversas funciones ecosistémicas y salud humana (Scudder, 2017).

Gracias a las observaciones y datos recogidos durante los últimos meses, se han detectado diversas oportunidades de mejora de las infraestructuras que podrían incidir positivamente en las condiciones ambientales actuales de la Ecocentral. Actualmente, se están desarrollando un proyecto con varias líneas de actuación enfocadas en la prevención y seguridad de la fauna, el apoyo a la avifauna y la divulgación científica y ambiental.

DIVULGACIÓN:

Como actividades complementarias a la realización de este Trabajo Fin de Grado (TFG), durante el periodo de realización de los censos de primavera, llevé a cabo un total de tres charlas divulgativas en el aula medioambiental de la Ecocentral, Isla Verde. Estas charlas estuvieron dirigidas a diversos grupos de visitantes y tuvieron como objetivo explicar el desarrollo del presente TFG, así como destacar la relevancia no solo tecnológica, sino también ambiental y ecológica de las plantas de gestión de RSU. Las charlas fueron las siguientes:

- 10 de abril: Grupo Educativo de Almería
- 29 de abril: 4º Curso de Ingeniería Química de la UGR
- 14 de mayo: Colectivo de biólogos y docentes de la UGR

AGRADECIMIENTOS

Gracias al tutor de este TFG por inculcarme el cariño por los picos y las plumas y proporcionarme todas las herramientas que he precisado.

Y muy agradecida a los responsables de la Ecocentral Granada por compartir conmigo la ilusión por esta iniciativa y darme la oportunidad de realizar el trabajo en el complejo ambiental, velando por mi seguridad y por las necesidades de los muestreos.

BIBLIOGRAFÍA:

Annett, C., & Pierotti, R. (1989). Chick hatching as a trigger for dietary switching in the Western Gull. *Colonial Waterbirds*, 12(1), 4–11.

- Arizaga, J., Resano-Mayor, J., Villanúa, D., Alonso, D., Barbarin, J. M., Herrero, A., ... & Rodríguez, R. (2018). Importance of artificial stopover sites through avian migration flyways: A landfill-based assessment with the White Stork *Ciconia ciconia*. *Ibis*, 160(3), 542-553.
- Arnold, Z. J., Wenger, S. J., & Hall, R. J. (2021). Not just trash birds: Quantifying avian diversity at landfills using community science data. *PLOS ONE*, 16(9), e0255391.
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B., & Walker, S. (2015). Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67(1), 1-48.
- Bibby, C. J., Burgess, N. D., Hill, D. A., & Mustoe, S. (2000). *Bird Census Techniques* (2nd ed.). Academic Press.
- Blanco, M. T., Frías, E., de Llano, J. Q., Lodeiro, I. G., Carmona, P., & Pachón, A. (1994). Madrid, Spain. *Journal of Raptor Research*, 28(4), 242-245.
- Blondel, J. (2010). *The Mediterranean region: biological diversity in space and time*. Oxford University Press, USA.
- Bolker, B. M., Brooks, M. E., Clark, C. J., Geange, S. W., Poulsen, J. R., Stevens, M. H., & White, J.-S. S. (2009). Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. *Trends in Ecology & Evolution*, 24(3), 127-135.
- Buckland, S. T., Anderson, D. R., Burnham, K. P., Laake, J. L., Borchers, D. L., & Thomas, L. (2001). *Introduction to Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations*. Oxford University Press.
- Burger, J., & Gochfeld, M. (1983). Behavior of nine avian species at a Florida garbage dump. *Colonial Waterbirds*, 6, 54-63.
- Burger, J., Gochfeld, M., Kirwan, G. M., Christie, D. A., & de Juana, E. (2020). Lesser black-backed gull (*Larus fuscus*), version 1.0. *Birds of the World*, eds J. del Hoyo, A. Elliott, J. Sargatal, D. A. Christie, and E. de Juana (Ithaca, NY: Cornell Lab of Ornithology). doi, 10.
- Burnham, K. P., & Anderson, D. R. (2002). *Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach* (2nd ed.). Springer.
- Cano-Povedano, J., López-Calderón, C., Sánchez, M. I., Hortas, F., Canuelo-Jurado, B., Martín-Vélez, V., ... & Green, A. J. (2023). Biovectoring of plastic by white storks from a landfill to a complex of salt ponds and marshes. *Marine Pollution Bulletin*, 197, 115773.
- Cabe PR. European Starling (*Sturnus vulgaris*), version 1.0. In: Billerman SM, editor. *Birds of the World*. Ithaca (NY): Cornell Lab of Ornithology; 2020.
- Catry, I., Encarnação, V., Pacheco, C., Catry, T., Tenreiro, P., da Silva, L. P., & Moreira, F. (2017). Recent changes on migratory behaviour of the White stork (*Ciconia ciconia*) in Portugal: Towards the end of migration. *Airo*, 24(January), 28-35.
- Colwell, R. K., Mao, C. X., & Chang, J. (2004). Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. *Ecology*, 85(10), 2717-2727.
- Craig AJF, Feare CJ, Bonan A. Spotless Starling (*Sturnus unicolor*), version 1.0. In: del Hoyo J, Elliott A, Sargatal J, Christie DA, de Juana E, editors. *Birds of the World*. Ithaca (NY): Cornell Lab of Ornithology; 2020.

- Da Silva, T., Cabral, R., Ferreira, I. (2018) Behavior and seasonal abundance of Neotropic Cormorant *Nannopterum brasilianus* (Gmelin, 1789) in southeastern, Brazil. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 26 (4), 219-226.
- Davies, N. B. (1976). Food, flocking and territorial behaviour of the pied wagtail (*Motacilla alba yarrellii* Gould) in winter. *The Journal of Animal Ecology*, 45(1), 235–253.
- de la Casa-Resino, I., Hernández-Moreno, D., Castellano, A., Pérez-López, M., & Soler, F. (2014). La reproducción cerca de un vertedero puede influir en los metales sanguíneos (Cd, Pb, Hg, Fe, Zn) y metaloides (Se, As) en los polluelos de cigüeña blanca (*Ciconia ciconia*). *Ecotoxicología*, 23, 1377–1386.
- Delgado, S., Herrero, A., Galarza, A., Aldalur, A., Zorrozuza, N., & Arizaga, J. (2021). Impacto demográfico del cierre del vertedero en una gaviota oportunista residente. *Ecología de Poblaciones*, 63(3), 238–246.
- Del Pino Dohijo, M. (2022). *Atlas de aves del municipio de Granada* (Trabajo de Fin de Grado). Universidad de Granada, Facultad de Ciencias.
- Dementieieva, Y. Y., Chaplygina, A. B., & Kratenko, R. I. (2023). Species composition of bird assemblages on waste landfills in Kharkov Region.
- Ferman, L. M., Peter, H. U., & Montalti, D. (2010). A study of feral pigeon *Columba livia* var. in urban and suburban areas in the city of Jena, Germany. *Arxius de Miscel·lània Zoològica*, 8, 1–8.
- Fernie, K. J., Shutt, J. L., Letcher, R. J., Ritchie, I. J., & Bird, D. M. (2009). Environmentally relevant concentrations of DE-71 and HBCD alter eggshell thickness and reproductive success of American kestrels. *Environmental science & technology*, 43(6), 2124–2130.
- Francila, F. A., Prasanna, N. S., Shrotri, S., Nawge, V., & Gowda, V. (2023). Life amidst debris: urban waste management affects the utilization of anthropogenic waste materials in avian nest construction. *Tropical Ecology*, 64(4), 756-764.
- Gherbi-Salmi, R., Bachir, A. S., Ghazi, C., & Doumandji, S. E. (2021). How food supply in rubbish dumps affects the breeding success and offspring mortality of cattle egret *Bubulcus ibis*? *Avian Biology Research*, 15(1), 47–52.
- Gilbert, N. I., Correia, R. A., Silva, J. P., et al. (2016). Are white storks addicted to junk food? Impacts of landfill use on movement and behaviour of resident white storks (*Ciconia ciconia*) from a partially migratory population. *Movement Ecology*, 4, 7.
- Hothorn, T., Bretz, F., & Westfall, P. (2008). Simultaneous inference in general parametric models. *Biometrical Journal*, 50(3), 346–363.
- Hoornweg, D., Bhada-Tata, P., & Kennedy, C. (2013). Environment: Waste production must peak this century. *Nature*, 502(7473), 615-617.
- Isaksson, C. (2018). Impact of urbanization on birds. In: *Encyclopedia of Animal Behavior* (2nd ed., pp. 366–372). Academic Press.
- Jagiello, Z., Reynolds, S. J., Nagy, J., Mainwaring, M. C., & Ibáñez-Álamo, J. D. (2023). Why do some bird species incorporate more anthropogenic materials into their nests than others? *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 378(1877), 20220156.
- Kaza, S., Yao, L., Bhada-Tata, P., & Van Woerden, F. (2018). *What a waste 2.0: a global snapshot of solid waste management to 2050*. World Bank Publications.

Kubitza, R. J., Bugnyar, T., & Schwab, C. (2015). Pair bond characteristics and maintenance in free-flying jackdaws *Corvus monedula*: Effects of social context and season. *Journal of Avian Biology*, 46(2), 206–215.

López-García, A., & Aguirre, J. I. (2023). White Storks nest at high densities near landfills changing stork nesting distributions in the last four decades in Central Spain. *Ornithological Applications*, 125(2), duad009.

Mallon, J. M., Tucker, M. A., Beard, A., Bierregaard Jr, R. O., Bildstein, K. L., Böhning-Gaese, K., ... & Fagan, W. F. (2020). Diurnal timing of nonmigratory movement by birds: The importance of foraging spatial scales. *Journal of Avian Biology*, 51(12), e02430.

Malekian, M., Hadi, M., & Tarkesh, M. (2021). Landscape features affecting bird diversity and abundance at an urban landfill site: A case study in Central Iran. *Bird Study*, 68(1), 21–29.

Marasinghe, S. S., Perera, P. K. P., & Dayawansa, P. N. (2018). Putrescible waste landfills as bird habitats in urban cities: A case from an urban landfill in the Colombo District of Sri Lanka. *Journal of Tropical Forestry and Environment*, 8(2).

Marzluff, John M., and Erik Neatherlin. "Corvid response to human settlements and campgrounds: causes, consequences, and challenges for conservation." *Biological conservation* 130.2 (2006): 301-314.

Medrano, C. T., & Pérez, M. L. (2008). Caracterización de residuos sólidos urbanos y análisis de opciones de revalorización de materiales en el municipio de Cercado, Cochabamba, Bolivia. *Acta Nova*, 4(1), 3.

Meillère, A., Brischoux, F., Parenteau, C., & Angelier, F. (2015). Influence of urbanization on body size, condition, and physiology in an urban exploiter: A multi-component approach. *PLoS ONE*, 10(8), e0135685.

Molina Granoble, S. L. (2024). *Estudio comparativo de los patrones conductuales de las especies del género Egretta presentes en laguna natural de Pacoa, Santa Elena* [Bachelor's thesis, Universidad Estatal Península de Santa Elena].

Navarro, J., Grémillet, D., Afán, I., Ramírez, F., Bouten, W., & Forero, M. G. (2016). Feathered detectives: real-time GPS tracking of scavenging gulls pinpoints illegal waste dumping. *PLoS One*, 11(7), e0159974.

Neumann, L. K., Davis, C. A., Fuhlendorf, S. D., Andersson, K., Elmore, R. D., & Goodman, L. E. (2022). Understanding how diel and seasonal rhythms affect the movements of a small non-migratory bird. *Ecosphere*, 13(7), e4149.

Noreen, Z., & Sultan, K. (2021). Population explosion and behavioural changes of opportunist wild avifauna at a landfill at Gujranwala in northeastern Punjab: A baseline deviation study. *Environment, Development and Sustainability*, 23, 2255–2267.

Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., et al. (2022). *vegan: Community Ecology Package* (R package version 2.6-4).

Oro, D., Genovart, M., Tavecchia, G., Fowler, M. S., & Martínez-Abraín, A. (2013). Ecological and evolutionary implications of food subsidies from humans. *Ecology Letters*, 16(12), 1501–1514.

Peula, F., & Alonso, R. (2016). Ecocentral Granada, a la cabeza de la recuperación de materiales en España. Interempresas. <https://www.interempresas.net/Reciclaje/Articulos/456754-Ecocentral-Granada-a-la-cabeza-de-la-recuperacion-de-materiales-en-Espana.html>

Pereyro, K. G. A. (2013). *Metodologías para el estudio de la etología in situ* [Tesis de licenciatura, Universidad Nacional Autónoma de México].

Pineda-Pampliega, J., Ramiro, Y., Herrera-Dueñas, A., Martínez-Haro, M., Hernández, J. M., Aguirre, J. I., & Höfle, U. (2021). A multidisciplinary approach to the evaluation of the effects of foraging on landfills on white stork nestlings. *Science of the Total Environment*, 775, 145197.

Plaza, P. I., & Lambertucci, S. A. (2017). How are garbage dumps impacting vertebrate demography, health, and conservation? *Global Ecology and Conservation*, 12, 9–20.

Podestá, J., Franke, I., Barona, D., & Aponte, H. (2022). Comportamiento de *Calidris alba* (Scolopacidae) en el Humedal Costero Poza de la Arenilla, la Punta, Callao, Perú. *Acta Zoológica Mexicana*, 38.

RESUR Granada. (s.f.). *Complejo Medioambiental Loma de Manzanares*. http://www.resurgranada.es/cma_loma_manzanares.php

Robbins, C. S. (1981). Effect of time of day on bird activity. *Studies in Avian Biology*, 6(3), 275–286.

Scudder, G. G. (2017). The importance of insects. *Insect biodiversity: science and society*, 9-43.

SEO/BirdLife. (2022). III Atlas de las aves en época de reproducción en España. Madrid: SEO/BirdLife.

Shamoun-Baranes, J., Bouten, W., Van Loon, E. E., Meijer, C., & Camphuysen, C. J. (2016). Flap or soar? How a flight generalist responds to its aerial environment. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 371(1704), 20150395.

Soriano-Redondo, A., Franco, A. M., Acácio, M., Martins, B. H., Moreira, F., & Catry, I. (2021). Flying the extra mile pays-off: Foraging on anthropogenic waste as a time and energy-saving strategy in a generalist bird. *Science of the Total Environment*, 782, 146843.

UNEP. (2014). *UNEP Year Book 2014: Emerging Issues Update*. United Nations Environment Programme.

Ureña Mantas, M. (2022). *Uso de plásticos por aves urbanas en Granada* [Trabajo de Fin de Grado, Universidad de Granada].

Viol, L. Y., da Silva Bachetti, É., Barçante, L., & de Azevedo, C. S. (2025). A standardised ethogram for the Psittaciformes. *Behavioural Processes*, 226, 105172.

Wotton, S. R., Voříšek, P., Gregory, R. D., & Klvaňová, A. (2008). *Best practice guide for wild bird monitoring schemes* (1st ed.). Czech Society for Ornithology / RSPB.

Zuur, A. F., Ieno, E. N., Walker, N., Saveliev, A. A., & Smith, G. M. (2009). *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. Springer.