



Centro
de Estudios Ambientales

CEA

Ingurugiro
Gaietarako Ikastegia

Composición de la comunidad de aves del Casco Viejo de Vitoria-Gasteiz

Primavera

2024

**CENTRO DE ESTUDIOS AMBIENTALES
AYUNTAMIENTO DE VITORIA-GASTEIZ**

Composición de la comunidad de aves del Casco Viejo de Vitoria-Gasteiz



Centro de Estudios Ambientales

CEA

Ingurugiro
Gaietarako Ikastegia

Elaboración del informe:

Gorka Belamendia¹

¹Centro de Estudios Ambientales
Ayuntamiento de Vitoria-Gasteiz

U R B A N
K L I M A
2 0 5 0



Europar Batasunaren LIFE Programaren finantzaketa jaso du URBAN KLIMA 2050 -LIFE 18 IPC 000001 proiektuak.
El proyecto URBAN KLIMA 2050 -LIFE 18 IPC 000001 ha recibido financiación del Programa LIFE de la Unión Europea.
The URBAN KLIMA 2050 -LIFE 18 IPC 000001 project has received funding from the European Union's LIFE Programme.

Cita recomendada: Belamendia, G., Sáenz de Santa María, A., Rojo, E. 2024. Composición de la comunidad de aves del Casco Viejo de Vitoria-Gasteiz. Informe inédito. Centro de Estudios Ambientales. Vitoria-Gasteiz.

Índice

Resumen	4
Introducción	6
Material y métodos	8
<i>Área de Estudio.....</i>	<i>8</i>
<i>Protocolo de muestreo.....</i>	<i>14</i>
<i>Análisis de datos.....</i>	<i>15</i>
Resultados.....	17
Discusión.....	26
Agradecimientos	31
Bibliografía.....	32

RESUMEN

Este estudio se desarrolla en el marco del proyecto de naturalización urbana del Casco Viejo de Vitoria-Gasteiz, cuyo objetivo es aumentar la biodiversidad y la resiliencia climática mediante intervenciones basadas en la naturaleza. El área de estudio se circunscribe a los cantones de Anorbin, Carnicerías y Santa Ana; calle Nueva Fuera; pasaje de San Pedro; parque Martin Ttipia y plaza Etxauri. Estas siete estaciones de muestreo se visitaron en dos ocasiones: la primera, entre el 15 de abril y el 15 de mayo, para abarcar el periodo de máxima actividad de los reproductores presaharianos, y la segunda, entre el 15 de mayo y el 15 de junio, para detectar los reproductores transaharianos. Concretamente, las fechas de censo fueron el 22 de abril y 6 de junio de 2024.

El protocolo de muestreo utilizado fue el método de estaciones puntuales, en las que se registraron, durante 5 minutos, todas las aves detectadas visual o auditivamente, dentro y fuera de un radio de 25 m. Los criterios ecológicos analizados fueron la riqueza, abundancia, diversidad, dominancia y ensamblaje de la comunidad ornítica, clasificada según sus hábitos migratorios, dieta, hábitat de nidificación y nivel de amenaza.

En concreto se detectaron 17 especies (16 vinculadas al entorno urbano), distribuidas en: Paseriformes (68,75%), Columbiformes (18,75%) y otras. Un 50% de las especies mostró un hábito migratorio sedentario, mientras que el 37,5% se correspondió con migrantes presaharianos y el 12,5% con transaharianos. Las especies dominantes fueron la paloma doméstica (*Columba livia*) y el vencejo común (*Apus apus*), con más del 75% de las observaciones. Las especies menos frecuentes fueron la grajilla occidental (*Coloeus monedula*), el estornino negro (*Sturnus unicolor*) y el colirrojo tizón (*Phoenicurus ochruros*).

El parque Martin Ttipia y la plaza Etxauri tuvieron una mayor riqueza y diversidad, probablemente debido a su cobertura vegetal variada (árboles y arbustos como *Acer sp.*, *Viburnum opulus*). Las calles, cantones y pasajes (e. g. Nueva Fuera, San Pedro) registraron menor riqueza, lo que se podría relacionar con la homogeneidad estructural y la limitada vegetación. En cuanto a la diversidad y abundancia, las áreas más verdes mostraron mayor diversidad, siendo la densidad promedio de 5 aves/ha, con máximos en zonas como el parque Martin Ttipia (6,81 aves/Ha) y mínimos en el pasaje de San Pedro (1,18 aves/Ha).

En base a la homogeneidad del paisaje urbano, la composición de especies es estable, pero limitada por la falta de vegetación y refugios. Las aves detectadas son mayoritariamente generalistas, adaptadas a ambientes urbanos. Los

impactos del reverdecimiento son positivos: las zonas más intervenidas, como la calle Nueva Fuera, ya muestran incrementos en la presencia de aves tras la instalación de jardineras y árboles. Se destaca la necesidad de incorporar más arbustos con frutos (como *Prunus spinosa* o *Ligustrum vulgare*) para diversificar la dieta y atraer más especies. La afluencia de personas puede afectar negativamente a las aves, particularmente en la época reproductora.

En conclusión, el Casco Viejo alberga una comunidad aviar relativamente rica para su contexto urbano, pero enfrenta desafíos relacionados con la falta de vegetación y perturbaciones humanas. Las estrategias de reverdecimiento podrían incrementar tanto la diversidad como la abundancia de aves, convirtiendo el área en un modelo replicable de regeneración ecológica urbana. Asimismo, el estudio pone de manifiesto las fortalezas y debilidades del proceso de revegetación del Casco Viejo y los resultados obtenidos atestiguan la adecuación de la metodología para su evaluación.

INTRODUCCIÓN

Las ciudades representan el extremo de los entornos modificados por el hombre, pues eliminan de facto los hábitats originales sobre los que se asientan (Suhonen y Jokimäki 1988, Mendiburu y Arizaga 2011, Johnson y Munshi-South 2017). Se estima que para 2030, el 75% de la población mundial vivirá en áreas metropolitanas (Cohen 2003) y esto acarreará un aumento en la pérdida de hábitats y diversos problemas ambientales asociados a la fragmentación de estos (Marzluff *et al.* 2001, Shochat *et al.* 2010, Zipperer *et al.* 2020). No obstante, aunque el urbanismo tenga un gran impacto ambiental (Grimm *et al.* 2008, Wilson y Chakraborty 2013, Seress y Liker 2015), también ofrece ventajas para la biodiversidad, dado que las ciudades también albergan una sorprendente cantidad de especies e individuos que a veces supera a las zonas naturales (Palomino y Carrascal 2006, Sattler *et al.* 2010). Dicha capacidad es debido a la ventaja que tienen las grandes urbes de generar hábitats y recursos variados para las diferentes especies (Blair 1996, Blair y Launer 1997).

En los medios urbanos, los jardines y sus áreas históricas pueden actuar como refugios a la hora de preservar la biodiversidad (Heneidy *et al.* 2022, Säumel *et al.* 2023). Consecuentemente, la adecuación de estos espacios tiene un impacto positivo en la conservación de la diversidad biológica local (Gao *et al.* 2013, Woods *et al.* 2017) si se logra salvaguardar el hábitat que lo conforma, reducir el acceso a ciertas zonas y mitigar las molestias de origen antrópico que suelen interferir en ellos (Jorge y García 1997, Cardelús *et al.* 2013).

El seguimiento avifaunístico en estos entornos se ha convertido en una herramienta clave para el estudio de la biodiversidad urbana y sus interacciones con el espacio construido (Sepe 2010, Pellissier *et al.* 2012). Por ende, las aves son un modelo ideal para entender los efectos ambientales de la urbanización, pues su capacidad para seleccionar el hábitat disponible es alta (Clergeau *et al.* 1998, Evans *et al.* 2009) y su ecología es además conocida (McDonnell y Hahs 2008).

A la hora de elegir el tipo de ambiente urbano por parte de las aves el modelo de urbanización es significativo (Møller 2010), dado que coexisten factores que condicionan su presencia: tamaño del parque urbano, heterogeneidad de su hábitat, edad de este y molestias de origen antrópico que en él se produzcan (De Juana 2015). Así pues, cuanto mayor sea la superficie ajardinada y la riqueza de especies vegetales plantadas, mayor será la abundancia de aves que lo utilizan (Deppe y Rotenberry 2008, Paker *et al.* 2014, Aronson *et al.* 2014). En este sentido, también influye la disponibilidad de sitios adecuados para el anidamiento, lo que

influye negativamente en la distribución y densidad de las poblaciones de aves en estos escenarios urbanos (Martin 1988).

En Vitoria-Gasteiz, el Casco Viejo es el núcleo urbano más antiguo de la ciudad (Rivera 2001), así como el más desfavorecido en cuanto a superficie de espacios ajardinados. Su trama urbana dispone de menos de 5m² de zonas verdes por habitante, cuando en el resto de la ciudad la media se multiplica por cuatro (Paisaje Transversal 2021). Para revertir esta situación, el Ayuntamiento de Vitoria-Gasteiz ha puesto en marcha un proyecto de naturalización del Casco Viejo, cuyo objetivo es aumentar la superficie de zonas verdes en este rincón de la ciudad (CEA y Paisaje Transversal 2022). Dicha iniciativa forma parte de los proyectos incluidos en la “Misión de Ciudades Inteligentes y Climáticamente Neutras”, de la que Vitoria-Gasteiz es una de las pioneras (Unión Europea 2020). Asimismo, el CEA también participa junto con otras instituciones y entidades del País Vasco, en el proyecto LIFE integrado Urban Klima 2050, financiado por la Unión Europea y promovido por Gobierno Vasco, con el que se pretende desplegar la Estrategia de Cambio Climático en esta comunidad autónoma. El fin de este proyecto es mejorar la resiliencia de zonas urbanas mediante la implementación de proyectos piloto de soluciones basadas en la naturaleza.

El proceso de naturalización del Casco Viejo y el Proyecto Urban Klima confluyen en la necesidad de poner en marcha acciones que atiendan a los objetivos de ambas estrategias: aumentar, por un lado, la infraestructura verde del barrio y, por otro, testar la implementación de soluciones basadas en la naturaleza extrapolables a otros centros históricos. Este proyecto piloto pretende ensayar metodologías y herramientas que ayuden a otros municipios a seleccionar, diseñar y ejecutar las mejores soluciones basadas en la naturaleza. Para definirlo se efectuó un análisis de priorización de localizaciones en base a diferentes variables y necesidades (confort térmico, escorrentía...), identificándose el Casco Viejo como el lugar más idóneo para poner en marcha iniciativas demostrativas de este tipo. Entre las acciones propuestas figura la creación de una red de elementos verdes basados en jardineras comunitarias, rincones verdes, muros itinerantes y otros elementos vegetales de gran efecto visual que favorezcan la resiliencia del barrio y lo aprovisionen de nuevos hábitats para la fauna. Incluso, el proyecto tiene la intención de promover el uso público y la conexión de estas nuevas zonas verdes, tanto entre sí como con los espacios periurbanos adyacentes.

Para evaluar el impacto de las intervenciones a nivel biológico se ha establecido un programa de seguimiento basado en el estudio de la comunidad de aves y polinizadores presentes en la zona. En el caso de las aves, su seguimiento se ha organizado a través de un programa de ciencia ciudadana, pues es una línea

colaborativa que desempeña un papel esencial en los procesos de sensibilización ambiental de quienes están implicados (Belamendia 2023). Además, el conocimiento de los patrones ecológicos (e. g. composición de la comunidad, riqueza, abundancia relativa, fenología, estatus local y selección del hábitat) es una base excelente para testar criterios de “salud de la ornitocenosis” y su análisis no solo explica la tendencia de las poblaciones que la conforman (Clergeau *et al.* 2006), sino que aporta evidencias sobre la situación de aquellos especímenes con requisitos ecológicos más limitados (Maciel-Mata *et al.* 2015) o valida la homogeneidad de las especies sinantrópicas, omnívoras y ubiquistas que allí conviven (McKinney 2002).

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

La ciudad de Vitoria-Gasteiz (253.093 habitantes) está situada en el norte de España (42°50N; -02°40E), a 65 km del mar Cantábrico. La urbe tiene una superficie aproximada de 5.700 ha, de las que 741 ha son espacios verdes públicos. Su clima se caracteriza por tener veranos secos e inviernos suaves y húmedos, oscilando la precipitación media anual entre 950 mm y 1.350 mm. La temperatura media anual es de 11.8° C, produciéndose en agosto la media más elevada (19.9° C) y en febrero y diciembre la más fría (5.1° C). Esta rigurosidad invernal permite a varias especies de aves del norte y del centro de Europa utilizar esta región para invernar.

Su paisaje urbano es como el de muchas otras ciudades europeas, pues consiste en un gradiente de edificios organizados en anillos concéntricos de densidad decreciente que van desde el Casco Viejo (centro de la ciudad) hasta su periferia (Orive 2008). La mayoría de los edificios tienen menos de cinco plantas, aunque el nuevo planeamiento urbanístico, establecido hace más de dos décadas, marca una propuesta de aumento de la densidad en los nuevos barrios. La idea de este marco busca conseguir un modelo de ciudad más compacta y sostenible, que mejore la rentabilidad de los servicios urbanos y aumente la calidad de vida de su ciudadanía (García e Higuera 2012).

La ciudad de Vitoria-Gasteiz es relativamente verde en comparación con otras ciudades españolas o del sur de Europa al destinar, de forma desigual, casi una media de 50 m² de espacios verdes por habitante, incluyendo el verde periurbano (Centro de Estudios Ambientales 2020). En Francia, las ciudades tienen una media de 20 m² de zona verde por habitante, mientras que en España es de 12,46 m² por

habitante y en Italia de 15 m² por habitante (Stanners y Bordeaux 1995; Nillsson *et al.* 2005; Rusciano *et al.* 2018). De esta forma, el verde urbano está presente en parques y plazas públicas, jardines públicos, calles arboladas, zonas verdes que rodean edificios públicos o centros comerciales, instalaciones deportivas, cementerios, jardines privados y vestigios de hábitats o huertos urbanos dentro de la trama urbana.

El área de estudio de este trabajo se integra en el Casco Viejo de Vitoria-Gasteiz (42°50N, 02°40W), también conocido como “La almendra de Vitoria”, por su forma oval, regular y envolvente, la cual procede de la planificación medieval y constituye el cuerpo fundacional de la ciudad. La zona se integra como un barrio más del centro urbano, cuenta con una superficie de 0,29 km² y se sitúa a una altitud de 542 m. sobre el nivel del mar (Figura 1).



Fig. 1. Mapa del área de estudio que muestra el Casco Viejo de la ciudad de Vitoria-Gasteiz y la localización de las estaciones de muestreo de aves durante la estación reproductora de 2024 (meses de abril y junio).

Hoy en día, este barrio está delimitado por la calle Cubo, al norte; Bueno Monreal y Nueva Fuera, al este; las calles San Francisco, Marqués de Estella, Lehendakari Aguirre y Postas, al sur; y las calles Diputación Foral y Fundadora de las Siervas de

Jesús, al oeste (López de Ocáriz, 2008). Su entramado alberga un elenco de edificaciones, mayoritariamente antiguas, con fachadas de piedra y tejados de teja árabe, separadas por calles, cantones (callejas que cortan dos calles importantes y en la que las casas que las forman carecen de puerta principal), plazas, plazuelas, jardines y caños (espacios urbanos, propios de la trama medieval, que discurren por el interior de las manzanas de los edificios del Casco Viejo, cuya función es la aireación e iluminación de las viviendas. Antiguamente servían como zona de desagüe a cielo abierto de las aguas residuales).

El barrio actual del Casco Viejo correspondía a la ciudad en su totalidad hasta el siglo XVIII, por lo que contiene abundante patrimonio cultural e histórico de la ciudad. Entre estos lugares se encuentran la muralla, palacios como el de Villasuso, Escoriaza-Esquivel y Montehermoso (convertido hoy en centro cultural), torres y edificios religiosos entre los que destaca la Catedral de Santa María. Junto a ella las iglesias de San Miguel, San Vicente y San Pedro forman el “skyline” conocido de la ciudad. Otra curiosidad de este barrio es que sus calles toman el nombre de los oficios que en ellas se desempeñaron en la época medieval: Zapatería, Cuchillería y Pintorería, entre otras (Cardeña y Madariaga 2022). En estas calles se encuentran, también, edificios no residenciales y de uso público.

El área de estudio para este trabajo se ha circunscrito, concretamente, a siete entornos: cantones de Anorbin, Carnicerías y Santa Ana; calle Nueva Fuera; pasaje de San Pedro; parque Martín Ttipia y plaza Etxauri; cuyas características se describen a continuación (extraído de Sebastián y Olano 2024):

1. CANTÓN DE ANORBIN

El cantón de Anorbin comienza en la calle Correría y finaliza en la calle Fundadora de las Siervas de Jesús. Tiene una longitud de 110 m.

Su orientación E-O se ve atravesada por las calles Zapatería y Herrería. A diferentes alturas del cantón existen varios caños que confluyen perpendicularmente, entre los que



se encuentran el caño de los Rosales, caño de los Tejos y caño del Túnel. Es, junto al cantón de las Carnicerías, el más expuesto a la luz del sol del Casco Viejo.

La zona carece de vegetación natural y de elementos vegetales en su trazado, pero los vecinos de los caños han dispuesto en su interior algunas grandes macetas y

jardineras con plantas ornamentales. Además, en la intersección con la calle Herrería existe un patio privado, con uno de los lados amurallado, de cuyo interior asoman árboles de porte medio (e. g. *Acer sp.* y *Cercis sp.*).

2. CANTÓN DE LAS CARNICERÍAS



El cantón de Las Carnicerías comienza en la calle Fray Zacarías Martínez y finaliza en la calle Herrería. Tiene una orientación E-O y sus 130 m. están atravesados por las calles Correría y Zapatería. Perpendicularmente, a distintas alturas, confluyen el jardín de la muralla medieval, el caño del Pozo, el caño de los Rosales y el caño de los Hospitales.

A lo largo de su recorrido no dispone de elementos vegetales. No obstante, el jardín de la muralla, que confluye perpendicularmente, dispone de un número elevado de vegetación rústica mediterránea: *Lavandula sp.*, *Salvia rosmarinus*, *Santolina chamaecyparissus*, etc. En su trazado convergen de forma perpendicular varios caños que disponen de grandes macetas con plantas ornamentales. Además, en el encuentro entre la fachada sur de la puerta de la muralla con la fachada este del edificio de la Escuela de Música Luís Aramburu, se observa una población espontánea de *Erysimum cheiri*.

3. CANTÓN DE SANTA ANA

El cantón de Santa Ana discurre entre las calles Las Escuelas y San Vicente de Paúl. Con una longitud de 145 m. y una orientación E-O, es atravesado por las calles Cuchillería y Pintorería.

Su trazado no dispone de elemento vegetal alguno, teniendo una configuración completamente urbana.



4. CALLE NUEVA FUERA



La calle Nueva Fuera comienza en la cuesta San Francisco y termina en la calle Colegio de San Prudencio. Tiene una longitud de 205 m. y una orientación S-N. Hacia la mitad de su longitud confluye la calle Abrevadero.

El primer tramo de la travesía se reverdeció en otoño de 2023 y la actuación consistió en la colocación de 18 alcorques-jardineras con forma cuadrada de acero corten. Cada uno de estos elementos está compuesto por un ejemplar de árbol en el centro y diversos arbustos de relleno a sus pies. Las especies de árboles que se utilizaron son: *Acer sp.*, *Alnus glutinosa* y *Fraxinus angustifolia*, mientras que *Berberis sp.* y *Mahonia x media* son los arbustos de relleno.

5. PASAJE DE SAN PEDRO

El pasaje de San Pedro comienza en la calle Correría y finaliza en la calle Fundadora de las Siervas de Jesús. Se encuentra entre la fachada Norte de la Iglesia de San Pedro y un edificio de viviendas que proyecta sobre él sombra durante la mayor parte del día. Tiene una longitud de 50 m. y su orientación es E-O.



Carece de elementos vegetales, aunque la calle donde finaliza dispone de ejemplares ornamentales, de importante porte, de *Acacia sp.* y *Prunus sp.*

6. PARQUE MARTIN TTIPIA

El parque Martin Ttipia envuelve el norte, este y sur del edificio Fray Zacarías Martínez, en el número 3 de la misma calle, en la parte alta de la muralla medieval. Colindante al parque se encuentra la nevera medieval y el cantón de la Soledad. El parque tiene una superficie de 900 m² y una longitud de 120 m.



Entre sus elementos vegetales destacan 11 árboles de gran porte: 7 *Platanus sp.*, 2 *Tilia sp.* y 2 *Acer sp.* con alcorques a ras de suelo. En su parte este, existe una verja que lo separa de las zonas ajardinadas de las casas adyacentes a la muralla, por la que asoman multitud de ejemplares de *Hedera helix*, *Rubus fruticosus* y algún ejemplar de *Sambucus nigra*.

7. PLAZA ETXAURI

La plaza Etxauri, con 1.800 m², se sitúa en la cota más alta del Casco Viejo de Vitoria-Gasteiz. Se ubica al sur de la almendra medieval, en la confluencia de la calle Santa María (oeste) y la prolongación de la calle Las Escuelas (este). Tiene una orientación N-S y está delimitada por una valla de madera, que la separa de un aparcamiento, y del comienzo de la Cuesta de San Vicente.



La plaza se terminó de remodelar y reverdecer en septiembre de 2022. En su parte sur se sitúa un muro vegetal en forma de “V” de acero corten, de unos tres metros de altura. Las paredes de este elemento decrecen hasta llegar al suelo en su parte norte, estando los lados recubiertos de vegetación florícola. En la plaza existen además diez alcorques circulares y cuadrados, elevados, de metal galvanizado, con distintos ejemplares arbóreos (e. g. *Acer rubrum*, *Acer x freemanii*, *Cornus alba*, *Fraxinus angustifolia*), numerosos arbustos (e. g. *Hedera hélix*, *Melia azedarach*, *Photinia x fraseri*, *Rosa sp.*, *Sophora japónica*, *Viburnum opulus*) y plantas florales rastreras.

Protocolo de muestreo

El estudio realizado durante la primavera de 2024 empleó como protocolo la estación puntual de muestreo (Carrascal y Palomino, 2008). Aunque este método no siempre proporciona la información necesaria para identificar los factores implicados en los cambios poblacionales (Gallina et al., 2011) o es menos efectivo en comparación con otras técnicas debido al tiempo que requiere para desplazarse entre estaciones (López Iborra, 2021), destaca por sus menores exigencias espaciales. Esto compensa el esfuerzo de muestreo con la precisión de las estimas obtenidas (Verner, 1985), aporta datos sobre los cambios en las tendencias poblacionales y prevé respuestas de las comunidades a los cambios en el hábitat (Ralph et al., 1995).

El tronco principal del muestreo consistió en seleccionar un punto fijo en el ambiente a muestrear, desde el que se registraba, durante cinco minutos, todas las aves detectadas dentro y fuera de una circunferencia imaginaria de 25 m. alrededor del observador. En lo posible, también se anotaba el sexo de los ejemplares. Puesto que parte de este seguimiento se centra en aves reproductoras, sólo se contabilizaron aves adultas, descartándose, en principio, los pollos o aves jóvenes nacidos en el año en curso (edad EURING 3) (Pinilla 2000). Durante el periodo de muestreo se anotaron todos los contactos visuales o auditivos, ya provinieran de aves aisladas o en bandos (en cuyo caso se anotaba el número de aves que lo conformaban), de aves posadas o en vuelo (en este caso, se registraban como fuera de radio a no ser que fuesen puntos muy cercanos). También se incluyeron las aves que se levantaban durante la aproximación al punto seleccionado y las que se observaban en la distancia. Todos los contactos de aves no identificadas a nivel de especie se anotaron como “especie desconocida”. Aunque a los muestreos acudían varias personas, solo se registraron las aves detectadas por un único observador. En los casos necesarios se hizo una estimación del número de aves coloniales observadas (gorriones comunes, vencejos, estorninos, etc.).

El trabajo de campo se llevó a cabo a primeras horas de la mañana, entre las 7:00 y las 9:00 h., y en condiciones meteorológicas favorables (sin viento ni lluvia). Las siete estaciones de muestreo seleccionadas se visitaron en dos ocasiones: la primera, entre el 15 de abril y el 15 de mayo, para abarcar el periodo de máxima actividad de los reproductores presaharianos, y la segunda, entre el 15 de mayo y el 15 de junio, para detectar los reproductores transaharianos. Concretamente, las fechas de censo fueron el 22 de abril y 6 de junio de 2024.

Para el análisis de los rasgos biológicos que definen la comunidad de aves aquí presente se han dividido las especies detectadas en distintos grupos según: (1)

sus hábitos migratorios: sedentarias, migrantes transaharianas y migrantes presaharianas; (2) su dieta: omnívoros, granívoros e insectívoros; (3) el hábitat de nidificación: matorrales, árboles y agujeros. Para incluir a las diferentes especies en uno u otro grupo se han consultado las obras de Díaz *et al.* (1996) y Tellería *et al.* (1999), en el caso de los hábitos migratorios, y de Cramp *et al.* (1977-1994), en el caso de la dieta y lugar de nidificación. Para categorizar el grado de amenaza de las distintas especies se han seguido las pautas establecidas por la UICN en el Libro Rojo de las Aves de España (SEO/BirdLife 2021). Las categorías definidas son: “Especies Extintas” (EX), “Especies Extintas en Estado Silvestre” (EW), “Casi Amenazadas” (NT), de “Preocupación Menor” o “No Amenazadas” (LC), “Poco Conocidas” o con “Datos Insuficientes” (DD), “Vulnerable” (VU), “En Peligro” (EN), “En Peligro Crítico” (CR) y “No Clasificadas” o “No Evaluadas” (NE).

En cuanto a la taxonomía, se ha seguido la lista patrón recomendada por el IOC (International Ornithological Congress) tanto para el orden sistemático como para el nombre científico (Gill *et al.* 2024). Para los nombres en español, se ha empleado la lista de Rouco *et al.* (2022), mientras que los nombres en euskera están basados en la lista de aves de Euskadi publicada por el Comité Ornitológico de Euskadi (www.ornitologia.eus).

Análisis de datos

Para el análisis de la ornitocenosis del Casco Viejo de Vitoria-Gasteiz se han utilizado como parámetros de la composición, estructura y dinámica de la comunidad los siguientes descriptores: (1) riqueza (S, número de especies); (2) abundancia y densidad (N, número de individuos); (3) diversidad y dominancia; (4) biomasa (C, expresada en gramos/superficie o kilogramos por hectárea); y (5) ensamblaje de aves (Margalef 1979; Blondel 1986; Álvarez 1989). En todos los casos, la unidad de análisis fue el número de aves por estación de muestreo.

El empleo de estas variables es común en estudios donde se busca la homogeneidad en los resultados y facilitar comparaciones entre las distintas estaciones muestreadas (Enoksson *et al.* 1995; Knick y Rotenberry 1995; Arizaga *et al.* 2007; Arizaga *et al.* 2009). Sin embargo, el método solo es válido si todas las especies son detectadas con igual probabilidad y si esta probabilidad es consistente en todas las unidades de análisis. A pesar de que la probabilidad es muy parecida para todas las especies (Boulinier *et al.* 1998), la abundancia varía, haciendo que las especies más raras sean más difíciles de detectar en comparación con las más comunes. Para abordar este problema se pueden emplear diversas metodologías, como considerar las especies no contadas en la muestra mediante patrones de ocurrencia de las especies detectadas (Colwell y

Coddington 1994; Solow 1994). En este análisis se decidió utilizar el índice de Jackknife, al asumir que todas las especies no son detectadas con la misma probabilidad (Burnham y Overton 1979).

El patrón de variabilidad de la abundancia se analizó considerando el conjunto total de especies. Sin embargo, como se indicó, no todas las especies se detectan con igual probabilidad, por lo que la abundancia en este nivel podría estar sesgada. Así, se realizó un análisis tanto para las especies más representativas, como paloma doméstica *Columba livia* y gorrión común *Passer domesticus*, como para aquellas que contribuyen con escasos individuos en época invernal, como carbonero común *Parus major*, verderón común *Chloris chloris*, paloma torcaz *Columba palumbus* y serín verdicillo *Serinus serinus*. También para especies residentes como grajilla occidental *Coleus monedula* y mirlo común *Turdus merula*, y especies transaharianas, como papamoscas cerrojillo *Ficedula hypoleuca*. Para evitar pseudo-replicaciones se consideró la abundancia media de las observaciones para cada especie y estación de muestreo. Además de paseriformes, se incluyó en el análisis al vencejo común *Apus apus*, ya que su presencia fue representativa en el área de estudio por su tamaño muestral.

Para la comparación de la estructura de las distintas comunidades según ambientes, se llevó a cabo un análisis cualitativo utilizando el índice de Czekanowski (Margalef 1998), comparando por pares todas las comunidades. Esta comparación se realizó utilizando un método aglomerativo y jerárquico, basado en el método UPGMA (Sneath y Sokal 1973), a partir de una matriz donde se comparan las estaciones en pares mediante un índice de Jaccard (Margalef 1998). La visualización del ensamblaje de aves se efectuó mediante un Análisis Jerárquico de Clúster.

Las densidades absolutas para cada especie se calcularon en base a la expresión $D = N / (nEP \cdot DEC^2 \cdot \pi / 100000)$, donde D es la densidad de aves/10 Ha y N es el número de individuos detectados en la nEP estaciones puntuales de muestreo realizadas. Este cálculo tiene en cuenta el radio eficaz de censo (DEC), permitiendo ajustar la estimación de densidad en función de las particularidades de cada especie (Carrascal y Palomino 2008).

La variabilidad estructural de la comunidad a lo largo de la primavera se analizó utilizando el índice de diversidad de Shannon (H') y el índice de dominancia de Simpson (D ; Magurran 1989). Para interpretar la diversidad de aves, se utilizó un gráfico de abundancia relativa, también conocido como curva de Whittaker (Feinsinger 2004), debido a su sencillez y efectividad a la hora de representar la distribución de las especies.

Además de la estadística descriptiva (medias, varianzas, intervalos de confianza), se utilizaron diversas pruebas estadísticas para analizar los resultados. Para comparar la riqueza entre estaciones de muestreo se empleó el test paramétrico de Student (t). Para pruebas no paramétricas, se utilizó la prueba de Wilcoxon (T), mientras que los patrones estacionales de variabilidad en la abundancia se analizaron mediante una prueba de contingencia basada en el estadístico Chi-cuadrado (χ^2), considerando el valor exacto de p para tablas 2x2 (Agresti 1996). Finalmente, para comparar resultados entre estaciones se utilizó una prueba de similitud entre porcentajes (Sokal y Rohlf 1979), presentando las medias con desviación estándar (\pm SD) e intervalo de confianza del 95%. Los análisis estadísticos y ecológicos se realizaron utilizando el programa R (R Core Team 2023) con los paquetes “*vegan*” y “*dplyr*” (Kindt y Coe 2005), así como el programa informático PAST (Hammer *et al.* 2001).

RESULTADOS

En conjunto se censaron 17 especies, pertenecientes a 12 familias (Tabla 1). No se consideró como especie propia del medio urbano el ejemplar detectado de Alimoche común *Neophron percnopterus*, por lo que el elenco de taxones vinculados al Casco Viejo durante la primavera de 2024 estuvo constituido por 16 especies. Sobre este conjunto, 11 (68,75 %) fueron paseriformes, 3 columbiformes (18,75 %), 1 falconiformes (6,25 %) y 1 apodiforme (6,25 %). El estatus migratorio reveló que 8 especies eran sedentarias (50 %), 6 especies migrantes presaharianas (37,5 %) y 2 especies migrantes transaharianas (12,5%).

El patrón en la frecuencia de aparición aportó la presencia de una especie muy común (>30% observaciones: paloma bravía), una especie común (entre el 10% y el 30% de las observaciones: vencejo común), una especie frecuente (entre el 5% y el 10% de las observaciones: gorrión común), cuatro especies raras (entre el 1% y el 5% de las observaciones: grajilla occidental, colirrojo tizón *Phoenicurus ochruros*, estornino negro *Sturnus unicolor* y urraca común *Pica pica*) y nueve especies muy raras (entre el 0,1% y el 1% de las observaciones: paloma torcaz, serín verdecillo, mirlo común, tórtola turca *Streptopelia decaocto*, verderón común, reyezuelo listado *Regulus ignicapilla*, carbonero común, papamoscas cerrojillo y cernícalo vulgar *Falco tinnunculus*).

La riqueza media por jornada de censo fue de $11 \pm 1,4$ especies. La riqueza por estación varió entre $2,5 \pm 1,7$ especies (calle Nueva Fuera) y $8,0 \pm 1,4$ especies (plaza Martín Ttipia), con diferencias muy significativas ($\chi^2 = 0,0045$; $p < 0,01$) entre

el número de taxones detectados en abril ($3 \pm 1,99$ especies) y junio ($5,0 \pm 2,19$ especies). La estación con mayor riqueza se localizó en la plaza Martín Ttipia, que mostró diferencias significativas con todas las demás ($t = 11,56$; $p < 0,05$), mientras que las estaciones con menor riqueza se encontraron en los cantones de las Carnicerías y Santa Ana, calle Nueva Fuera y pasaje de San Pedro. No obstante, sus diferencias no resultaron estadísticamente significativas ($t = 1,07$; $p = 0,244$).

Familia	Especie	H. M.	Anorbin	Carnicerías	Santa Ana	Nueva Fuera	San Pedro	Etxauri	Martin Ttipia	N (%)
Apodidae	<i>Apus apus</i>	T	20,41	17,64	49,06		15,38	44	28,57	83 (26,95)
Columbidae	<i>Columba domestica</i>	S	46,94	76,47	41,51	88,09	46,15	30	18,37	151 (49,03)
Columbidae	<i>Columba palumbus</i>	S							4,08	2 (0,65)
Columbidae	<i>Streptopelia decaocto</i>	S							4,08	2 (0,65)
Corvidae	<i>Coleus monedula</i>	P	10,2	1,96			30,77	4		12 (3,90)
Corvidae	<i>Pica pica</i>	S	2,04	1,96				2	2,04	4 (1,30)
Falconidae	<i>Falco tinnunculus</i>	S							2,04	1 (0,32)
Fringillidae	<i>Serinus serinus</i>	P		1,96					4,08	3 (0,97)
Fringillidae	<i>Chloris chloris</i>	P							2,04	1 (0,32)
Muscicapidae	<i>Phoenicurus ochruros</i>	P	6,12		3,77	2,38		2	2,04	8 (2,60)
Muscicapidae	<i>Ficedula hypoleuca</i>	T							2,04	1 (0,32)
Paridae	<i>Parus major</i>	S							2,04	1 (0,32)
Passeridae	<i>Passer domesticus</i>	S	8,16		3,77	7,14		18	22,45	29 (9,42)
Regulidae	<i>Regulus ignicapilla</i>	P			1,89					1 (0,32)
Sturnidae	<i>Sturnus unicolor</i>	S	6,12			2,38	7,69			5 (1,62)
Turdidae	<i>Turdus merula</i>	P							6,12	3 (0,97)

Tabla 1. Especies de paseriformes y afines detectados en el Casco Viejo de Vitoria-Gasteiz durante la estación reproductora (meses de Abr y Jun de 2024), y abundancia relativa de cada una de las especies (%) y número de ejemplares observados (% sobre el total). H.M. Hábito migratorio: S, sedentarios; P, presaharianos; T, transaharianos.

El valor de riqueza mínima absoluta obtenido mediante el índice de Jackknife fue de 18 especies (Figura 2), con un intervalo de confianza del 95% (IC 95% = 17-19). Asimismo, el estudio de la curva de acumulación de especies sugiere que, con un mayor tamaño muestral, podrían añadirse nuevas especies al registro, debido a que no llega a estabilizarse por completo (Figura 3).

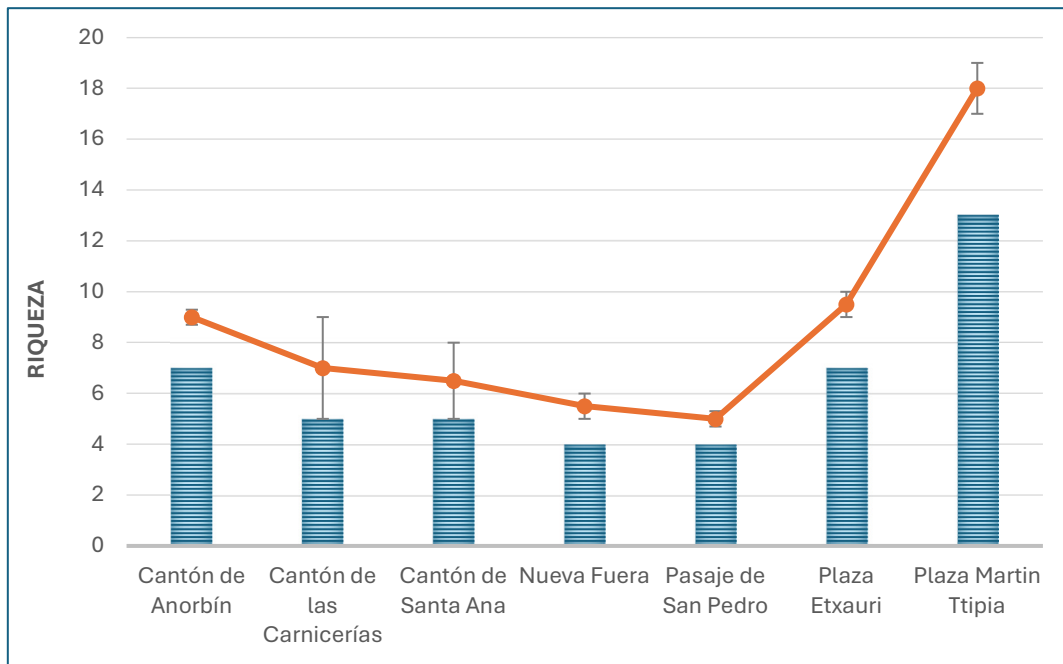


Fig. 2. Número de especies de aves observadas (barras rayadas) y estimadas (línea+SD) en el Casco Viejo de Vitoria-Gasteiz durante la estación reproductora de 2024 (meses de abril y junio).

El análisis de las relaciones de afinidad entre comunidades mostró gran semejanza de especies (entre el 0,67 y el 0,86), con valores de reemplazamiento máximos en el cantón de Anorbin y plaza de Etxauri. La calle Nueva Fuera y el parque Martin Ttipia fueron afines en menos de una cuarta parte de las especies detectadas en comparación al resto, lo que mostró su carácter singular en la congregación de ambientes del Casco Viejo (Figura 4).

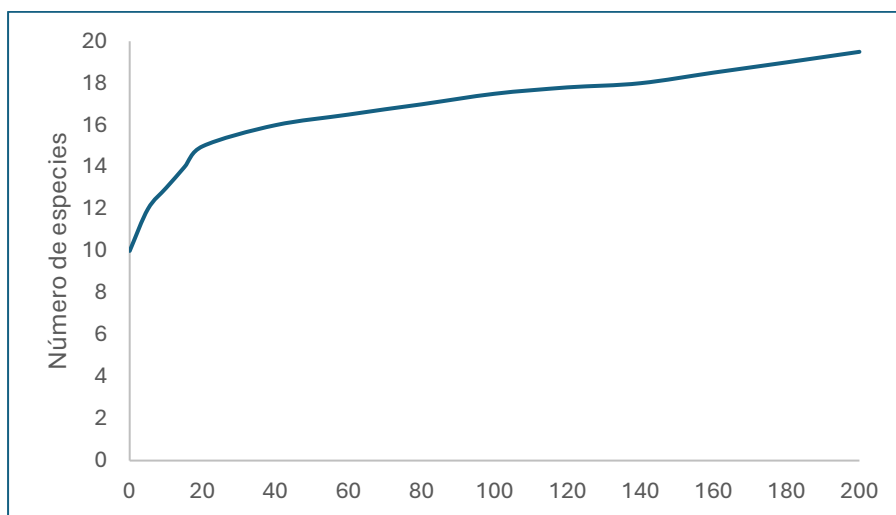


Fig. 3. Curva de acumulación de especies de aves en base a medias aritméticas de 200 muestras aleatorias.

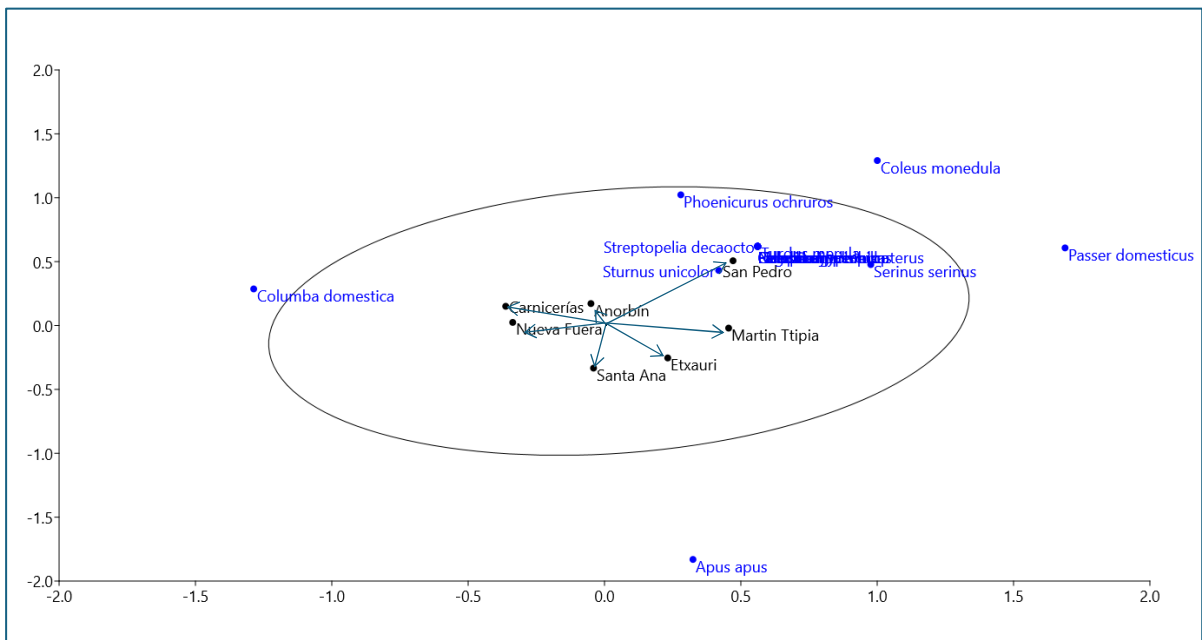


Fig. 4. Escalamiento multidimensional (MDS) para los datos de los censos promediados de especies observadas en el Casco Viejo de Vitoria-Gasteiz durante la estación reproductora de 2024 (meses de abril y junio).

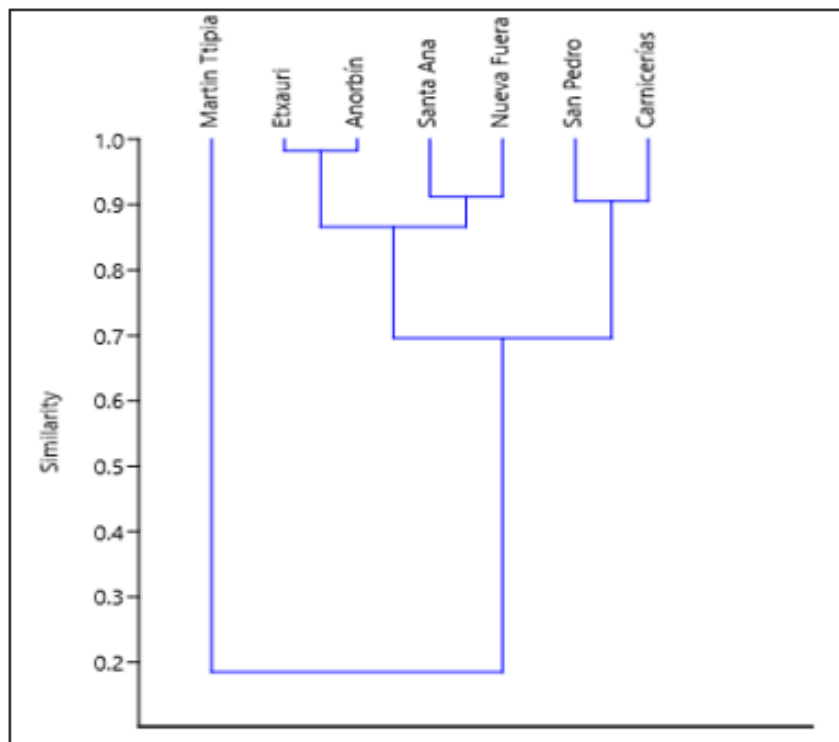


Fig. 5. Dendrograma derivado de un Análisis Jerárquico de Clúster desarrollado mediante una matriz basada en el índice de similaridad de Jaccard que establece la relación de especies en el Casco Viejo de Vitoria-Gasteiz durante la estación reproductora de 2024 (meses de abril y junio).

La composición de las especies de aves entre calles varió, encontrándose dos clúster que incluyeron, por una parte, el parque Martin Ttipia y por otra el resto de las localidades. Estos dos grupos compartieron un 20% de sus especies. Los entornos con una composición de aves más similar entre sí formaron dos unidades: una relacionó el pasaje de San Pedro y el cantón Carnicerías y otra agrupó dos unidades diferentes: la plaza Etxauri con el cantón de Anorbin y el cantón de Santa Ana con la calle Nueva Fuera (Figura 5).

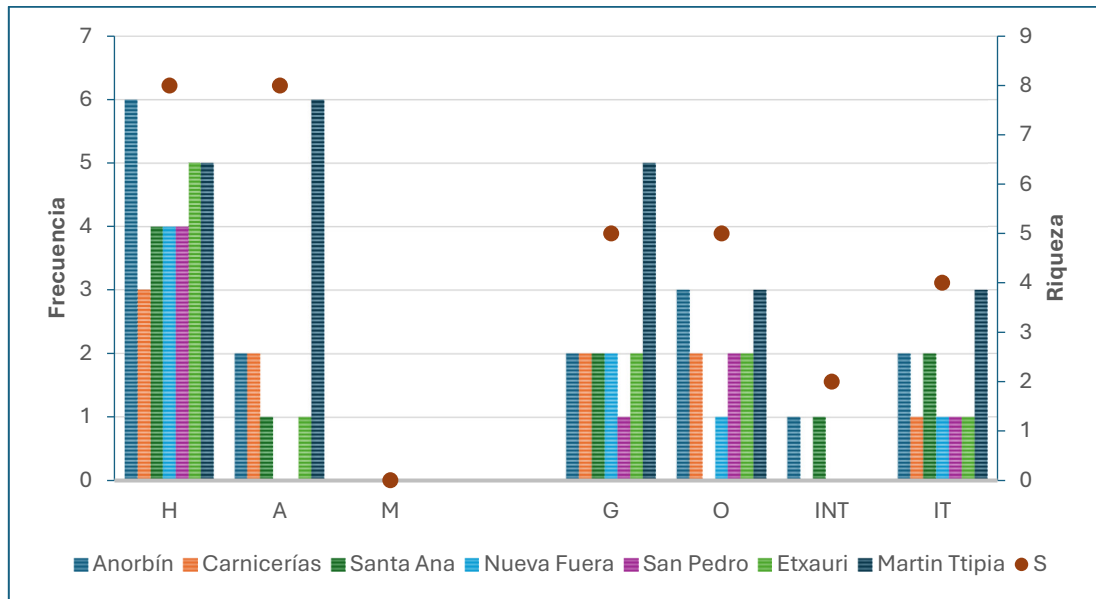


Fig. 6. Frecuencias de aparición de las especies reproductoras (%) en el área de estudio según tipo de calle y clasificación por gremios. Gremios de nidificación (izquierda): M: matorrales; A: árboles; H: agujeros. Gremios de alimentación (derecha): O: omnívoros; G: granívoros; INT: insectívoros no trogloditas; IT: insectívoros trogloditas. S: riqueza (tomado de Sánchez y Tellería, 1988).

La mayoría de las especies y de individuos encontrados en este paisaje tan homogéneo son particulares de áreas urbanas, las cuales son generalistas y se favorecen con la reducción de las áreas ajardinadas. En conjunto, la similitud entre las estaciones estuvo por encima de 0,7 (70% de similitud), aunque fue de 0,2 para el parque Martin Ttipia, lo que pone de manifiesto la homogeneidad de las especies observadas en la mayoría de las estaciones.

El número de especies por gremio se caracterizó por presentar el área de estudio un similar número de taxones nidificantes, tanto en agujeros (H; e. g. páridos, estorninos, gorriones; ver también Tabla 2 y Figura 6) como de aquellas que crían en el dosel arbóreo (A; e. g. colúmbidos y fringílicos).

Especie			Anorbin	Carnicerías	Santa Ana	Nueva Fuera	San Pedro	Etxauri	Martin Ttipia	Gremios
<i>Apus apus</i>	Vencejo común	Sorbeltz arrunta	12,5	20	20	0	25	16,67	9,09	H IT
<i>Chloris chloris</i>	Verderón común	Txorru arrunta	0	0	0	0	0	0	9,09	A G
<i>Coleus monedula</i>	Grajilla occidental	Beletxikia	25	20	0	0	50	16,67	0	H O
<i>Columba livia domestica</i>	Paloma bravía	Haitz-usoa	25	40	40	50	50	33,33	18,18	H G
<i>Columba palumbus</i>	Paloma torcaz	Pagausoa	0	0	0	0	0	0	9,09	A G
<i>Falco tinnunculus</i>	Cernícalo vulgar	Belatz gorria	0	0	0	0	0	0	9,09	A O
<i>Ficedula hypoleuca</i>	Papamoscas cerrojillo	Euli-txori beltza	0	0	0	0	0	0	0	H IT
<i>Parus major</i>	Carbonero común	Kaskabeltz handia	0	0	0	0	0	0	9,09	H IT
<i>Passer domesticus</i>	Gorrión común	Etxe-txolarrea	12,5	0	20	25	0	33,33	18,18	H G
<i>Phoenicurus ochruros</i>	Colirrojo tizón	Buztangorri iluna	25	0	40	25	0	16,67	9,09	H IT
<i>Pica pica</i>	Urraca común	Mika	12,5	20	0	0	0	16,67	9,09	A O
<i>Regulus ignicapilla</i>	Reyezuelo listado	Erregetxo bekainzuria	0	0	20	0	0	0	0	A INT
<i>Serinus serinus</i>	Serín verdicillo	Txirriskita arrunta	0	20	0	0	0	0	9,09	A G
<i>Streptopelia decaocto</i>	Tórtola turca	Usapal turkiarra	0	0	0	0	0	0	18,18	A O
<i>Sturnus unicolor</i>	Estornino negro	Arabazozo beltza	12,5	0	0	25	25	0	0	H O
<i>Turdus merula</i>	Mirlo común	Zozo arrunta	12,5	0	0	0	0	0	0	A INT
<i>P</i>									*	
<i>S</i>			8	5	5	4	4	6	11	
<i>s</i>			5	3	3,5	2,5	3	4,5	8	

Tabla 2. Frecuencias de aparición de las especies reproductoras (%) en el área de estudio según tipo de calle y clasificación por gremios. Se muestran también las diferencias significativas (test de la t para porcentajes: * p<0,05). Gremios de nidificación y alimentación igual que en Figura 6; S: riqueza; s: riqueza media.

En cuanto al número de especies según las categorías tróficas, se observa una mayor proporción de aves insectívoras (37,5%), mientras que las especies granívoras y omnívoras se muestran con el mismo porcentaje (31,25%) en la zona.

Respecto a la abundancia, en conjunto se observaron 308 aves, siendo el promedio de individuos registrados por censo de $154 \pm 60,81$ individuos. El patrón de distribución de la abundancia mostró gran similitud entre las distintas estaciones de muestreo (Figuras 7 y 8), siendo significativa la escasa abundancia encontrada en el pasaje de San Pedro respecto al resto de localidades ($T = 0,003$; $p < 0,05$).

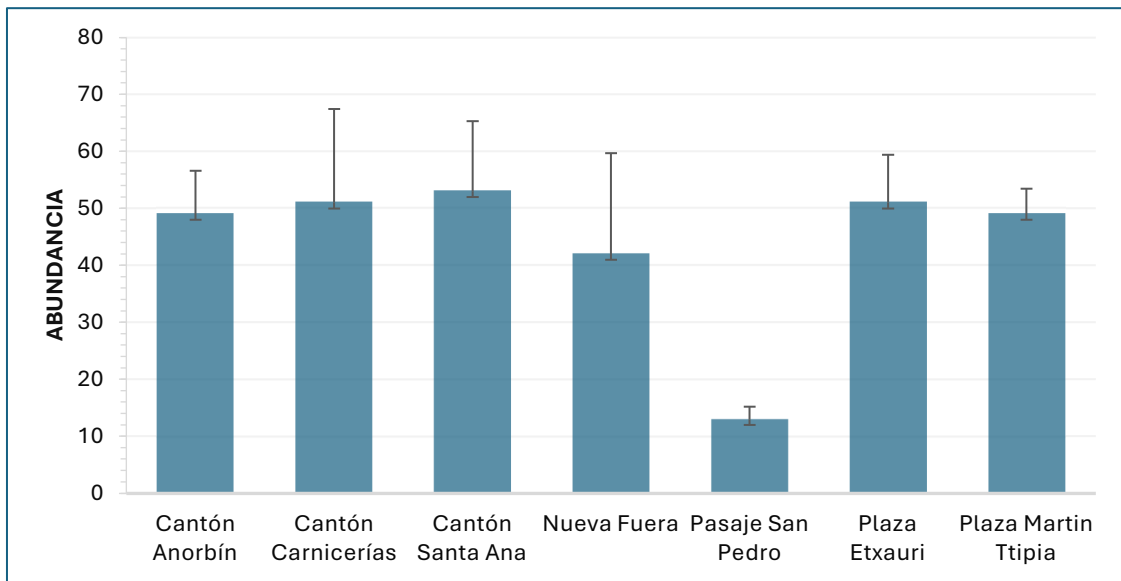


Fig. 7. Abundancia de aves observadas (\pm SD) en el Casco Viejo de Vitoria-Gasteiz durante la estación reproductora de 2024 (meses de abril y junio).

El análisis de la diversidad (Figura 9) relaciona medios como el cantón de Anorbin y la plaza Martín Ttipia, al ser las estaciones significativamente más diversas del Casco Viejo ($t=4,5$; $p<0,01$). También presentan valores de diversidad elevados la plaza Etxauri, cantón de Santa Ana y pasaje de San Pedro, aunque no hay diferencias significativas entre ellos ($t=-1,74$; $p>0,05$). El cantón de las Carnicerías posee una diversidad diferente del resto de medios ($t=3,65$; $p<0,01$), mientras que la calle Nueva Fuera es el medio menos diverso.

El análisis de la riqueza contrasta con los valores de densidad, al exhibir el cantón de Santa Ana, con baja riqueza, el valor de densidad más elevado (superior a las 7 aves/Ha). Asimismo, muestran densidades elevadas las plazas Martín Ttipia, Etxauri y el cantón de Anorbin, todas ellas superiores a las 5 aves/Ha, mientras que existen diferencias muy significativas entre las densidades tan bajas encontradas en las calles Nueva Fuera y pasaje de San Pedro ($\chi^2=18,667$; $p<0,01$). El resto de las estaciones no muestran diferencias estadísticas entre sus densidades primaverales ($T=3,953$; $p>0,01$; *test de Wilcoxon*), lo que denota una cierta estabilidad en su abundancia de aves. Estas estimas concuerdan con las encontradas en otras zonas de España (Cano 2005; Carrascal y Palomino 2005).

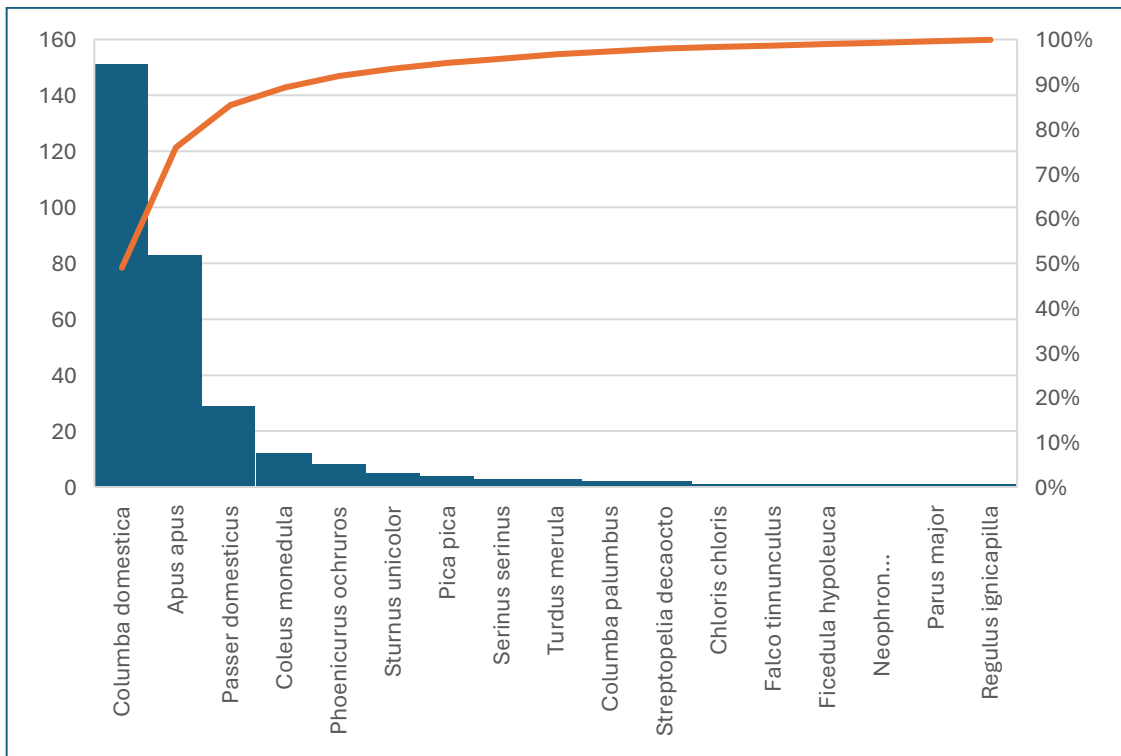


Fig. 8. Curva rango-abundancia (barras) y línea acumulativa como porcentaje del total de las especies de aves detectadas en el Casco Viejo de Vitoria-Gasteiz durante la estación reproductora de 2024 (meses de abril y junio).

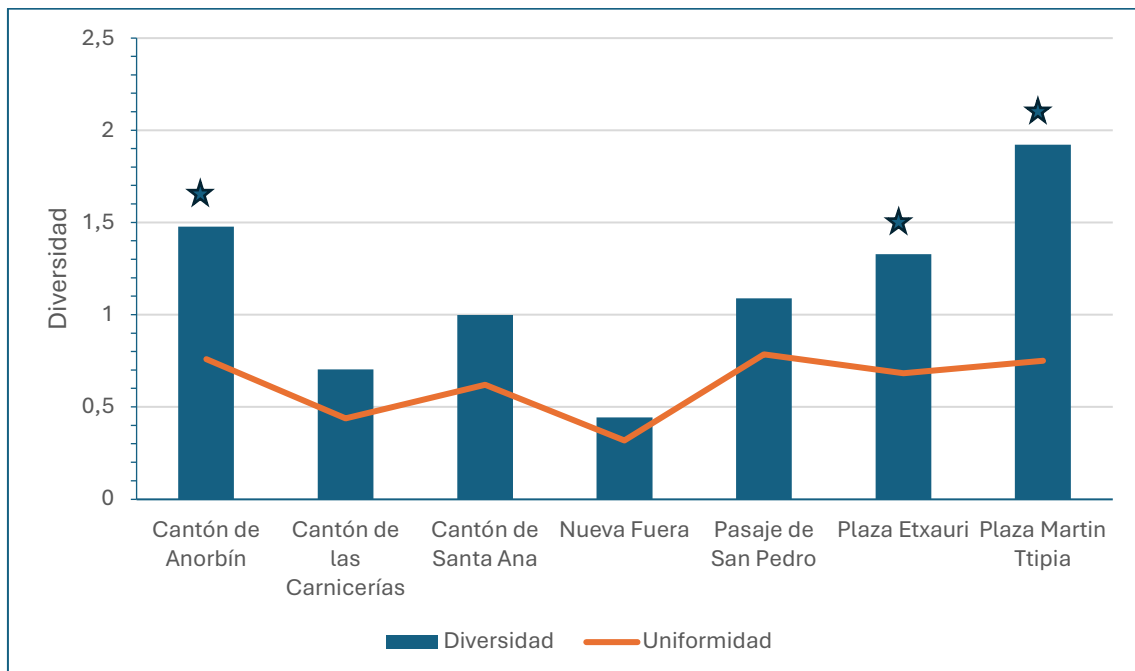


Fig. 9. Comparación de los parámetros de diversidad y uniformidad de las comunidades aviarias en las diferentes estaciones del Casco Viejo de Vitoria-Gasteiz durante la estación reproductora de 2024 (meses de abril y junio). La estrella señala las estaciones significativas ($p < 0,05$).

Especie	Anorbin	Carnicerías	Santa Ana	Nueva Fuera	San Pedro	Etxauri	Martin Ttipia	Población	Inf	Sup
<i>Apus apus</i>	1,59	1,43	4,12		0,32	3,49	2,22	195,16	148,54	251,79
<i>Coleus monedula</i>	0,33	0,33			0,33	0,67		33,25	24,76	41,96
<i>Columba domestica</i>	0,29	1,00	0,57	0,64	0,14	0,07	0,14	286,13	186,72	386,28
<i>Passer domesticus</i>	0,67		1,34	2,01		0,67	1,34	100,30	91,47	109,05
<i>Phoenicurus ochruros</i>	0,78		0,52	0,52		0,52	0,52	16,13	12,38	20,98
<i>Pica pica</i>	0,26	0,26				0,26	0,26	13,12	12,38	20,98
<i>Sturnus unicolor</i>	1,17			0,39	0,39			5,80	3,59	6,08
<i>Serinus serinus</i>		0,49					0,49	24,51	22,12	26,90
<i>Regulus ignicapilla</i>			0,87					43,67	33,30	55,14
<i>Chloris chloris</i>						0,48		24,00	21,75	26,32
<i>Columba palumbus</i>							0,41	20,33	16,92	23,80
<i>Parus major</i>							0,33	16,48	16,48	16,48
<i>Streptopelia decaocto</i>							0,33	18,61	11,65	25,71
<i>Turdus merula</i>							0,28	18,46	14,88	22,13
Total (aves/ha)	5,09	3,51	7,43	3,56	1,18	5,68	6,81			

Tabla 3. Densidad media por estación (aves/ha) y tamaño medio de población y rango de variación (promedio \pm intervalo de confianza al 95%) de las especies reproductoras en el Casco Viejo de Vitoria-Gasteiz.

La biomasa está íntimamente relacionada con la densidad, existiendo una correlación muy significativa entre la densidad estival y la biomasa ($r^2=0,98$; $p<0,01$). Por tanto, densidad y biomasa varían del mismo modo, si bien hay que destacar los elevados valores de biomasa del parque Martin Ttipia (578 gramos por hectárea), resultado de una comunidad dominada por aves de mediano tamaño. Los valores de biomasa estival en los cantones de Anorbin y Carnicerías señalan una diferencia de 497 gramos por hectárea con respecto a la biomasa en los entornos de Nueva Fuera y pasaje de San Pedro, si bien esta diferencia no es estadísticamente significativa ($T=-1,22$; $p>0,05$; test de Wilcoxon).

El número de especies detectadas, incluidas en el Catálogo Vasco de Especies Amenazadas (con las categorías de ‘Rara’, ‘Vulnerable’ o ‘En Peligro’), así como en el Libro rojo de las Aves de España, asciende a 4. De todas ellas, 3 se hallan catalogadas en el Libro Rojo y 1 en el Catálogo Vasco. Del conjunto, 1 está catalogada como ‘Rara’, 1 ‘Vulnerable’ y 2 ‘En Peligro’ (Tabla 4).

Familia	Especie	LRAE	CVEA
<i>Apodidae</i>	<i>Apus apus</i>	VU	NE
<i>Columbidae</i>	<i>Columba livia domestica</i>	LC	NE
<i>Columbidae</i>	<i>Columba palumbus</i>	LC	NE
<i>Columbidae</i>	<i>Streptopelia decaocto</i>	LC	NE
<i>Corvidae</i>	<i>Coleus monedula</i>	EN	NE
<i>Corvidae</i>	<i>Pica pica</i>	LC	NE
<i>Falconidae</i>	<i>Falco tinnunculus</i>	EN	NE
<i>Fringillidae</i>	<i>Serinus serinus</i>	LC	NE
<i>Fringillidae</i>	<i>Chloris chloris</i>	LC	NE
<i>Muscicapidae</i>	<i>Phoenicurus ochruros</i>	LC	NE
<i>Muscicapidae</i>	<i>Ficedula hypoleuca</i>	LC	RA
<i>Paridae</i>	<i>Parus major</i>	LC	NE
<i>Passeridae</i>	<i>Passer domesticus</i>	LC	NE
<i>Regulidae</i>	<i>Regulus ignicapilla</i>	LC	NE
<i>Sturnidae</i>	<i>Sturnus unicolor</i>	LC	NE
<i>Turdidae</i>	<i>Turdus merula</i>	LC	NE

Tabla 4. Aves nidificantes en el Casco Viejo de Vitoria-Gasteiz, clasificadas según su nivel de amenaza. Categorías para el Catálogo Vasco de Especies Amenazadas (CVEA): PE, En Peligro; VU, Vulnerable; RA, Rara; NE, No Evaluada. Categorías para el Libro Rojo de las Aves de España (LRAE): EN, En Peligro; VU, Vulnerable; RA, Rara; LC, No Amenazada; NE, No Evaluada.

DISCUSIÓN

Con las aproximadamente 17 especies registradas en el Casco Viejo de Vitoria-Gasteiz, las aves constituyen, sin duda alguna, el patrimonio faunístico más rico y diverso de este barrio. Su ornitocenosis se conforma, mayormente, por especies del orden paseriforme, aunque, como cabría esperar, aparecen otros taxones (e. g. vencejos, cernícalos, palomas) representativos también de las ciudades.

La ornitofauna estival está compuesta por 15 especies habituales y 2 de presencia irregular (o rara), es decir, especímenes que solo utilizan la zona como área de campeo (e. g. alimoche común) o durante la migración (e. g. papamoscas cerrojillo). Sobre el conjunto de ellas, el grueso está conformado por el grupo de especies sedentarias o parcialmente migradoras (es decir, parte de su población permanece todo el año en la zona y otra parte es migradora), mientras que el 12,5 % son aves con fenología estival (migrantes transaharianos o de largo recorrido, con invernada en África). Un estudio desarrollado en la calle Los Herrán de Vitoria-Gasteiz (Belamendia *et al.* 2023) aportó porcentajes parecidos (94% de especies sedentarias o presaharianas y 5,3% de migrantes transaharianas), por lo que,

alternativamente, este patrón pudiera estar relacionado con la escasa variabilidad en las condiciones ambientales que existe en el Casco Viejo y sus zonas aledañas.

La riqueza observada y la proporción de especies residentes y migratorias es similar en seis de los siete sistemas muestreados. Además, comparten muchas especies, por lo que la similitud entre estos es relativamente alta, sugiriendo escasas diferencias en la composición de especies. Esta estabilidad puede atribuirse a las características urbanas del área de estudio, como la escasa anchura de cada zona, la cual apenas varía y expone superficies de poca extensión y apenas vegetadas, lo que es aprovechado por especies con los mismo hábitos. Asimismo, el hecho de que la riqueza sea similar en la mayoría de las áreas estudiadas confirma que estas zonas no son partes aisladas dentro de un sistema mayor (el conjunto medieval) y, por lo tanto, la riqueza potencial de especies comunes tenderá a ser similar en cada una de ellas. Por el contrario, las diferencias encontradas en las frecuencias relativas entre estaciones responden a las ofertas ambientales encontradas entre ellas, factor que forja el aumento o disminución de la presencia, pero no llega a determinar su ausencia.

Aunque el número de especies detectadas pudiera considerarse alto si se tienen en cuenta la escasa superficie muestreada (≈ 1 hectárea) o la extensión del Casco Viejo ($0,29 \text{ km}^2$), los datos obtenidos aportan una escasa relevancia en el contexto de la ciudad (24,6% de las especies totales; Brian *et al.* 2020) y los resultados son inferiores a los registrados en parques de otras ciudades españolas (Tabla 5).

Ciudad	Parque	Especies	Fuente
Pamplona	Campus	49	Zugarrondo <i>et al.</i> , 1986
Pamplona	Taconera	32	Zugarrondo <i>et al.</i> , 1986
Madrid	El Retiro	35	Velasco & Blanco, 1996
Donostia	Cristina-Enea	58	Mendiburu & Arizaga, 2011
Madrid	El Retiro	16-19	Sainz-Borgo, 2021
Madrid	Casa de Campo	29-31	Sainz-Borgo, 2021

Tabla 5. Número de especies observadas en diferentes parques urbanos de España.

Está claro que las especies favorecidas por el ambiente urbano del Casco Viejo son las palomas, entre las que destacan la variedad doméstica de la paloma bravía, la especie nativa, paloma torcaz, y la exótica, tórtola turca. Todas ellas,

junto a otras especies menos abundantes como el estornino negro o la urraca, comparten atributos que las definen como oportunistas y se les suele encontrar en zonas urbanizadas con reducida cobertura arbórea. A este tipo de aves dominantes en las ciudades, Melles y colaboradores (2003) las denominan como “especies urbano-adaptadas”. En términos generales, suelen ser granívoras que se alimentan en estratos bajos, principalmente en el suelo (Chace & Walsh 2006). Algunas como la grajilla, gorrión común o colirrojo tizón son especies que destacan por su gran dependencia hacia las construcciones urbanas. También la paloma doméstica suele anidar en las fachadas de iglesias y otras superficies horizontales como la muralla antigua, que cuentan con cavidades expuestas y se encuentran, además, muy cerca de sus fuentes de alimentación en plazas y lugares pavimentados. Por el contrario, el vencejo común suele anidar en tejados de casas y en otras cavidades de construcciones diferentes, por lo que es mucho más frecuente verlo en las calles que en áreas abiertas. Así mismo, las visitas a las zonas tan urbanizadas como los cantones, confirman que es común encontrar de manera frecuente y con muy poco esfuerzo, aquellas especies reiteradas en este estudio (e. g.: vencejo común, paloma doméstica, gorrión común, colirrojo tizón y estornino negro). Por el contrario, desaparecen las aves reproductoras habituales del matorral, seguramente, por efecto de la nula existencia de plantas arbustivas en estos viales. Un fenómeno frecuente en el Casco Viejo y del que también adolecen otros parques y áreas verdes de la ciudad (De la Hera *et al.* 2009).

El patrón de la abundancia remarca a las especies sedentarias como las más abundantes (paloma bravía, gorrión común, grajilla occidental), a las que se suma una especie transahariana (vencejo común). A la par, se adicionan durante el paso migratorio y, posiblemente hasta cierto punto en invierno, individuos foráneos de las especies residentes, como verderón común, mirlo común o paloma torcaz (Cramp *et al.* 1988; Cramp y Brooks 1992; Cramp y Perrins 1993). Ambos rasgos confirman lo expresado por Ferry y Frochot (1989) en relación con la alta diversidad relativa de especies que se produce en las áreas urbanas. Incluso, el hecho de que más de la mitad de las aves observadas se corresponda con dos especies (paloma doméstica y vencejo), confirma la tesis de Sukopp y Werner (1987), en el sentido de que las comunidades de aves urbanas están dominadas por unas pocas especies muy abundantes.

Además de lo anterior, la cantidad de especies abundantes, escasas y raras registradas en la zona de estudio, le confiere escasa variabilidad a la diversidad, lo que es apoyado con las diferencias estadísticas obtenidas en las distintas pruebas. Así, aun cuando en la calle Nueva Fuera y en el pasaje de San Pedro se registró la menor riqueza de especies, ninguna fue abundante y la proporción de

las raras y escasas fue similar, influyendo en el valor de diversidad estimado, que será mayor si no hay especies dominantes. Por otra parte, en el cantón de las Carnicerías y en la plaza Etxauri sí se registraron especies abundantes, lo que aunado a las raras le confirieron valores altos de diversidad. Por lo tanto, debido al interés de mantener la máxima diversidad de especies de aves, la renaturalización de aquellos cantones más duros, urbanísticamente hablando, es necesaria. La información sobre la abundancia de las especies registradas es importante, ya que son datos que le confieren mayor significado ecológico a la estructura comunitaria al reconocer, por ejemplo, especies dominantes. Un análisis fino de la dinámica comunitaria, así como de la estratificación de las especies de la avifauna sería necesario para explicar la proporción de especies abundantes, escasas y raras en cada área de estudio.

La diversidad de especies fue diferente según el ambiente prospectado, siendo la plaza Etxauri y el parque Martín Ttipia los espacios más diversos comparados con el resto de las calles y cantones. Seguramente, la gran diversidad de aves de estos espacios sea debida a la extensión de su espacio público, lo cual aumenta el grado de uso y detección de las especies, y a la mayor cobertura vegetal existente, con plantas como *Hedera hélix*, *Melia azedarach*, *Rosa sp.* y *Viburnum opulus*, que brindan variados recursos como refugio, alimento y sitios de descanso o percha a las aves de estas áreas abiertas. Asimismo, la heterogeneidad de estos medios, que mezclan un componente vertical de árboles y arbustos con zonas abiertas, forman un rico entramado de microparcels que permite la convivencia de especies típicas de medios urbanos (paloma bravía, gorrión común) con especies de zonas abiertas o medios ecotónicos (serín verdicillo). También en ellos se dan cita insectívoros de ramas (carbonero común), del follaje (papamoscas cerrojillo), frugívoros (paloma torcaz), granívoros (verderón común); especialmente, por coexistir un nutrido estrato arbustivo de porte bajo, importante para todas ellas. Por otro lado, la baja riqueza y diversidad del pasaje de San Pedro es reflejo de su homogeneidad estructural.

Es importante destacar que la relevancia de las aves omnívoras está sobreestimada en el análisis debido a la significativa presencia de la paloma doméstica en el conjunto de las estaciones. Asimismo, se ha encontrado en numerosos estudios en zonas urbanas una disminución de insectívoros en parches pequeños e intervenidos (Fernández-Juricic 2002; Chace y Walsh 2006), lo cual fue observado también en este estudio.

En contraste con la estabilidad en la estructura y composición de la comunidad, el área de estudio apenas muestra una exigua tasa de recambio como consecuencia del paisaje homogéneo que caracteriza a este entorno urbano. La baja proporción de especies (riqueza) y el escaso porcentaje de las temporales (menos del 10% de

la riqueza total y 30% de la abundancia en primavera) son características de ambientes poco variables desde el punto de vista ecológico. Esto pone de manifiesto que la comunidad de aves del Casco Viejo es muy estable, lo que posiblemente sea debido a la simplicidad estructural de la vegetación en la mayor parte de las zonas y, por lo tanto, una escasez de alimento.

Probablemente una mayor presencia de arbustos perennes de frutos carnosos (como aligustre *Ligustrum vulgare*, aladierno *Rhamnus alaternus*, arraclán *Frangula alnus*, endrino *Prunus spinosa*, majuelo *Crataegus monogyna*, bonetero *Euonymus europaeus*) en los parques y jardines del área atraiese a una mayor riqueza y abundancia de aves, tal como ocurre en la naturaleza. Al fin y al cabo, en los ambientes urbanos la influencia de la vegetación sobre la diversidad de aves se manifiesta fuertemente, sobre todo en lo relativo a su riqueza dada la relación directa que la oferta de alimento tiene con la variedad de aves. En un área de estudio de escasa extensión como esta, la diversidad de especies vegetales tendría un rol muy importante a la hora de ampliar la oferta de alimento, además de refugio y descanso, debido, básicamente, al desfase temporal en los procesos de floración, fructificación y diseminación que suelen presentar. Esto permitiría la permanencia durante todo el año, y con relativa regularidad, de las especies más flexibles en su selección trófica. Al fin y al cabo, los resultados obtenidos en este estudio indican que en el área analizada se mantienen básicamente los mismos principios generales que rigen a las comunidades de aves en su ambiente natural, a pesar de que muchos aspectos puntuales de ellos han sido modificados por la acción del hombre.

De las 16 especies que utilizan los entornos del Casco Viejo, sólo una está clasificada en una categoría del Catálogo Vasco de Especies Amenazadas. Se trata del papamoscas cerrojillo, que se considera "Rara". Como se ha comentado, uno de los principales problemas a los que se enfrenta la avifauna de la zona es la falta de vegetación, que crea problemas, sobre todo, en lo que respecta a la búsqueda de alimento en un barrio situado en el centro de una gran área urbana. El resultado de esta «insularización» es la creación de un paisaje «desértico» durante la estación reproductora.

Tampoco se puede obviar la perturbación originada por la ciudadanía que acude a esta zona de esparcimiento y ocio, siendo su afluencia especialmente elevada durante la etapa reproductora de las aves. En Vitoria-Gasteiz, el turismo tuvo como destino principal (y a veces de forma exclusiva) el Casco Viejo y su Ensanche, por lo que la presencia de estos visitantes sumada a la propia figura de la sociedad civil vitoriana que disfruta del entramado comercial de este barrio, especialmente en los meses en que tienen lugar la reproducción, genera afecciones a las aves.

A modo de balance final, se puede afirmar que las bases biológicas de la presencia de aves en el Casco Viejo de Vitoria-Gasteiz son las posibilidades de encontrar puntos de anidación, alimentación y seguridad. Por ello, un enriquecimiento de la cubierta vegetal, favorecedora de arbolado con huecos suficientes para la reproducción y matorrales con fruto para la alimentación y refugio, sería un factor esencial para el aumento del patrimonio faunístico en el Casco Viejo.

En sentido contrario, los ruidos, la iluminación nocturna, las molestias antropogénicas, etc. dificultan la instalación de especies sensibles a esos agentes, por lo que se debería hacer compatibles la vida ciudadana y las aves. El aumento de vegetación en un contexto tan duro y desabrido como son los empedrados y construcciones del Casco Viejo, seguramente, ayude a disminuir el efecto “isla de calor” y permita una mejor transpiración del subsuelo.

De esta forma, el objetivo de reverdecer el Casco Viejo para mejorar la vida de los seres humanos que lo pueblan y facilitar así la comunidad faunística es necesario y primordial. Son muchos los estudios que vinculan la salud humana con la presencia de un entorno amable, de plazas arboladas, de jardines con matorrales, de cortas distancia a los grandes árboles, etc. (Konijnendijk 2015; Haaland y Konijnendijk 2015; García 2021). Sin duda, todo ello potencia también la existencia de fauna, por lo que un objetivo mejora el otro, comportándose la especie humana, en este caso, como una “especie paraguas”. Así, mejorar su medio ambiente también mejora el de las especies silvestres y por esto, entendemos que este y otros estudios similares permitirán conocer los efectos de las acciones de renaturalización, no sólo en la fauna, sino en la calidad de vida de los habitantes del barrio.

AGRADECIMIENTOS

Agradecer a todas las personas que han participado en este Programa de Conservación de la Biodiversidad Urbana, desarrollado durante la primavera de 2024. En especial a: Antón Sáenz de Santa María, Eduardo Rojo, Unai García de Madinabeitia, Ibón de Olano y Elena Sanchiz.

También agradecer a Ane Itziar Velasco por el apoyo e interés mostrado y a Blanca Marañón por la revisión constructiva de una versión preliminar de esta memoria.

BIBLIOGRAFÍA

Agresti, A. 1996. An introduction to categorical data analysis. John Wiley and Sons, Inc., New York, New York, USA.

Álvarez, A. 1989. Avifauna de los pisos de vegetación de la cordillera Cantábrica. Tesis Doctoral. Universidad de León.

Arizaga, J., Galarza, A., Herrero, A., Hidalgo, J., Aldalur, A. 2009. Distribución y tamaño de la población de la Gaviota Patiamarilla *Larus michahellis lusitanicus* en el País Vasco: tres décadas de estudio. Revista Catalana d'Ornitologia, 25:32-42.

Arizaga, J., Mendiburu, A., Aldalur, A., Alonso, D., Aranguren, I., Asenjo, I., Cuadrado, J. F., Díez, E., Herrero, A., Jauregui, J. I., Romero, L., Sánchez, J. M., Sotelo, S. 2007. Análisis del uso del hábitat por los paseriformes (Aves) en el Parque Ecológico de Plaiaundi, marismas de Txingudi (N. de España). Rev. Cat. d'Ornitologia 23:33-43.

Aronson, M. F., La Sorte, F. A., Nilon, C. H., Katti, M., Goddard, M. A., Lepczyk, C. A., Winter, M. 2014. A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers. Proceedings of the Royal Society: Biological Sciences, 281(1780).

Belamendia, G. 2023. Vitoria-Gasteiz, una década apostando por la Ciencia Ciudadana. Civigrafía 1(1):43-47.

Belamendia, G., Zabala, J., Sáenz de Santa María, A. 2023. Composición y estructura de la comunidad de aves en la calle Los Herrán de Vitoria-Gasteiz. Informe inédito. Centro de Estudios Ambientales. Vitoria-Gasteiz.

Blair, R. B. Land use and avian species diversity along an urban gradient. Ecological Applications, 6:506-519.

Blair, R. B., Launer, A. E. 1997. Butterfly diversity and human land use: Species assemblages along an urban gradient. Biological Conservation, 80(1):113-125.

Blondel, J. 1986. Biogéographie Evolutive. Masson. Paris.

Boulinier, T., Nichols, J. D., Sauer, J. R., Hines, J. E., Pollock, K. H. 1998. Estimating species richness: the importance of heterogeneity in species detectability. Ecology, 79(3):1018-1028.

Burnham, K. P. y Overton, W. S. 1979. Robust estimation of population size when capture probabilities vary among animals. Biometrika, 65:625-633.

- Cano, J. 2005. Densidades de algunas especies de aves comunes en un tramo del río Manzanares. En: De la Puente, J., Pérez-Tris, J., Bermejo, A., Juan, M. (Eds.) 2005. Anuario ornitológico de Madrid 2004. SEO-Monticola. Madrid.
- Cardelús, C. L., Scull, P., Hair, J. 2013. A preliminary assessment of Ethiopian sacred groves at the landscape and ecosystem scales. *Diversity*, 5:320–334.
- Cardeña, S., Madariaga, A. 2022. La Ciudad como Espacio de Desarrollo. Una Propuesta Turístico-Cultural-Educativa para Fomentar un Ocio en Familia en el Casco Medieval de Vitoria-Gasteiz (País Vasco, España). *Revista Portuguesa de Pedagogía*, 56:1-19.
- Carrascal, L. M. y Palomino, D. 2005. Preferencias de hábitat, densidad y diversidad de las comunidades de aves en Tenerife (Islas Canarias). *Animal Biodiversity and Conservation*, 28(2):101–119.
- Carrascal, L. M., Palomino, D. 2008. Las aves comunes reproductoras en España. Población en 2004-2006. SEO/BirdLife. Madrid.
- Centro de Estudios Ambientales. 2020. Vitoria-Gasteiz Green Capital: una ciudad a escala humana. *Movilidad Sostenible e Infraestructura Verde Urbana*. Ayuntamiento de Vitoria-Gasteiz, pp. 168.
- CEA y Paisaje Transversal. 2022. Espacios de oportunidad y propuestas de intervención en clave de infraestructura verde en el Casco Medieval de Vitoria-Gasteiz. Consultado el 22 de noviembre del 2024. Disponible en: https://www.vitoria-gasteiz.org/wb021/http/contenidosEstaticos/especial/cea/2023/Infraestructura_verde_Casco_medieval.pdf
- Chace J. F., Walsh, J. J. 2006. Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape Urban Planning*, 74:46- 69.
- Clergeau, P., Croci, S., Jokimäki, J., Kaisanlahti-Jokimäki, M. L., Dinetti, M. 2006. Avifauna homogenisation by urbanisation: analysis at different European latitudes. *Biological conservation*, 127(3):336-344.
- Clergeau, P., Savard, J. P. L., Mennechez, G., Falardeau, G. 1998. Bird abundance and diversity along and urban-rural gradient: a comparative study between two cities on different continents. *The Condor*, 100(3):413–425.
- Cohen, J. E. 2003. Human population: the next half century. *Science*, 302:1172-1175.
- Colwell, R. K. y Coddington, J. A. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B.*, 345:101-118.

Cramp S., Perrins C. M. 1993. Handbook of the Birds of Europa, the Middle East and North Africa. Vol. 7. Oxford University Press, pp. 577.

Cramp S., Simmons K. E. L., Perrins C. (Eds). (1977–1994). Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa: the Birds of the Western Palearctic, Volumes I–IV. Oxford University Press, Oxford.

Cramp, S., Brooks, D. J. 1992. *Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa. The birds of the western Palearctic, vol. VI. Warblers* (pp. 396-405). Oxford University Press, oxford.

Cramp, S., Simmons, K., Ferguson-Lees, I., Gillmor, R., Hollom, P., Hudson, R., Voous, K. 1988. Birds of Europe, the Middle East and North Africa. VV New York.

De Juana, F. 2015. Gestión de zonas verdes urbanas y periurbanas para la conservación de la biodiversidad: el caso de Vitoria-Gasteiz. Cuad. Soc. Esp. Cienc. For., 39:313-322.

De la Hera Fernández, I., Unanue, A., Oteiza, I. A. 2009. Efectos del área, edad y cobertura de la vegetación sobre la riqueza de especies de aves reproductoras en los parques urbanos de Vitoria-Gasteiz. Munibe Ciencias Naturales. Natur zientziak, 57:192-206.

Deppe, J. L., Rotenberry, J. T. 2008. Scale-dependent habitat use by fall migratory birds: vegetation structure, floristics, and geography. Ecological monographs, 78(3):461-487.

Díaz, M., Asensio, B., Tellería, J. L. 1996. Aves Ibéricas. Vol. I. No Paseriformes. J. M. Reyero Editor. Madrid.

Enoksson, B., Angelstram, P. Larsson, K. 1995. Deciduous forest and resident birds: the problem of fragmentation within a coniferous forest landscape. Lands. Ecol., 19:267-275.

Evans, K. L., Newson, S. E., Gaston, K. J. 2009. Habitat influences on urban avian assemblages. Ibis, 151:19-39.

Feinsinger, P. 2004. Diseño de estudio de campo para la conservación de la Biodiversidad. Santa Cruz de la Sierra, Bolivia.

Fernández-Juricic E. 2002. Nested patterns of species distribution and winter flock occurrence of insectivorous birds in a fragmented landscape. Ecoscience. 9(4):450-458.

Ferry, C., Frochot, B. 1989. Les oiseaux, l'arbre et la ville. Revue Forestière Française, 41:68-75.

Gallina-Tessaro, S., López González, C. 2011. Manual de técnicas para el estudio de la fauna. Universidad Autónoma de Querétaro e Instituto de Ecología, AC México, pp. 390.

Gao, H., Ouyang, Z., Chen, S., van Koppen, C. S. A. 2013. Role of culturally protected forests in biodiversity conservation in Southeast China. *Biodiversity and Conservation*, 22:531-544.

García, A. 2021. La regla 3-30-300 o cómo una ciudad verde te ayuda a vivir mejor. Greenpeace.

García Martín, F. M., Higuera García, E. 2012. Densificación con criterios de soleamiento. Un método gráfico para el cálculo de áreas adecuadas para nueva edificación en entornos construidos en el caso de Zabalzana en Vitoria-Gasteiz. Congreso Nacional de Medio Ambiente.

Gill, F., Donsker, D., Rasmussen, P. (Eds). 2024. IOC World Bird List (v14.1).

Grimm, N. B., Faeth, S. H., Golubiewski, N. E., Redman, C. L., Wu, J., Bai, X., Briggs, J. M. 2008. Global change and the ecology of cities. *Science*, 319:756-760.

Haaland, C., Konijnendijk, C. 2015. Challenges and strategies for urban green-space planning in cities undergoing densification: A review. *Urban Forestry & Urban Greening*, 14:760-771.

Hammer, O., Harper, D. A. T. y Ryan P. D. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Paleontologia Electrónica* 4:9.

Heneidy, S. Z., Al-Sodany, Y. M., Bidak, L. M., Fakhry, A. M., Hamouda, S. K., Halmy, M. W. A., Alrumman, S. A., AlBakre, D. A., Eid, E. M., Toto, S. M. 2022. Archeological sites and relict landscapes as refuge for biodiversity: case study of Alexandria City, Egypt. *Sustainability*, 14: 2416.

Johnson, M. T. J., Munshi-South, J. 2017. Evolution of life in urban environments. *Science*, 358:8327.

Jorge, L. A. B., Garcia, G. J. 1997. A study of habitat fragmentation in southeastern Brazil using remote sensing and geographic information systems (GIS). *For. Ecol. Manag.*, 98:35-74.

Kindt, R., Coe, R. 2005. Tree diversity analysis. A manual and software for common statistical methods for ecological and biodiversity studies. Nairobi: World Agroforestry Centre (ICRAF).

Knick, S. T., Rotenberry, J. T. 1995. Landscape characteristics of fragmented shrubsteppe habitats and breeding passerine birds. *Conserv. Biol.*, 9:1059-1071.

- Konijnendijk, C. 2015. The 3-30-300 Rule for Urban Forestry and Greener Cities. Nature Based Solutions Institute. Utrecht, Netherlands.
- López de Ocáriz, J. 2008. Un trazado regular sucesivo: oval y envolvente. La villa medieval de Vitoria. *Revista Brocar*, 32:7-52.
- López Iborra, G. M. 2021. El alzacola rojizo en España, población reproductora en 2020 y método de censo. SEO/BirdLife. Madrid.
- Maciel-Mata, C. A., Manríquez-Morán, N., Octavio-Aguilar, P., Sánchez-Rojas, G. 2015. El área de distribución de las especies: revisión del concepto. *Acta universitaria*, 25(2):03-19.
- Magurran, A. 1989. *Diversidad ecológica y su medición*. Vedral. Barcelona.
- Margalef, R. 1979. The organization of space. *Oikos*, 33:152-159.
- Margalef, R. 1998. *Ecología*. Omega, España.
- Martin, T. E. 1988. On the advantage of being different: nest predation and the coexistence of bird species. *Proceedings of the National Academy of Sciences*: 85:2196-2199.
- Marzluff, J. M., Bowman, R. Donnelly, R. 2001. A historical perspective on urban bird research: trends, terms, and approaches. En: *Avian ecology and conservation in an urbanizing world*. Marzluff, J. M., Bowman, R., Donnelly, R. (eds.). Springer, Boston, 1-17.
- McDonnell, M.J., Hahs, A.K. 2008. The use of gradient analysis studies in advancing our understanding of the ecology of urbanizing landscapes: current status and future directions. *Landscape Ecology*, 23:1143–1155.
- McKinney, M. L. 2002. Urbanization, biodiversity and conservation. *Bioscience*, 52:883-890.
- Melles S., Glenn S., Martin, K. 2003. Urban bird diversity and landscape complexity: Species–environment associations along a multiscale habitat gradient. *Conservation Ecology*, 7(1):5.
- Mendiburu, A., Arizaga, J. 2011. Evolución estacional de la avifauna en un parque urbano en el N. de España: el caso de Cristina-Enea (Donostia - San Sebastián). *Chioglossa* 3:97-107.
- Møller, A. P. 2010. Interspecific variation in fear responses predicts urbanization in birds. *Behav. Ecol.*, 21:365–371.

Nilsson, K., Konijnendijk, C. C., Randrup, T. B. 2005. Research on urban forests and trees in Europe. In: Konijnendijk, C. C., Nilsson, K., Randrup, T. B. y Schipperijn, J. (eds). Urban forests and trees (Springer, Berlin), pp. 445–463.

Orive, L. A. 2008. Relaciones ciudad-naturaleza: hacia modelos de planificación territorial más sostenibles en Vitoria-Gasteiz. Boletín CF+ S, 38/39:157-171.

Paisaje Transversal. 2021. Estrategia para la regeneración urbana integral y participativa del Casco Medieval de Vitoria-Gasteiz. Ayuntamiento de Vitoria-Gasteiz. Informe inédito.

Paker, Y., Yom-Tov, Y., Alon-Mozes, T., Barnea, A. 2014. The effect of plant richness and urban garden structure on bird species richness, diversity and community structure. Landscape and urban planning, 122:186-195.

Pellissier, V., Cohen, M., Boulay, A., Clergeau, P. 2012. Birds are also sensitive to landscape composition and configuration within the city centre. Landscape and Urban Planning, 104(2):181-188.

Pinilla, J. 2000. Manual para el anillamiento científico de aves. SEO/BirdLife y DGCN-MIMAM, Madrid.

Ralph, J; Droege, S; Sauer, J. 1995. Managing and Monitoring Birds Using Point Counts: Standards and Applications. (En línea) Formato PDF. Consultado el 10 de marzo del 2015. Disponible en la web: <http://www.treesearch.fs.fed.us/pubs/31755>

Rivera, A. 2001. Geografía e historia como oportunidad / amenaza en un corazón urbano: el Casco Medieval de Vitoria. En: Aginagalde, K. y Aranes, J. I. (dirs.). Casco Antiguo de Cultura Contemporánea de la Ciudad de Vitoria-Gasteiz. Ayuntamiento de Vitoria-Gasteiz., pp. 166-175.

Rouco, M., Copete, J. L., De Juana, E., Gil-Velasco, M., Lorenzo, J. A., Martín, M., Milá, B., Molina, B., Santos, D. M. 2022. Lista de las aves de España. Edición de 2022. SEO/BirdLife, Madrid.

Rusciano, V., Civero, G., Scarpato, D. 2018. Urban gardens in the city of Naples: an empirical analysis. Quality-Access to Success, 19.

Sainz-Borgo, C. 2021. Riqueza y abundancia de la avifauna de diversos parques de Madrid, España. Saber, Universidad de Oriente, Venezuela. Vol. 33:252-260.

Sánchez, A., Tellería, J. L. 1988. Influencia de la presión urbana sobre la comunidad de aves de un encinar ibérico (*Quercus rotundifolia*). Miscelánea Zoológica, 12:295-302.

Sattler, T., Borcard, D., Arlettaz, R., Bontadina, F., Legendre, P., Obrist, M. K., Moretti, M. 2010. Spider, bee, and bird communities in cities are shaped by environmental control and high stochasticity. *Ecology*, 91(11):3343-3353.

Säumel, I., Butenschön, S., Kreibitz, N. 2023. Gardens of life: Multifunctional and ecosystem service of urban cemeteries in Central Europe and beyond—historical, structural, planning, nature, and heritage conservation aspects. *Frontiers in Environmental Science*, 10:1-19.

Sebastián, J. y Olano, I. 2024. Seguimiento de polinizadores en el Casco Viejo de Vitoria-Gasteiz 2024. Asociación Vasca de Entomología (ENVUBAP) y Centro de Estudios Ambientales (CEA). Informe inédito.

SEO/BirdLife (López-Jiménez, N. Ed). 2021. Libro Rojo de las aves de España. Madrid.

Sepe, M. 2010. Liveability, quality and place identity in the contemporary city: how to monitor and mitigate the impact of globalization on urban spaces. *Journal of Place Management and Development*, 3(3):221-246.

Seress, G., Liker, A. 2015. Habitat urbanization and its effects on birds. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, 61(4):373-408.

Shochat, E., Lerman, S., Fernández-Juricic, E. 2010. Birds in urban ecosystems: population dynamics, community structure, biodiversity and conservation. *Urban ecosystem ecology*, 55:75-86.

Sneath, P. H. y Sokal, R. R. 1973. *Numerical Taxonomy: The Principles and Practice of Numerical Classification*. 1st Edition, W. H. Freeman, San Francisco.

Sokal, R. R. y Rohlf, F. J. 1979. *Biometría. Principios y métodos estadísticos en la investigación biológica*. H. Blume, Barcelona, 832 pp.

Solow, A. R. 1994. On the Bayesian estimation of the number of species in a community. *Ecology*, 75:2139-2142.

Stanners D., Bordeaux P. (eds.) 1995. *Europe's Environment; the Dobbris Assessment*. European Environment Agency, Copenhagen. 676 pp. Oice for Oicial Publications of the European Communities, Luxembourg.

Suhonen, J., Jokimäki, J. 1988. A biogeographical comparison of the breeding bird species assemblages in twenty Finnish urban parks. *Ornis Fennica*, 65:76-83.

Sukopp, H., & Werner, P. (1987). *Development of flora and fauna in urban areas*.

Tellería, J. L., Asensio, B., Díaz, M. 1999. *Aves Ibéricas. II. Paseriformes*. J.M. Reyero, Madrid, España.

Unión Europea. 2020. Misión «ciudades inteligentes y climáticamente neutras» Cien ciudades climáticamente neutras para 2030: por y para los ciudadanos. Consultado el 22 de noviembre del 2024. Disponible en la web: https://research-and-innovation.ec.europa.eu/document/download/9ab6a1a5-c5fa-4b85-8953-6a387d0e065f_es?filename=ec_rtd_mission-cities-citizens-summary_es.pdf

Velasco, T., Blanco, G. 1996. Descripción de la comunidad invernada de aves en un parque urbano. *Airo*, 1:26-35.

Verner, J. 1985. Assessment of counting techniques. *Current Ornithology*, 2:247-302.

Webster, B., Fuente, N., Díez, A. I. 2020. Guía de las aves urbanas de la ciudad de Vitoria-Gasteiz. Instituto Alavés de la Naturaleza - Arabako Natur Institutoa (IAN-ANI). Vitoria-Gasteiz.

Wilson, B., Chakraborty, A. 2013. The environmental impacts of sprawl: Emergent themes from the past decade of planning research. *Sustainability*, 5(8):3302-3327.

Woods, C. L., Cardelús, C. L., Scull, P., Wassie, A., Baez, M., Klepeis, P. 2017. Stone walls and sacred forests conservation in Ethiopia. *Biodiversity and Conservation*, 26:209-221.

Zipperer, W., Northrop, R., Andreu, M. 2020. Urban development and environmental degradation. En: Oxford research encyclopedia of environmental science. Oxford University Press, Oxford, 1-25.

Zugarrondo, J. M., Escala, M. C., Rodríguez, A. 1986. Estudio ornitológico de los parques y alrededores de Pamplona. *Serie Zool.*, 14.