



**UNIVERSIDAD DE BUENOS AIRES**

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales

Departamento de Ecología, Genética y Evolución

# **Urbanización y homogeneización estacional de las comunidades biológicas: diversidad de aves y ocurrencia de migradoras**

Tesis presentada para optar al título de Doctora de la Universidad de Buenos Aires en el área Ciencias Biológicas

**Florencia Elisa Curzel**

Directoras de tesis: María Isabel Bellocq (2017- 2019)

Julieta Filloy (2019- 2022)

Co- director de tesis: Lucas Matías Leveau

Consejero de estudios: Javier López de Casenave

Lugar de trabajo: Laboratorio de Ecología de Comunidades y Macroecología, Departamento de Ecología, Genética y Evolución, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires – Instituto de Ecología, Genética y Evolución de Buenos Aires (UBA-CONICET)

Buenos Aires, 2022



URBANIZACIÓN Y HOMOGENEIZACIÓN ESTACIONAL DE LAS COMUNIDADES BIOLÓGICAS:  
DIVERSIDAD DE AVES Y OCURRENCIA DE MIGRADORAS

## RESUMEN

En regiones de climas templados con marcada estacionalidad, la urbanización promueve una estabilidad estacional en el clima local. Además, el mantenimiento anual de la vegetación por parte del humano parece producir un amortiguamiento en la estacionalidad de los recursos para las aves. Las evidencias indican que en áreas urbanas hay una homogeneización estacional en la composición de especies de aves con respecto a áreas no urbanizadas posiblemente por un establecimiento diferencial de especies migradoras. Sin embargo, las facetas funcional y filogenética de la diversidad de aves, el rol que cumplen las migradoras y los procesos detrás de las respuestas al amortiguamiento en la estacionalidad de los recursos a lo largo de gradientes urbano-rurales no ha sido estudiado. El objetivo de la tesis fue analizar cómo y por qué la urbanización promueve la homogeneización estacional de los distintos componentes y facetas de la diversidad de aves; y en particular evaluar el rol de las especies migradoras dentro de un gradiente urbano-rural de Buenos Aires.. Particularmente en dos estaciones del año se estudiaron: 1) los recursos para las aves estimados con el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI); 2) la riqueza, equitatividad y composición taxonómica en los ensambles de aves, analizando la distribución de las especies migradoras dentro del gradiente; 3) la diversidad y composición de rasgos funcionales, identificando los rasgos asociados a las migradoras; 4) la diversidad y estructura filogenética de los ensambles, y los posibles procesos involucrados en la formación de las comunidades. Se encontró una tendencia al incremento del amortiguamiento estacional del NDVI al aumentar la urbanización. La riqueza, la equitatividad y la composición taxonómica disminuyeron su estacionalidad principalmente en niveles medios de urbanización; se observó un patrón similar para la diversidad de rasgos funcionales, aunque la composición de rasgos disminuyó su estacionalidad al incrementar la urbanización. La diversidad y estructura filogenética no mostraron diferencias estacionales a lo largo del gradiente. El área no urbana se caracterizó por tener agrupamiento filogenético en la etapa reproductiva, indicando conservación de los caracteres en la filogenia. Algunas especies migradoras llegan en la época reproductiva a los sitios más urbanizados generando modificaciones estacionales en la diversidad funcional de los ensambles. La homogeneización estacional de la diversidad taxonómica y funcional de aves, pero no su estructura filogenética, ocurre en niveles de urbanización moderada y escasa que presentan alta cobertura de espacios verdes que parecen ser evitados por las especies migradoras.

Palabras clave: diversidad, estacionalidad, gradiente urbano- rural, aves migradoras, NDVI.



## ABSTRACT

In temperate regions with strong seasonality, urbanization promotes seasonal stability in the local climate. In addition, the annual maintenance of vegetation by humans seems to produce a seasonal dampening of resources for birds. Evidence indicates that in urban areas there is a seasonal homogenization in bird species composition in relation to non-urbanized areas, possibly due to a differential establishment of migratory species. However, the functional and phylogenetic facets of bird diversity, the role of migratory species and the processes behind the responses to seasonal dampening of resources along urban-rural gradients have not been studied. The objective of the thesis was to analyze how and why urbanization promotes the seasonal homogenization of the different components and facets of bird diversity; and in particular to evaluate the role of migratory species within an urban-rural gradient of Buenos Aires.. Particularly in two seasons of the year, we studied: 1) bird resources estimated with Normalized Difference Vegetation Index (NDVI); 2) richness, evenness, and taxonomic composition of bird assemblages, analyzing the distribution of migratory species within the gradient; 3) diversity and composition of functional traits, identifying the traits associated with migratory species; 4) diversity and phylogenetic structure of the assemblages, and the possible processes involved in the formation of the communities. We found a trend of increasing seasonal dampening of NDVI with increasing urbanization. Richness, evenness, and specific composition decreased in seasonality mainly at medium levels of urbanization; a similar pattern was observed for diversity of functional traits, although traits composition had a seasonal dampening with increasing urbanization. Phylogenetic diversity and structure showed no seasonal differences along the gradient. The non-urban area was characterized by phylogenetic clustering in the breeding season, indicating conservation of characters in the phylogeny. Some migratory species arrive in the reproductive season to the most urbanized sites, generating seasonal modifications in the functional diversity of the assemblages. The seasonal homogenization of the taxonomic and functional diversity of birds, but not their phylogenetic structure, occurs in levels of moderate and scarce urbanization that present high coverage of green spaces that seem to be avoided by migratory species.

Key words: diversity, seasonality, urban- rural gradient, migrant birds, NDVI.



*A Pipo y a Jordi*

*A mis amigues*

*A mis xadres*





# AGRADECIMIENTOS

*"I wanna thank me for believing in me  
I wanna thank me for doing all this hard work  
I wanna thank me for having no days off  
I wanna thank me for, for never quitting"  
Snoop Dog*

Atravesar el doctorado fue un proceso que acarreó un crecimiento de muchísima hermosura, pero a su vez momentos difíciles. Algunos de estos últimos fueron compartidos con mi querido grupo de trabajo, como la partida de nuestra mentora y fundadora del ECoMa, Malé; otros con el mundo entero, como la pandemia que nos generó mucha incertidumbre y angustia. Pero las situaciones más complicadas fueron las que sola tuve que hacer frente, y que si no fuera por las personas que voy a nombrar a continuación hubiese perdido fuerzas:

En primer lugar, a Malé. Siempre que pienso en vos pienso en el mar de fueguitos que Eduardo Galeano nos relató en "El Mundo" en su Libro de los Abrazos. Las personas somos un mar de fueguitos, algunas con llamas débiles y otras más intensas. Nuestra coincidencia en esta vida fue cortita, pero alcanzó para que tus enseñanzas se impregnaran en mí y me dieran ganas de emprender este mundo de Ecología y Ciencia.

En segundo lugar, quiero agradecerle a Juli. Tomaste la batuta de este barco en un momento muy difícil, poniéndole toda la energía y ganas como si vos misma hubieses arrancado dirigiendo esta tesis. Siempre voy a apreciar todo lo que hiciste por mí, acompañándome en circunstancias donde todo era incierto.

A Lucas. Gracias Lucas por haber sido mi primer director en esta vida académica, haber escrito este proyecto que sin tu esfuerzo no me hubiese dado la beca que hoy me permitió doctorarme.

A mis queridos ECoMitas. No me alcanzan las palabras de agradecimiento para con ustedes. Me acompañaron en los momentos más difíciles de mi vida y me brindaron una amistad maravillosa. Sin su compañerismo no hubiese podido doctorarme ni haber salido adelante, sin lugar a duda. Gracias, gracias, gracias. Gracias a Carito Ramos, a Aldi, a Ani, a Martincito, a Santi y a José. Gracias a Pame y a la Pichu. Les quiero mucho.

A Cris, que lindo fue conocerte y que decidamos acompañarnos. Ya sabes todo.

A mi amigos, que son mi familia. En esos momentos que creía que no iba a poder seguir, donde todo se desmoronaba estaban ustedes. Les amo: Agus, Ani, Mine, Rube y Joni

A mis primas Abuz, Ari y Mili, mis hermanas. Mujeres hermosas con quienes pretendo recorrer toda mi vida.

A mi hermano Martín, te amo hermano. Gracias por irte a vivir conmigo por primera vez y acogerme en tu casa cuando no tenía a donde ir en medio de la pandemia. Gracias por tu apoyo en esos momentos donde necesité tu fuerza, porque yo me quedé sin la mía.

Y a mis xadres. A mi papá Osvaldo y mi mamá Laura. Los mejores xadres que alguien pudiera tener, no por ser perfectos, sino por amarme incondicionalmente. Por acompañarme y ayudarme, por darme fuerzas, por estar ahí cuando no sabía qué hacer. Por acudir a mi llamado cuando lo necesité. Les amo infinitamente

Gracias a la Universidad de Buenos Aires y todos los docentes e investigadores que hacen posible la educación pública, gratuita y de calidad. Gracias a todos los miembros del Departamento de Ecología, Genética y Evolución a los cuales voy a extrañar un montón.

Muchísimas gracias a los jurados que se interesaron y accedieron a evaluar mi trabajo.

# ÍNDICE

Resumen .....	3
Abstract.....	5
Agradecimientos .....	9
I. Introducción general .....	15
1.1. La urbanización y sus impactos .....	15
1.1. Homogeneización estacional de la biota.....	17
1.2. Componentes y facetas de la diversidad .....	17
1.3. Hipótesis, objetivo general y objetivos específicos de la tesis.....	20
1.4. Organización de la tesis .....	21
II. Materiales y métodos generales.....	25
2.1. Área de estudio .....	25
2.1. Diseño general de estudio .....	26

2.1.1. las aves como modelo de estudio.....	
2.2. Relevamiento de aves .....	31
2.3. Medición del porcentaje de superficie impermeable.....	32
III. Urbanización y amortiguamiento estacional de la disponibilidad de recursos para las aves	33
3.1. Introducción.....	33
3.2. Objetivo general .....	35
3.2.1. Objetivos específicos.....	
3.3. Hipótesis y predicciones .....	35
3.4. Materiales y métodos.....	35
3.4.1. Estimación del NDVI.....	
3.4.2. Análisis de datos .....	
3.5. Resultados .....	36
3.6. Discusión.....	43
IV. Nivel de urbanización, ocurrencia de migradoras y homogeneización taxonómica estacional.....	47
4.1. Introducción.....	47
4.2. Objetivos .....	50
4.2.1. Objetivo general .....	
4.2.2. Objetivos particulares .....	
4.3. Hipótesis y predicciones .....	50
4.4. Materiales y Métodos.....	51
4.4.1. Diversidad taxonómica .....	
4.4.2. Análisis de datos .....	
4.5. Resultados .....	53
4.6. Discusión.....	61
V. La respuesta estacional de la diversidad y la composición de rasgos funcionales a la urbanización .....	67
5.1. Introducción.....	67
5.2. Objetivos .....	69

5.2.1.	Objetivo general .....	
5.2.2.	Objetivos particulares .....	
5.3.	Hipótesis y predicciones .....	69
5.4.	Materiales y métodos.....	70
5.4.1.	Elección de rasgos funcionales .....	
5.4.2.	Estimación de la diversidad alfa funcional y diferencias entre etapas de la composición de rasgos funcionales .....	
5.4.3.	Análisis de datos .....	
5.5.	Resultados .....	74
5.6.	Discusión.....	82
VI.	Urbanización, estacionalidad y estructura filogenética de las comunidades de aves	87
6.1.	Introducción.....	87
6.2.	Objetivos .....	89
6.2.1.	Objetivo general .....	
6.2.2.	Objetivos particulares .....	
6.3.	Hipótesis y predicciones.....	89
6.4.	Materiales y métodos.....	90
6.4.1.	Obtención del árbol filogenético.....	
6.4.2.	Estimación de la diversidad y la distancia filogenéticas entre etapas de reproducción	90
6.4.3.	Análisis de datos .....	
6.5.	Resultados .....	92
6.6.	Discusión.....	100
VII.	Consideraciones finales .....	105
Anexo	.....	111
VIII.	Literatura citada.....	133



# INTRODUCCIÓN GENERAL

## 1.1. LA URBANIZACIÓN Y SUS IMPACTOS

Desde sus inicios, el ser humano ha modificado el entorno para su supervivencia generando grandes cambios en el uso y cobertura del suelo (Ellis & Ramankutty, 2008; Foley et al., 2005; Goldewijk & Ramankutty, 2004; Smith, 2007). La deforestación, la disminución de los pastizales y el consumo de combustibles fósiles derivado de las actividades humanas han degradado las condiciones ambientales incrementando la concentración de CO<sub>2</sub> en la atmósfera, generando pérdida de biodiversidad y cambios globales y regionales en el clima (Chapin III et al., 2000; Foley et al., 2005; Goldewijk & Ramankutty, 2004). Estas alteraciones provocadas por el hombre son tales que estructuran la biósfera terrestre y los procesos asociados, acuñando la concepción de “biomas antropogénicos” o “antromas” (Alessa & Chapin, 2008; Ellis & Ramankutty, 2008).

Para la construcción de los antromas, Ellis & Ramankutty (2008) se han basado en el tipo de población (urbana y no urbana), en el uso de la tierra (urbanización, cultivos, pasturas, irrigación y arroceras) y el uso del suelo (árboles y suelo desnudo); aquello considerado como antropogénico y no natural fue estratificado en función de la densidad poblacional. En todos los biomas existe población urbana, la mayoría vive en los biomas denominados “Asentamientos Densos”, el cual tiene una sustancial área urbana, y en “Pueblos”, que corresponden a asentamientos agrícolas densos. Sin embargo, estos biomas corresponden solo al 7% de la superficie libre de hielo sobre la Tierra (Ellis & Ramankutty, 2008) en un mundo cada vez más poblado donde se estima que para el 2050 la población humana aumente un 20% (ONU, 2019) con la consecuente expansión de las áreas urbanas.

La urbanización es el aumento de la ocupación humana, que trae aparejados cambios sustanciales en el paisaje (McDonnell & Pickett, 1990; McKinney, 2006). La construcción de ciudades y el sustento de las mismas acarrea la fragmentación y pérdida del hábitat natural que genera pérdida de la biodiversidad (Elmqvist et al., 2013; Grimm et al., 2008; Marzluff & Ewing, 2001; McDonald et al., 2020; Xu et al., 2018). En relación con los ambientes naturales, se observa una disminución de la diversidad, tanto la riqueza específica como la equitatividad en la mayoría de los ensamblajes, mientras que las aves y artrópodos muestran un aumento de la abundancia (Faeth et al., 2011; Grimm et al., 2008). Sin embargo, es posible preservar la biodiversidad en las áreas urbanas mejorando la conectividad de los ecosistemas y preservando los hábitats nativos de las especies en las áreas urbanas (Nilon et al., 2017). Un mayor conocimiento de los patrones y procesos ecológicos que dan lugar a las respuestas y adaptaciones de las especies en las ciudades permiten la conservación y mantenimiento de la biodiversidad (Rega-Brodsky et al., 2022).

A gran escala, el crecimiento urbano genera homogeneización biótica, que consiste en un aumento en la similitud de las características genéticas, taxonómicas y funcionales de dos o más biotas, producido por las invasiones de especies ampliamente distribuidas y extinciones de especies nativas (Olden, 2006; Olden & Rooney, 2006). Por otro lado, se ha encontrado que existe una homogeneización de la composición de las comunidades de aves a medida que aumenta la distancia geográfica (Fillooy et al., 2015), donde la riqueza de especies de aves decae en las zonas rurales mientras que en los centros urbanos se mantiene relativamente constante con el aumento de la latitud. La relación de la riqueza de especies en las zonas rurales puede explicarse por las condiciones climáticas que se modifican latitudinalmente. Además la composición de las especies de aves de los centros urbanos se parece más que las comunidades de zonas rurales, a medida que aumenta la distancia geográfica (Fillooy et al., 2015). Estos patrones muestran que la urbanización



homogeneiza la biodiversidad a una escala global espacial, reemplazando la biota nativa por especies introducidas por el humano (McKinney & Lockwood, 1999).

## 1.1. HOMOGENEIZACIÓN ESTACIONAL DE LA BIOTA

La urbanización produce homogeneización estacional de la biota, es decir la flora y fauna urbana no cambia entre estaciones (Leveau et al., 2015). Por un lado, en las áreas urbanas ocurre un fenómeno llamado “isla de calor urbana”, en el cual la temperatura en los centros urbanos es mayor en relación a las áreas circundantes (Parlow, 2011). Este fenómeno se intensifica en ciudades con mayor densidad poblacional y cobertura de superficie impermeable y menor cobertura de vegetación y agua, generando que las temperaturas en invierno aumenten y disminuyan las diferencias climáticas entre estaciones (Leveau, 2018; Parris & Hazell, 2005; Shochat et al., 2006). En las áreas urbanas, los periodos de crecimiento y floración de la vegetación se extienden y comienzan antes debido al amortiguamiento estacional de la temperatura producto de la isla de calor (Imhoff et al., 2000; Mimet et al., 2009; Neil & Wu, 2006). Los artrópodos se ven influenciados fuertemente por la temperatura y el efecto estabilizante de las estaciones que produce la isla de calor podría influir en la estacionalidad de la riqueza y abundancia de los mismos (Leveau, 2018; McIntyre et al., 2001). Otro clado que se ve impactado por la isla de calor urbana es el de las aves, donde muchas especies utilizan la ciudad como refugio durante el invierno, mientras que sus conespecíficos de áreas rurales migran (Evans et al., 2012; Tryjanowski, Sparks, et al., 2015).

La estacionalidad de los recursos también se ve afectada por la urbanización. Los habitantes de las ciudades manipulan la disponibilidad de recursos de la fauna urbana. La poda de árboles, el riego constante, el cortado del césped, el suministro de nutrientes y la plantación de árboles perennes también aumentan los periodos de crecimiento de la flora urbana (Leong & Roderick, 2015; Loram et al., 2011). La vegetación constante anual implica disponibilidad de recursos para la fauna urbana, como las aves y los artrópodos, durante todo el año estabilizando estacionalmente sus atributos comunitarios (Leveau, 2018; Shochat et al., 2006). Además, durante el año el humano provee a las aves de alimento como semillas, desechos o néctar y constituye un factor estabilizante estacional de las comunidades (Evans et al., 2012; Jokimäki et al., 1996; Jones, 2011; Robb et al., 2008; Tryjanowski et al., 2015).

## 1.2. COMPONENTES Y FACETAS DE LA DIVERSIDAD

Los cambios producidos por la actividad humana sobre la superficie de la tierra han generado alteraciones en la diversidad biológica, como extinciones masivas de especies y modificaciones en las distribuciones de los organismos (Chapin III et al., 2000). Tradicionalmente, los estudios de diversidad se centraron en estimar la diversidad taxonómica a través de la riqueza de especies (número de especies) (Gotelli & Colwell, 2011), sin embargo la riqueza como medida de cambios en la diversidad es limitada (Hillebrand et al., 2018). Por ejemplo, un componente clave de la diversidad taxonómica de una comunidad que complementa la riqueza de especies es la equitatividad, que indica de qué manera están distribuidas las abundancias relativas de las especies (Pielou, 1966). Las abundancias relativas de las especies y las dominancias de las comunidades se ven modificadas gracias a factores antropogénicos, de hecho, la equitatividad responde más rápidamente que la riqueza a las alteraciones ambientales dadas por la actividad humana (Hillebrand et al., 2008). Además de estimar la diversidad local de una comunidad (alfa), es posible estudiar los cambios en la composición de especies entre comunidades con la diversidad beta. Este último es un concepto complejo y es necesario tener en cuenta la pregunta para poder aplicarlo correctamente (Calderón-Patrón et al., 2012)

La mayoría de los estudios han sido enfocados en la diversidad taxonómica, sin embargo, la diversidad funcional y filogenética son necesarias para realizar un análisis completo de la diversidad (Swenson, 2011). La riqueza de especies y la diversidad funcional y filogenética no están siempre correlacionadas, y el impacto de las actividades humanas puede verse reflejado solo en estas últimas (Flynn et al., 2009). La diversidad funcional es el valor y rango de los rasgos funcionales de los organismos presentes en un ecosistema, los cuales representan las características de los individuos que son importantes en respuesta al ambiente y/o sus efectos en el funcionamiento del ecosistema (Díaz & Cabido, 2001). Con los rasgos funcionales pueden verse las capacidades que tienen los organismos de habitar determinado ambiente y, en un contexto de cambio climático y de uso de la tierra tan intensos, el estudio de estas características de los organismos es fundamental (Díaz et al., 2007). Además, es posible relacionar los rasgos funcionales con los mecanismos de formación de ensamblajes. La formación de ensamblajes es un conjunto de mecanismos secuenciales que explican cómo las especies pueden establecerse en un sitio en función de las condiciones ambientales. En primer lugar, las especies deben poder llegar al sitio (dispersión). Luego, ocurre el mecanismo de filtrado ambiental (*sensu stricto*), en el cual las especies que logran llegar a un sitio deben poder tolerar las condiciones ambientales abióticas en ausencia de otras especies. Luego de que las especies hayan podido arribar y superar los filtros ambientales, el próximo paso que deben enfrentar es la interacción negativa con otras especies que habitan en la locación (Kraft et al., 2015). En el caso de la

competencia interespecífica, las especies compiten por un recurso que está en déficit o se perjudican mutuamente en el proceso de obtención del recurso en caso de que este se encuentre disponible. La coexistencia de las especies competitivas puede ocurrir gracias a que en algún momento de la historia evolutiva las mismas divergieron en esa dimensión de nicho (Emerson & Gillespie, 2008).

La diversidad filogenética es el grado de diferencias en la historia evolutiva de una comunidad (Cadotte & Tucker, 2017). Así como la diversidad funcional puede reflejar cómo la comunidad responde a los cambios ambientales, la diversidad filogenética expresa la capacidad que tiene la comunidad en generar soluciones evolutivas para persistir en función de esos cambios ambientales (Forest et al., 2007; Meynard et al., 2011). Comunidades con una historia evolutiva conjunta es más probable que tengan especies con rasgos fenotípicos similares entre sí (Webb, 2000; Webb et al., 2002) y posiblemente su habilidad de establecerse y superar los filtros ambientales compartidos vuelva a esa comunidad más vulnerable a la pérdida de clados enteros con los cambios generados por las actividades humanas (Faith, 2008). Sin embargo, es posible que especies distantes filogenéticamente compartan rasgos fenotípicos y esto genere que las comunidades tengan una mayor diversidad filogenética (Emerson & Gillespie, 2008).

Los mecanismos de formación de ensamblajes tienen consecuencias en la estructura filogenética de la comunidad en función de cómo los caracteres involucrados en la formación de ensamblajes estén distribuidos en la historia evolutiva de las especies, ya sean convergentes (i.e.: el surgimiento del carácter se dio de manera independiente) o conservados (i.e.: el carácter fue adquirido por un antepasado común). En ambientes donde el filtrado ambiental modela a las comunidades, si el carácter está conservado en la filogenia entonces las especies de la comunidad estarán más relacionadas que lo esperado por azar respecto al conjunto regional de especies, es decir tendrán agrupamiento filogenético. En caso de que el carácter sea convergente, las especies de la comunidad estarán más distantes filogenéticamente entre sí, lo que se denomina sobredispersión filogenética. Cuando la competencia forma las comunidades, para que estas especies puedan coexistir, la comunidad quedará estructurada de forma opuesta a lo que se da gracias al filtrado ambiental. Cuando los caracteres están conservados en la filogenia, las comunidades resultantes tendrán especies que estarán menos emparentadas entre sí que lo esperado por azar, mientras que, si los caracteres son convergentes, el patrón observado será de agrupamiento filogenético (Cadotte & Tucker, 2017; Emerson & Gillespie, 2008; Webb et al., 2002).

### 1.3. HIPÓTESIS, OBJETIVO GENERAL Y OBJETIVOS ESPECÍFICOS DE LA TESIS

En áreas urbanas de climas templados se ha encontrado una menor o ninguna diferencia de los atributos comunitarios de las aves entre las etapas reproductiva (primavera- verano) y no reproductiva o de invernada (otoño- invierno) en relación a áreas rurales y naturales, tanto en la riqueza de especies (Catterall et al., 1998; Caula et al., 2008; Leveau et al., 2015) como en la composición (La Sorte et al., 2014; Leveau et al., 2015). Este patrón es lo que se ha denominado homogeneización estacional de las comunidades de aves en las áreas urbanas. Hasta nuestro conocimiento, la influencia de la urbanización en la estacionalidad de la diversidad alfa y beta funcional y filogenética de aves no se ha estudiado a lo largo de gradientes urbano-rurales, abarcando distintos sectores socioeconómicos. En estas facetas de la diversidad, ¿hay homogeneización estacional?

Otro aspecto no explorado es el rol que las aves migradoras podrían tener en esa homogeneización. La composición de las aves se modifica estacionalmente debido a cambios en las proporciones de aves “residentes” y “migradoras” en distintas épocas del año (Avery & Van Ripper III, 1989; Herrera, 1981). Existen distintos tipos de movimientos por parte de las aves. Dentro de los movimientos migratorios existen los viajes al hemisferio opuesto respondiendo a cambios estacionales de los recursos alimenticios gracias a alteraciones en la temperatura dadas por las estaciones en altas latitudes. Por otra parte, las migraciones pueden darse desde altas a bajas latitudes asociadas a los cambios estacionales en el alimento, el cual, a diferencia del caso anterior, los destinos y distancias no se mantienen necesariamente año a año. Las aves residentes también tienen movimientos estacionales, donde algunas especies luego de la reproducción se dispersan en busca de sitios ricos en alimento para volver nuevamente al área reproductiva en la primavera (Newton, 2011). Las aves migradoras podrían contribuir a la homogeneización estacional al volverse residentes en las áreas urbanas en la etapa de invernada ya que la utilizan de refugio durante la estación desfavorable. Por otro lado, pueden evitar las áreas urbanas debido a la falta de estacionalidad de los recursos y por tener menos tiempo de adaptación a las condiciones ambientales que las especies residentes (Bonnet-Lebrun et al., 2020; Leveau, 2018; Croci et al., 2008; Hurlbert & Haskell, 2003; Loram et al., 2011; Park & Lee, 2000).

El objetivo general de esta tesis es contribuir al conocimiento de cómo y por qué la urbanización genera homogeneización estacional de la diversidad de las comunidades de aves. Se propone analizar los cambios en la diversidad alfa y beta taxonómica, funcional y filogenética entre dos etapas reproductivas de las aves que involucran estaciones del año

contrastantes, reproductiva (primavera-verano) y no reproductiva o de invernada (otoño-invierno), explorando el patrón estacional de recursos y estudiando el rol que cumplen las aves migradoras en un gradiente urbano- rural. La hipótesis de trabajo es que a medida que aumentan los niveles de urbanización, incrementa el amortiguamiento estacional (i.e., disminuyen las diferencias estacionales) del clima y los recursos conduciendo a una homogeneización estacional de los atributos de las comunidades de aves ya que las aves migradoras se ven expulsadas de las áreas más urbanizadas debido a la falta del excedente de recursos que se esperan en la época reproductiva. La predicción que se desprende de esta hipótesis es que a medida que aumentan los niveles de urbanización disminuirán las diferencias estacionales de los niveles de recursos, esto generará una menor ocurrencia de especies de aves migradoras en las áreas más urbanizadas y en consecuencia la diversidad alfa y beta taxonómica, funcional y filogenética disminuirán sus diferencias entre etapas.

Los objetivos particulares son:

1. Estudiar el amortiguamiento estacional de la disponibilidad de recursos asociados con la vegetación para las aves como consecuencia del incremento en los niveles de urbanización.
2. Evaluar la homogeneización estacional de la diversidad taxonómica y la composición de especies de aves en un gradiente urbano - rural e identificar la contribución de las especies migradoras.
3. Analizar el patrón estacional de la diversidad funcional y de la composición de rasgos funcionales de aves e identificar la influencia de los rasgos funcionales asociados a las aves migradoras, explorando posibles mecanismos que expliquen la formación de ensamblajes a lo largo de un gradiente urbano - rural.
4. Estudiar los cambios entre etapas en la diversidad y relaciones filogenéticas de las especies, identificando el grado de parentesco entre las especies de los ensamblajes en general y de las especies migradoras en particular en el gradiente urbano- rural

## 1.4. ORGANIZACIÓN DE LA TESIS

La tesis consiste en siete capítulos. En el capítulo 1 se presenta la Introducción general describiendo el marco teórico y antecedentes de la tesis. Se describen los principales impactos de la urbanización sobre la biodiversidad y el ambiente, haciendo foco en el clima y los manejos que el ser humano realiza en las áreas urbanas que influyen en la estacionalidad de las comunidades de flora y fauna urbana. Se explica la importancia del estudio de las distintas facetas y componentes de la diversidad. Se detallan las hipótesis y

objetivos de la tesis. En el capítulo 2 se desarrollan los Métodos Generales utilizados para estudiar la respuesta de las comunidades de aves a la estacionalidad en cinco sectores dentro de un gradiente urbano-rural en Buenos Aires, incluyendo una descripción del área de estudio, el diseño del trabajo y relevamiento de aves. El capítulo 3 se focaliza en el análisis estacional de los recursos para las aves en los cinco sectores dentro del gradiente urbano-rural. A partir del procesamiento de imágenes satelitales, se analiza cómo varía estacionalmente el Índice de Diferencia de Vegetación Normalizada como un indicador de la disponibilidad de recursos en el área urbana respecto al área no urbana. En los capítulos 4, 5 y 6 se describen los patrones de diversidad alfa y beta taxonómica, funcional y filogenética respectivamente, de las aves presentes en los diferentes sectores del gradiente urbano-rural, entre las dos etapas correspondientes a las épocas de invernada y reproducción de las aves. Se analiza la ocurrencia de especies migradoras, sus rasgos funcionales y relaciones filogenéticas con las demás especies a lo largo del gradiente y en las etapas de reproducción consideradas para evaluar su contribución a los patrones observados. Además, se evalúa la consistencia con el patrón de recursos encontrado en el capítulo 3. En los capítulos 5 y 6, a través del estudio de modelos nulos para la diversidad funcional y filogenética respectivamente, se estudia el grado de apartamiento de una estructura aleatoria de los ensambles para evaluar las evidencias acerca de los posibles mecanismos de formación de ensambles de aves a lo largo del gradiente urbano-rural, y su consistencia estacional. Finalmente, el capítulo 7 consiste en una integración de todas las conclusiones obtenidas en los capítulos previos, y su contribución al avance del conocimiento desde una perspectiva teórica y aplicada.







## MATERIALES Y MÉTODOS GENERALES

### 2.1. ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio abarcó aproximadamente 17000 km<sup>2</sup> donde se estableció un gradiente urbano- rural. El mismo estuvo constituido por el Gran Buenos Aires (GBA), que incluye la Ciudad de Buenos Aires y 24 partidos de la provincia de Buenos Aires (INDEC, 2003) con un poco más de 12 millones de habitantes concentrando el 32 % de la población total del país (Instituto Nacional de Estadística y Censos (INDEC), 2010); y a los sectores periurbanos y rurales que rodean al Gran Buenos Aires. La misma está localizada en la Pampa Ondulada y la Pampa Deprimida (Figura II-1) (Oyarzabal et al., 2018). En el ambiente original predominaba la pseudoestepa mesofítica de plumerillo blanco (*Bothriochloa lagurioides*) y de hierbas perennes de *Nassella sp.* Al sur, el tipo de vegetación va cambiando hacia praderas de halófitas e higrófitas a medida que se ingresa en la Pampa Deprimida (Oyarzabal et al., 2018). El clima es templado sin estación seca con veranos calurosos (Peel et al., 2007), con una temperatura media anual de 18 °C y precipitaciones anuales de 1100 mm (Burkart et al., 1999; Cabrera, 1971).

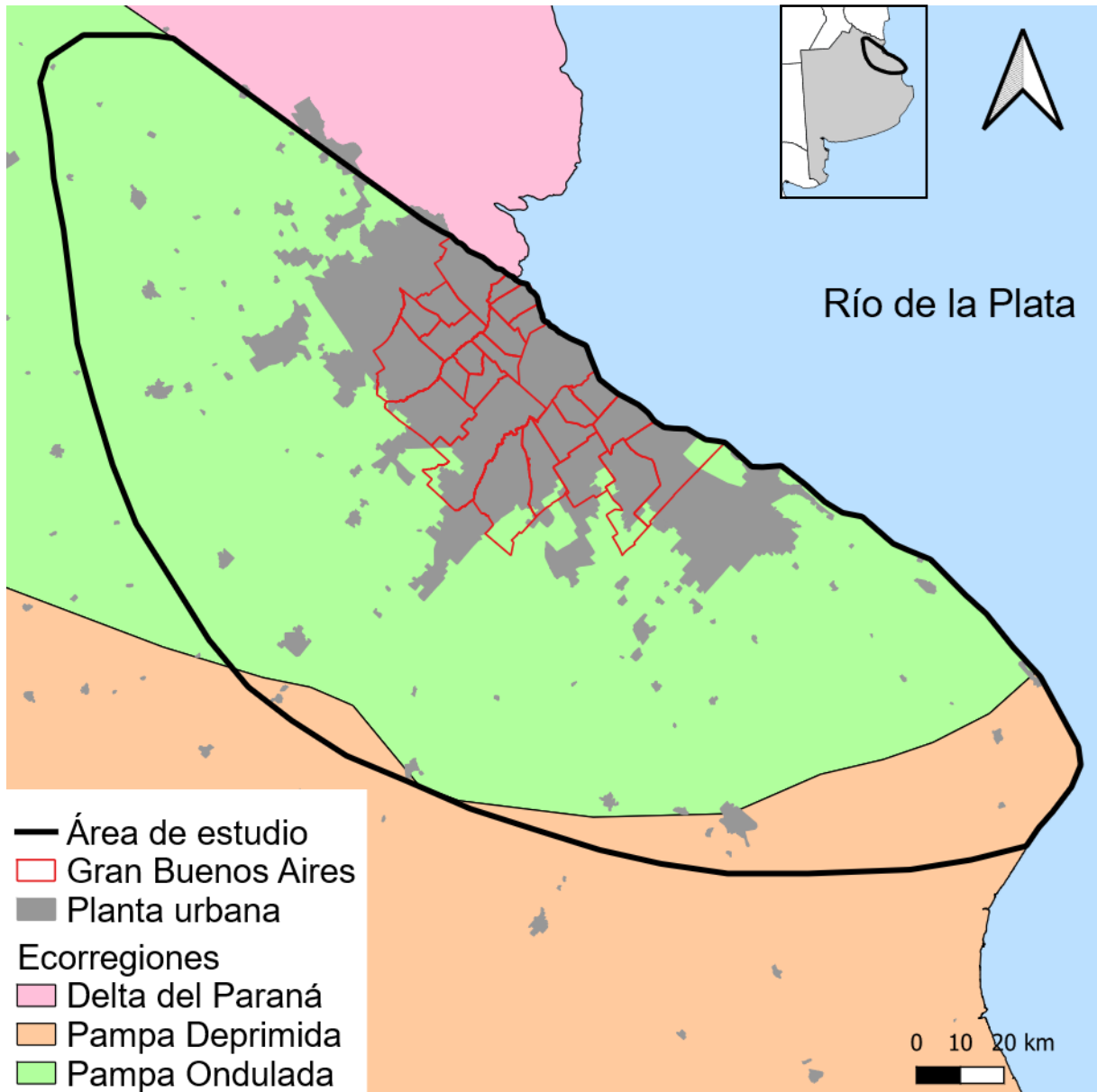


Figura II-1. Área de estudio con la delimitación del Gran Buenos Aires y la planta urbana. La planta urbana corresponde al área urbana aproximada que incluye la zona contigua de la división del territorio en manzanas edificadas, cuyos límites son reconocibles (Instituto Geográfico Nacional).

## 2.1. DISEÑO GENERAL DE ESTUDIO

Los estudios en gradientes urbano-rurales permiten examinar cambios en la flora y fauna desde el centro urbano hasta los alrededores menos alterados. En el gradiente se establecen cambios físicos que influyen el hábitat disponible para las especies nativas, a medida que nos acercamos al centro urbano se incrementa la cobertura de superficie impermeable y la densidad de la población, modificando las características físicas del hábitat disponible como la temperatura y las lluvias. Se genera un gradiente de pérdida de hábitat, donde el ambiente se vuelve más fragmentado con la consecuente pérdida de diversidad (McKinney, 2002).

El Gran Buenos Aires, gracias a su constitución histórica, es un aglomerado urbano idóneo para el estudio. Hacia mitad del siglo XIX la población de la Ciudad de Buenos Aires se concentraba en los alrededores del puerto de dicha ciudad, que, con la extensión de las líneas del ferrocarril hacia el norte y oeste además del crecimiento de las industrias hacia el sur, creció en forma tentacular alrededor de 1910 (Di Virgilio & Vio, 2009). Paralelamente, en el contexto de fuerte inmigración dado hasta la década de 1930, el área urbana se extendió por estas líneas generándose un proceso de dispersión residencial y de distribución de la población transformando tierra rural en tierra urbana consolidando a la Ciudad de Buenos Aires como centro de organización territorial. A pesar de la creciente extensión del área urbana, en el sur de la Ciudad y el actual partido de Avellaneda se dio lugar a los inquilinatos y conventillos por la gran demanda habitacional producto de la inmigración. Posteriormente hacia la de década de 1960, se amplía la frontera urbana hacia lo que se conoce primera corona (o cordón) del conurbano bonaerense (definida como un anillo de partidos que rodean la Ciudad de Buenos Aires (INDEC, 2003)). Este proceso de urbanización se da gracias al acceso a la tierra para los trabajadores y la clase asalariada, la expansión de la red de ferrocarriles y la constitución de industrias que implicaron oportunidades de empleo para la población rural. Se genera un crecimiento casi exponencial en los municipios del conurbano aparejado con un uso mixto de zonas residenciales e industriales. Comienza la construcción de edificios de gran altura en algunos sectores de la Ciudad de Buenos Aires, en contraste con las casas bajas que la caracterizaban y da comienzo a un proceso de densificación de la población. Los estratos de bajos ingresos se establecen en las periferias de los centros urbanos y en la Ciudad se establecen las *villas miseria*. Entre los años 1960 y 1980, casi el 40% de la población del país se concentra en el Gran Buenos Aires, culminando la urbanización de la segunda corona del conurbano (continuación geográfica de los partidos que rodean a la primera corona (INDEC, 2003)). Los estratos de altos ingresos ocuparon las zonas residenciales periféricas gracias a los accesos viales en el Gran Buenos Aires.

Se estableció en el área de estudio, un área urbana y no urbana, categorizadas en sectores: Alta, Moderada y Escasamente Urbanizado y Periurbano y Rural, respectivamente (Figura II-2).

Gradiente urbano- rural		
Área urbana	  	<p><b>Altamente Urbanizado</b>  <b>100%-67% superficie impermeable.</b>  <u>Descripción:</u>                      Las calles y veredas se caracterizaban por estar cementadas, con poca o nula cobertura de césped. Presencia de estrato arbóreo. Abundancia de edificios altos (mayores a tres pisos).</p> <p><b>Moderadamente Urbanizado</b>  <b>66%-34% superficie impermeable.</b>  <u>Descripción:</u>                      Las calles estaban cementadas, con veredas cubiertas de césped, suelo desnudo y cemento. Presencia de estrato arbóreo. Predominancia de edificios bajos (menores a tres pisos).</p> <p><b>Escasamente Urbanizado</b>  <b>33%-5% superficie impermeable.</b>  <u>Descripción:</u>                      Las calles en su mayoría no estaban cementadas, las veredas de tierra o césped, con algunas entradas cementadas. Predominancia de estrato arbóreo maduro. Baja densidad de edificaciones menores a tres pisos dentro de una manzana.</p>
Área no urbana	 	<p><b>Periurbano</b>  <u>Descripción:</u>                      Usos de la tierra heterogéneos y sin planificar, ligados a la producción de alimentos, como la horticultura y la ganadería; y presencia de asentamientos humanos, como barrios privados o marginales (Di Pace &amp; Caride Bartrons, 2012).</p> <p><b>Rural</b>  <u>Descripción:</u>                      Dominan usos de la tierra homogéneos de grandes extensiones ligados a la producción de alimentos como la agricultura y la ganadería (Bilencia et al., 2012).</p>

Figura II-2. Esquema explicativo del gradiente urbano rural utilizado en el presente trabajo.

Se definen las áreas urbanas como aquellas con un porcentaje mayor a 50% de superficie impermeable a escala de “ciudad” (Marzluff et al., 2001), donde se llama “superficie impermeable” a características antropogénicas donde el agua no puede infiltrarse en el suelo, como edificaciones, calles, veredas, piletas, monumentos (Weng, 2011). Teniendo en cuenta esta definición se categorizó el área urbana en los tres sectores siguiendo los lineamientos de Filloy et al. (2019), dónde un porcentaje de 100%-67% se considera como Altamente Urbanizado (A), mientras que 66%-34% como Moderadamente Urbanizado (M) y de 33%-5% como Escasamente Urbanizado (E); porcentajes menores a 5% ya no se considera área urbana. Para estimar el porcentaje de superficie impermeable se utilizaron imágenes satelitales de alta resolución espacial disponibles en Google Earth, a una altura de ojo de 700 m aproximadamente, y se estimó visualmente el porcentaje en una superficie de un cuadrado cercano a 9 ha (3 manzanas por 3 manzanas) (Figura II-3).

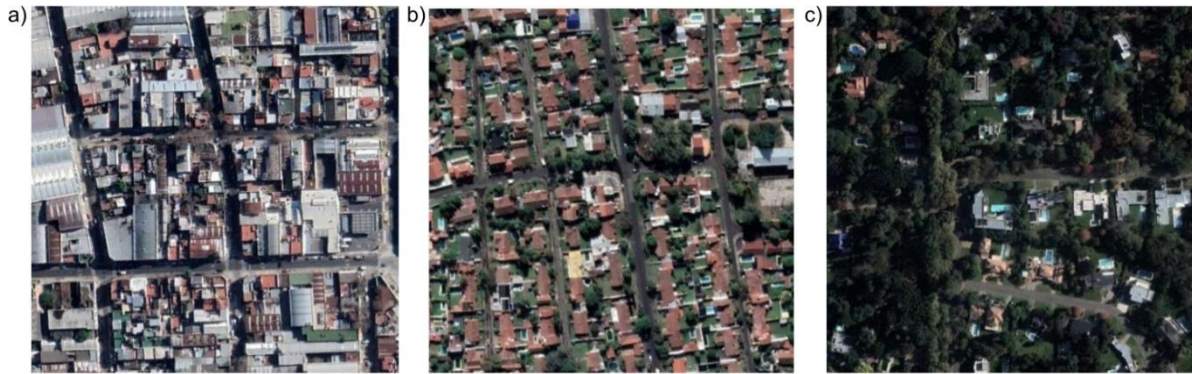


Figura II-3. Sectores del área urbana a una escala espacial de 9ha, a- Altamente Urbanizado. b- Moderadamente Urbanizado. c- Escasamente Urbanizado.

Se entienden a las áreas no urbanas como aquellas con una superficie impermeable menor a 5% y que rodean a las ciudades (Filloy et al., 2019). Se categorizó el área no urbana en dos sectores en función del uso de la tierra: Periurbano y Rural. Se define como periurbano desde un punto de vista ecológico a una zona de transición entre la “ciudad” y el “campo” (Barsky, 2005; Di Pace & Caride Bartrons, 2012). Es un paisaje heterogéneo, debido a que su crecimiento no ha sido planificado y presenta actividades como horticultura, floricultura, ganadería marginal, extracción de tierras para la construcción y asentamientos humanos como barrios privados o “countries” o barrios marginales (Di Pace & Caride Bartrons, 2012). En la zona de la Pampa Ondulada donde se encuentra el 70% de las transectas correspondientes al sector rural del estudio, predominan los cultivos mientras que el resto de las transectas ubicadas sobre la “Pampa Deprimida”, la actividad que domina es la ganadería (Bilenca et al., 2012).

Luego de sectorizar el área de estudio, se ubicaron 20 transectas en cada sector, de manera de abarcar y representar a este lo mejor posible. Las transectas fueron de 100 m x 50 m separadas por al menos 200 m y con un total de 100 (Figura II-4).

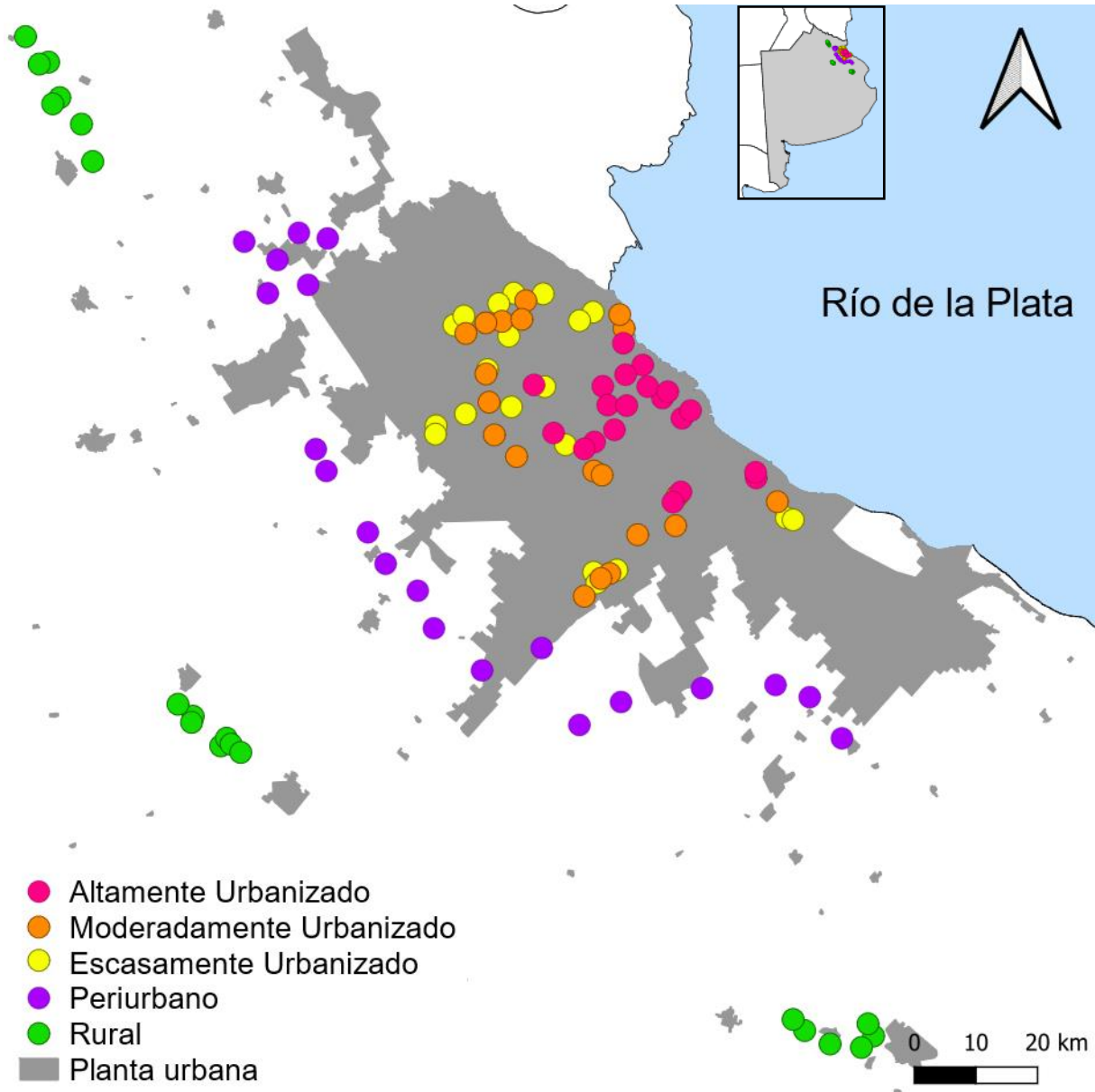


Figura II-4. Sitios de muestreo con la planta urbana. Cada punto es el centro de una transecta.

### 2.1.1. LAS AVES COMO MODELO DE ESTUDIO

Las aves son uno de los taxa más estudiados en los ambientes urbanos, ya que funcionan como modelo de estudio para analizar cómo la urbanización influye sobre la biodiversidad (Faeth et al., 2011). Las aves se distribuyen a lo largo de gradientes antropogénicos y responden a los cambios ambientales (Browder et al., 2002; Filloy et al., 2018). Por otro lado, son responsables de servicios ecosistémicos importantes como la

polinización, control de plagas y dispersión de semillas (Sekercioglu, 2006). Asimismo, algunas especies son consideradas ingenieras ecosistémicas, debido a que ciertas especies como por ejemplo el Hornero (*Furnarius rufus*), construye nidos que su estructura funciona como refugio y nidos para otras especies (Tremoleras, 1929).

Particularmente en Argentina, Narosky & Yzurieta (2010) definieron tres categorías de especies migradoras que realizan movimientos latitudinales: 1) aquellas que nidifican en el hemisferio norte hallándose aquí mayoritariamente en primavera- verano del hemisferio sur (septiembre a marzo) (e.g.: Golondrina Tijerita (*Hirundo rustica*); 2) las que nidifican en Argentina en primavera- verano del hemisferio sur (septiembre a marzo) y migran al norte al finalizar dicho periodo (e.g.: Tijereta (*Tyrannus savanna*); y 3) aquellas que nidifican en primavera y verano del hemisferio sur (septiembre a marzo) en la Patagonia y en otoño-invierno (marzo a septiembre) migran al norte del país (e.g.: Calandria Real (*Mimus triurus*). Son distinguibles dos etapas en las que las especies realizan movimientos migratorios: la etapa reproductiva de las aves, correspondientes a las estaciones de primavera y verano; y la etapa no reproductiva o invernada, que corresponde a las estaciones de otoño e invierno (Hurlbert & Haskell, 2003)

## 2.2. RELEVAMIENTO DE AVES

Para el relevamiento de aves, se visitaron las 100 transectas en dos periodos, primavera-verano (pri-ver) y otoño-invierno (oto-inv), que en este trabajo llamaremos “etapas”. La etapa pri-ver abarcó desde noviembre 2017 a enero 2018, correspondiendo a lo que se conoce como la etapa reproductiva de las aves periodo de tiempo el cual nidifican en el hemisferio sur. La etapa oto-inv fue durante mayo 2018 a junio 2018, correspondiendo a la etapa no reproductiva de las aves en el hemisferio sur (de la Peña, 2013), de modo de quedar establecidas dos etapas: reproductiva y no reproductiva. Los relevamientos se realizaron hasta cuatro horas luego del amanecer. Las transectas se visitaron en orden aleatorio dentro de cada periodo, de este modo cada sector fue muestreado en diferentes momentos dentro de cada estación.

Para relevar las aves se utilizó el método de transecto en franjas (Ralph et al., 1996). El mismo consistió en recorrer las transectas en aproximadamente 5 minutos, registrando aquellas que fueran vistas u oídas (se excluyeron a los individuos que pasaron volando alto por encima de los edificios o copa de los árboles). Los avistamientos fueron realizados por dos observadores experimentados (la tesista y otro observador). Paralelamente a las observaciones, se grabaron los cantos en caso de que existieran especies dudosas para su

posterior identificación. El esfuerzo de muestreo total fue de 15:20hs, en promedio cada transecta costó 4 minutos  $\pm$  0.001 segundos.

### 2.3. MEDICIÓN DEL PORCENTAJE DE SUPERFICIE IMPERMEABLE

El porcentaje de superficie impermeable fue estimado en un radio de 50 m tomando el interior de la transecta como el centro de una circunferencia. Para ello se descargaron imágenes satelitales de Google Earth Studio (Figura II-5a, b y c). Dentro de la circunferencia se pintó de color negro todo aquello que correspondiera a la definición de superficie impermeable previamente mencionada como edificaciones, calles, veredas, piletas, monumentos. El resto, la superficie permeable, se pintó de color blanco (Figura II-5 d, e y f). Luego dentro del círculo se calculó el porcentaje del área de color negro utilizando el programa ImageJ. Con estas mediciones se recategorizaron los sectores del área urbana, resultando en 24 transectas para el sector Altamente Urbanizado, 19 para el sector Moderadamente Urbanizado y 17 para Escasamente Urbanizado. Las transectas que corresponden a los sectores dentro del área no urbana fueron sectorizadas en función de la definición de uso de suelo correspondiente para periurbano y rural.

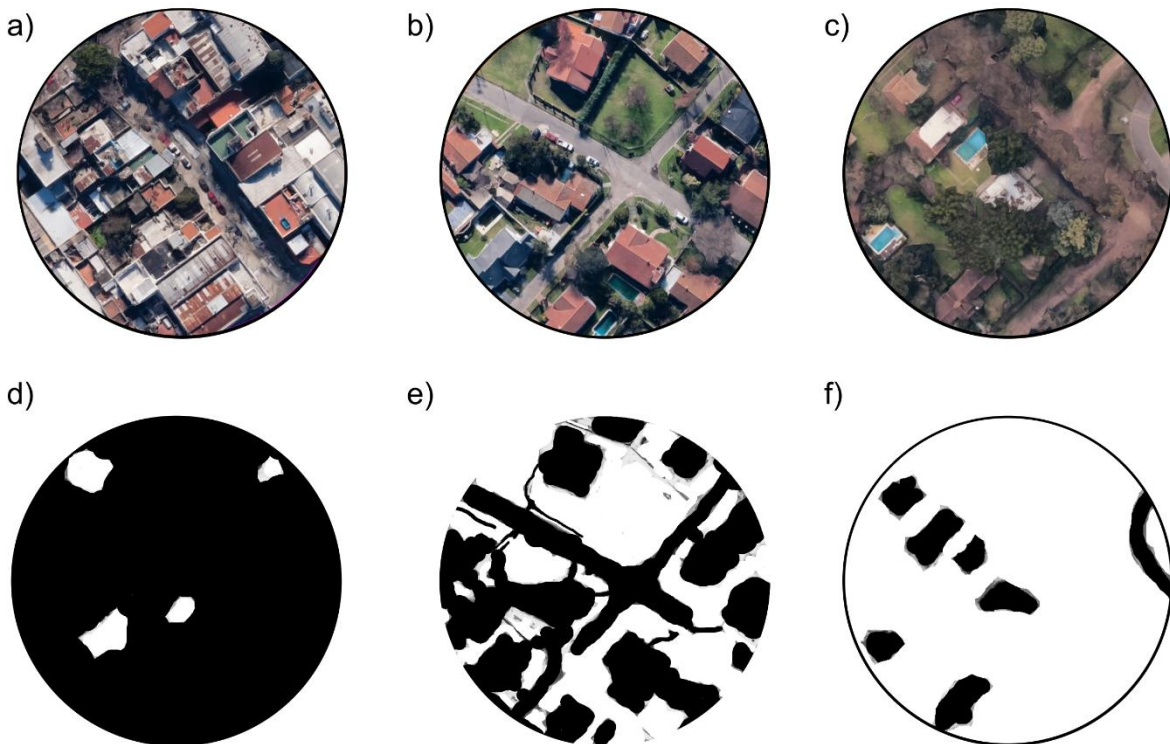


Figura II-5. La fila superior contiene a los círculos 50 m de radio de las imágenes descargadas de Google Earth Studio donde a- Altamente Urbanizado. b- Moderadamente Urbanizado. c- Escasamente Urbanizado. La fila inferior son los círculos correspondientes a los respectivos sectores pintados de blanco y negro según se considerase o no superficie impermeable. d- Altamente Urbanizado. e- Moderadamente Urbanizado. f- Escasamente Urbanizado



# URBANIZACIÓN Y AMORTIGUAMIENTO ESTACIONAL DE LA DISPONIBILIDAD DE RECURSOS PARA LAS AVES

## 3.1. INTRODUCCIÓN

Los recursos son entidades requeridas por los organismos quienes, con sus actividades, reducen sus cantidades y dejan de estar disponibles para otros individuos (Tilman, 1982). Los recursos tienen dinámicas estacionales, es decir fluctúan durante el año de forma previsible (Hurlbert & Haskell, 2003), debido a la influencia de las condiciones climáticas que varían a lo largo del año dependiendo de la región (McColl, 2005). Por un lado, el clima es determinante de la estructura de la vegetación (Cramer, 1997), la cual provee de recursos como refugio y sitios de nidificación (MacArthur & MacArthur, 1961) y, por otra parte, el clima influye en los recursos alimenticios ya que altera la productividad primaria en los ecosistemas y esto tiene consecuencias en los siguientes niveles de la cadena trófica (Ferber et al., 2014).

En las áreas urbanas, la disponibilidad estacional de los recursos para las aves se ve modificada por la isla de calor y las actividades por parte de sus habitantes. Por ejemplo, el ser humano maneja la vegetación con la poda y el riego; acción que influye sobre los productos generados por la misma como flores y frutos o la comunidad de artrópodos; además del suplemento de alimento y sitios de nidificación proporcionados por los humanos directamente durante todo el año (Duckworth, 2013; Imhoff et al., 2000; Leong & Roderick, 2015; Leveau, 2018; Loram, et al., 2011; Mimet et al., 2009; Neil & Wu, 2006; Shochat et al., 2006). Por otro lado, los inviernos se vuelven menos severos, debido al efecto producido por la isla de calor (Leveau, 2018; Parris & Hazell, 2005; Shochat et al., 2006). Por lo tanto, es posible que los recursos para las aves se vean amortiguados estacionalmente, sin embargo, no se conoce a qué nivel de urbanización se estabilizan o si esa estabilización es progresiva a lo largo de gradientes urbanos (Leveau, 2018; Shochat et al., 2006).

La vegetación es uno de los elementos más importantes de los ecosistemas, y el estudio de su estado y estructura mediante índices de vegetación por sensores remotos se ha incrementado en los últimos años (Jensen, 2014). Uno de los índices más utilizados es el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada, el cociente de la diferencia entre la banda del infrarrojo cercano y la banda del rojo visible (Ecuación III-1) (Rouse et al., 1974) (a partir de ahora NDVI, por sus siglas en inglés). Las hojas verdes no absorben longitudes de onda en la región del verde dentro del espectro visible (495nm - 570nm) y reflejan la región correspondiente al infrarrojo cercano (750nm – 1400nm) (Tucker & Garrat, 1977). El NDVI tiene un rango de -1 a 1, correspondiendo a vegetación solo los valores positivos y mientras más alto sea el índice, más biomasa tiene el objeto. Las variaciones estacionales e interanuales de los ciclos fenológicos de las plantas en función de los cambios en el hábitat y en el clima se ven reflejados en este índice (Jensen, 2014; Yengoh et al., 2015). En consecuencia, es posible medir la disponibilidad de recursos para las aves asociados a la vegetación y su estacionalidad (Bonnet-Lebrun et al., 2020; Filloy et al., 2019; Hurlbert & Haskell, 2003; Leveau, 2018). Por otra parte, a medida que aumenta el porcentaje de superficie impermeable, los valores de NDVI disminuyen y también su estacionalidad (Leveau et al., 2018; Zhang et al., 2009).

$$NDVI = \frac{I_c - R}{I_c + R}$$

Ecuación III-1. NDVI es la diferencia entre la reflectancia del infrarrojo cercano ( $I_c$ ) y el rojo visible ( $R$ ) dividido el total.

## 3.2. OBJETIVO GENERAL

El objetivo de este capítulo es estudiar el amortiguamiento estacional de la disponibilidad de recursos para las aves asociados con la vegetación como consecuencia del incremento en los niveles de urbanización.

### 3.2.1. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Describir el patrón de NDVI a lo largo del gradiente urbano- rural en las dos etapas de reproducción de las aves.
2. Comparar los valores de NDVI entre etapas en cada sector del gradiente urbano- rural.

## 3.3. HIPÓTESIS Y PREDICCIONES

A medida que aumentan los niveles de urbanización dentro del gradiente urbano-rural, disminuyen las diferencias estacionales en los recursos asociados a la vegetación que utilizan las aves (i.e., se ven amortiguados estacionalmente).

- Se espera que disminuyan las diferencias de NDVI entre las dos estaciones de picos de recursos (reproductiva y no reproductiva) a medida que aumentan los niveles de urbanización.

## 3.4. MATERIALES Y MÉTODOS

### 3.4.1. ESTIMACIÓN DEL NDVI

Para estudiar el amortiguamiento estacional de la disponibilidad de recursos para las aves asociados con la vegetación se descargaron imágenes satelitales de Buenos Aires (Path=225, Row=84) LANDSAT 8 OLI de la base de datos del Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS, en sus siglas en inglés). El nivel de procesamiento de las imágenes fue el 2, es decir que estaban corregidas a reflectancia de superficie. Los criterios de búsqueda de la imagen fueron una cobertura de nubes sobre la tierra y de escena menor a un 10%. El rango de datos abarcado fue de 01/11/2017 al 31/07/2018. Se seleccionaron aquellas imágenes que estuvieran limpias de nubes y que correspondieran con el momento del muestreo de aves. Las mismas fueron tomadas el 09/11/2017, 25/11/2017, 11/12/2017 y 28/01/2018 para la etapa reproductiva; 21/06/2018 y 23/07/2018 para la etapa no reproductiva. Las bandas 4 (rojo) y 5 (infrarrojo cercano) fueron proyectadas con el software QGIS 3.4 usando el sistema de referencia de coordenadas WGS 84/ UTM zona 21S. Con la

calculadora ráster se calculó el NDVI para cada píxel luego de convertir a valores de reflectancia de superficie (Ecuación III-1), se importaron las transectas, a partir del centro de estas se generó un buffer de 50 m de radio y se extrajeron los valores de los píxeles dentro de los buffers correspondientes a cada transecta. Se promediaron los valores de cada buffer y se asignó ese valor para cada transecta. Este procedimiento se realizó para las seis imágenes. Luego, se promedió el NDVI de las imágenes correspondientes a cada etapa obteniéndose un valor de NDVI para todas las transectas.

### 3.4.2. ANÁLISIS DE DATOS

Para describir el patrón de NDVI por etapas en las transectas del gradiente urbano-rural se generaron para cada sector dos mapas (uno por etapa) donde se agruparon a las transectas en función de los valores de NDVI. Dentro de la vegetación urbana, valores de NDVI entre -1 y 0.199 corresponde a transectas sin vegetación, 0.2 y 0.5 a transectas con vegetación baja y 0.501 a 1 a vegetación alta (Hashim et al., 2019). El estudio que realizaron Hashim et al. (2019) fue en un área urbana y su clasificación resultó en que “sin vegetación” implica superficie edificada, zonas inhóspitas y/o rutas o calles; “vegetación baja” refiere a arbustos o pastos; y “vegetación alta” a bosque urbano. Los mapas fueron realizados en QGIS 3.4.

Para comparar los valores de NDVI entre etapas en cada sector del gradiente urbano-rural se realizó un modelo lineal generalizado (MLG) con interacción utilizando la función “gls” del paquete “nlme” (Pinheiro et al., 2019) del programa R (R Development Core Team, 2020) entre el promedio de NDVI en un radio de 50 m en función de los sectores del gradiente urbano rural (5 niveles: Alta, Moderada y Escasamente Urbanizado, Periurbano y Rural) y las etapas (2 niveles: reproductiva y no reproductiva). Se utilizó un modelo marginal, el cual construye una matriz de covarianzas para explicitar la estructura de correlación entre transectas, debido que las mismas fueron utilizadas dos veces, una en cada etapa. La significancia de la interacción se comprobó con el cociente de verosimilitud utilizando la función “anova.lme” del paquete “nlme”. Se asumió una distribución normal de probabilidades y se chequeó que se cumplieran los supuestos de normalidad y homocedasticidad. Posteriormente se realizó un análisis de comparaciones de a pares con la función “emmeans” del paquete “emmeans” (Lenth et al., 2021) para conocer si los sectores diferían significativamente entre etapas.

## 3.5. RESULTADOS

Los valores de NDVI para todo el gradiente urbano- rural oscilaron entre -0.050 y 0.717 en promedio para las imágenes de la etapa no reproductiva y entre 0.009 y 0.755 para el promedio de las imágenes de la etapa reproductiva (Figura III-1). Los mapas descriptivos con el agrupamiento de las transectas en función de los valores de NDVI dentro del gradiente urbano- rural mostraron que a medida que disminuyen los niveles de urbanización los valores de NDVI aumentan. El sector Altamente Urbanizado tuvo valores entre -1 y 0.199 mientras que el resto de los sectores tuvieron valores más altos que 0.2 (Figura III-2). Entre etapas, las transectas tuvieron valores más altos de NDVI en la etapa reproductiva que en la etapa no reproductiva, excepto por el sector Periurbano donde algunas transectas tuvieron mayor NDVI en la etapa no reproductiva y otras tuvieron menores valores de NDVI.

El modelo lineal generalizado entre el NDVI en un radio de 50m en función de los sectores y las etapas resultó en una interacción significativa (cociente de verosimilitud= 23.440, P valor= <0.001). Por lo tanto, las diferencias entre etapas dependen de la urbanización del NDVI. A medida que aumenta el nivel de urbanización el NDVI disminuye (Figura III-3, Anexo I Figura III-3). Las comparaciones de a pares entre estaciones para cada sector mostraron que hay diferencias significativas entre etapas para los sectores Rural, Escasamente Urbanizado y Moderadamente Urbanizado, resultando la etapa reproductiva mayor que la no reproductiva (Figura III-4, Anexo II). El NDVI de los sectores Periurbano y Altamente Urbanizado no tuvieron diferencias entre etapas. El sector Altamente Urbanizado obtuvo un patrón similar a los sectores mencionados anteriormente, con valores mayores de NDVI en la etapa reproductiva respecto a la no reproductiva; sin embargo, en el Periurbano la etapa no reproductiva tuvo valores mayores de NDVI que la etapa reproductiva.

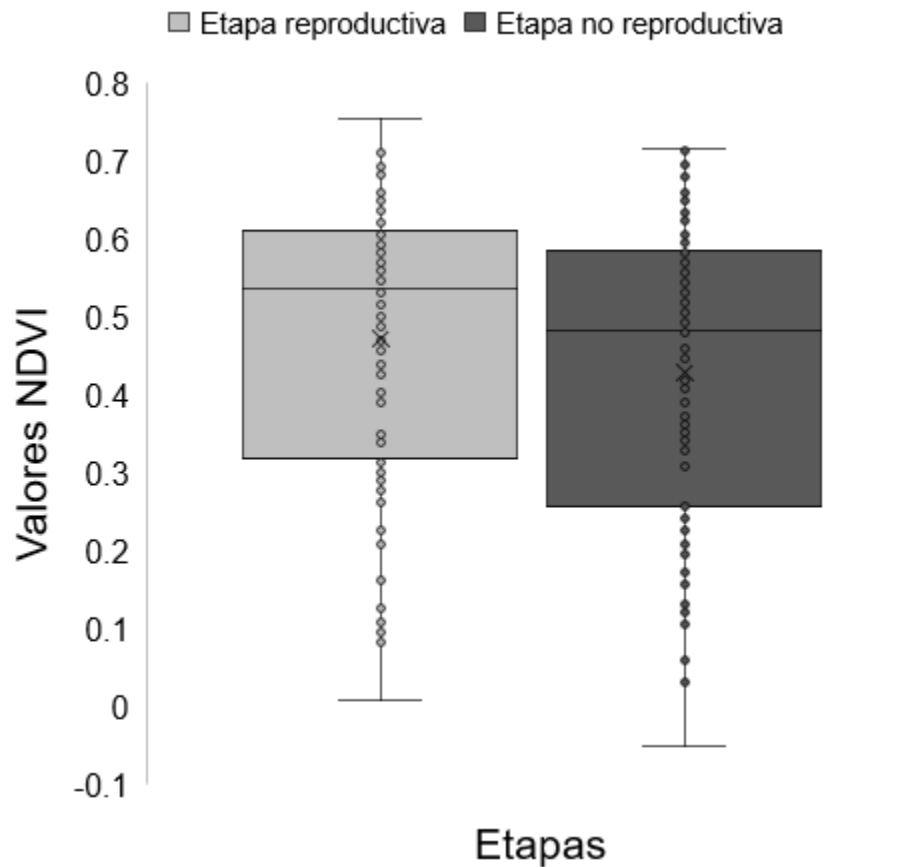
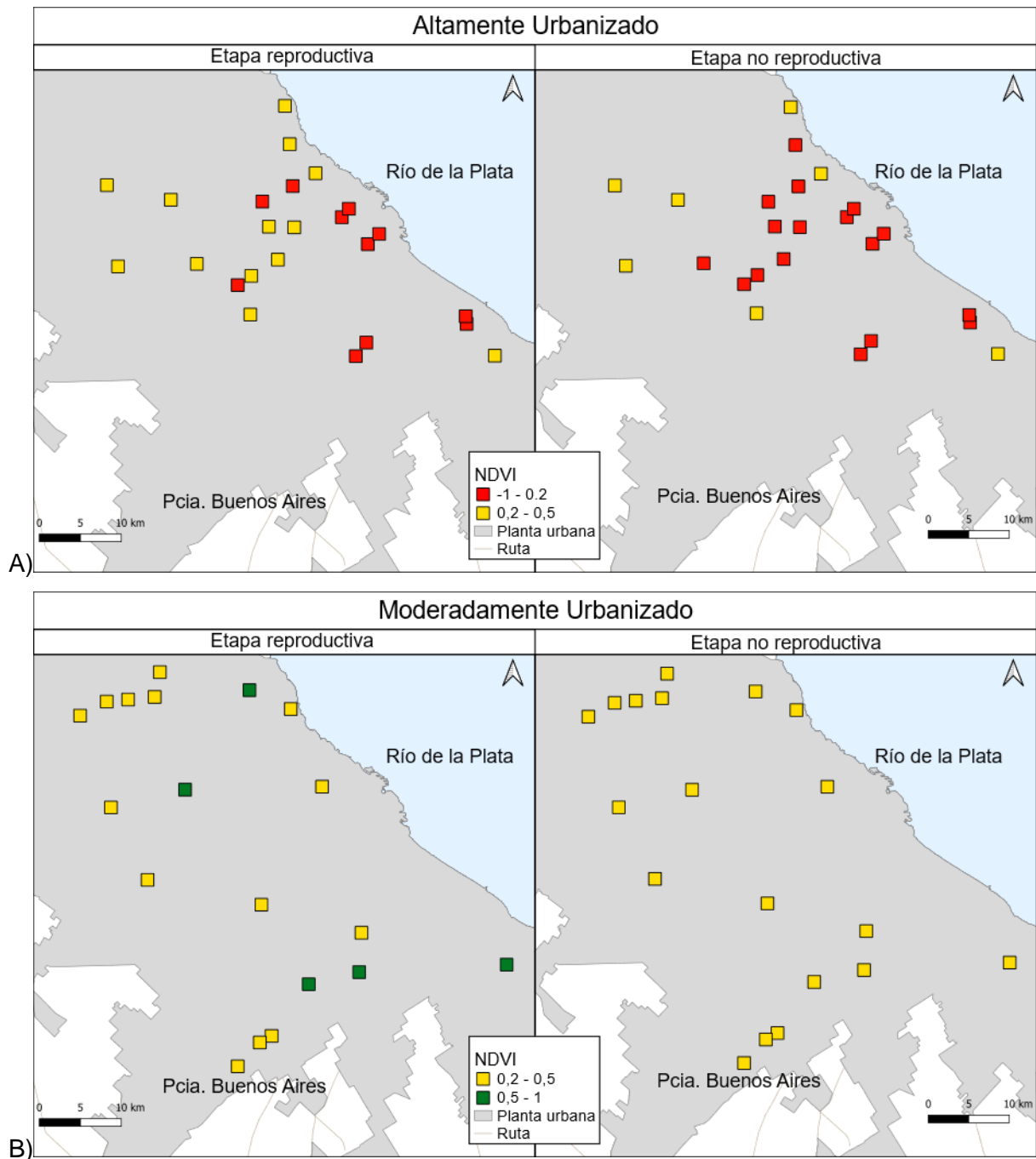
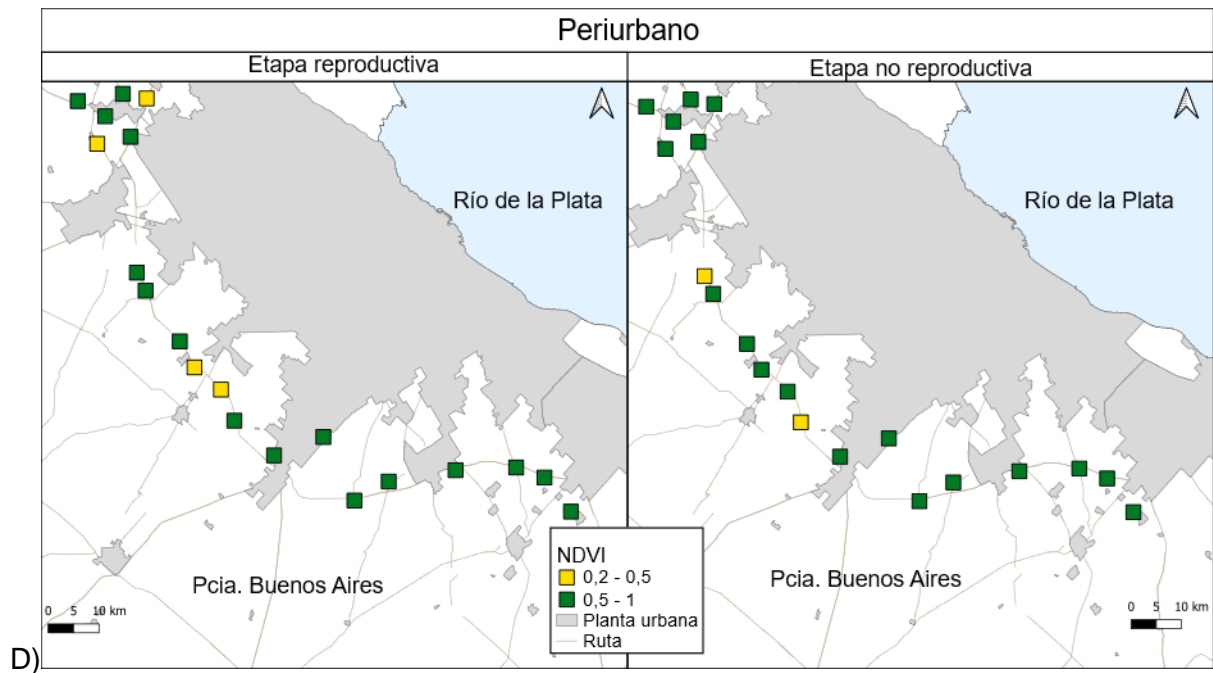
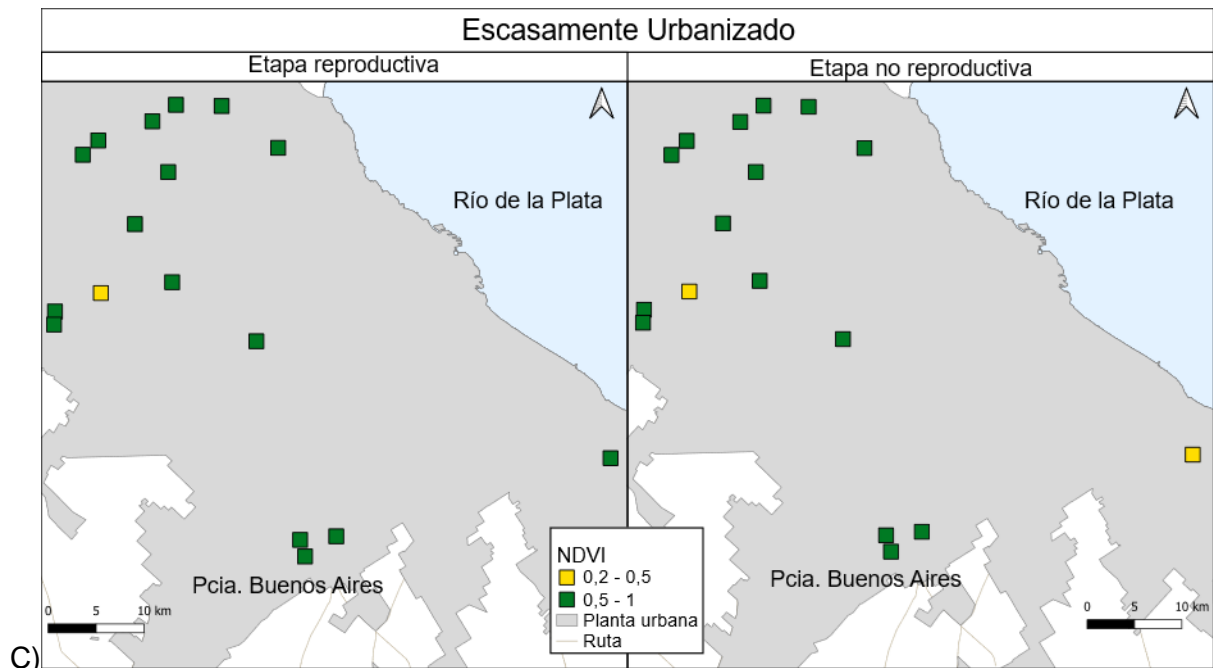


Figura III-1. Boxplots de los valores de NDVI promedio de las imágenes correspondientes a la etapa reproductiva (gris claro) y no reproductiva (gris oscuro). La línea horizontal dentro de las cajas corresponde a la mediana, las cajas el rango intercuartílico y las líneas horizontales por fuera de las cajas son los valores del rango intercuartílico 1.5 veces.

URBANIZACIÓN Y AMORTIGUAMIENTO ESTACIONAL DE LA DISPONIBILIDAD DE RECURSOS PARA LAS AVES



URBANIZACIÓN Y AMORTIGUAMIENTO ESTACIONAL DE LA DISPONIBILIDAD DE RECURSOS PARA LAS AVES





URBANIZACIÓN Y AMORTIGUAMIENTO ESTACIONAL DE LA DISPONIBILIDAD DE RECURSOS  
PARA LAS AVES

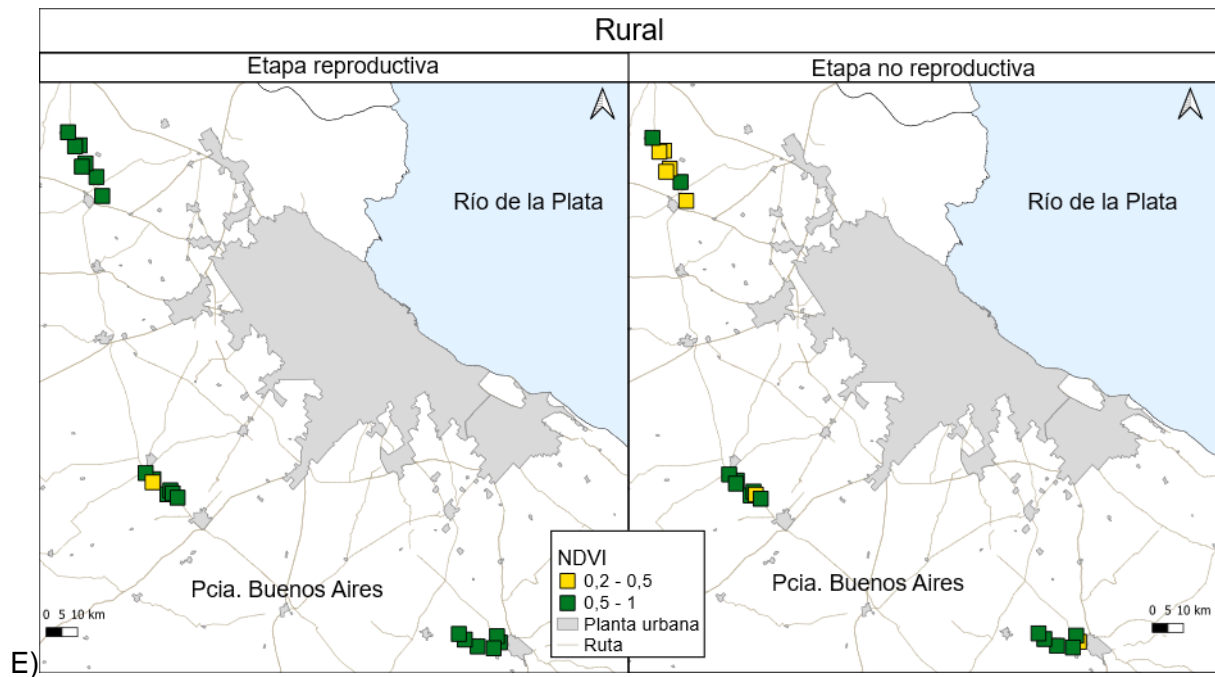


Figura III-2. Mapas con las transectas agrupadas en función de los valores de NDVI para los sectores a) Altamente Urbanizados; b) Moderadamente Urbanizado; c) Escasamente Urbanizado; d) Periurbano; y e) Rural; distinguiendo por etapa. El color rojo corresponde a transectas con valores de NDVI entre -1 a 0.199, el color amarillo son transectas con valores de NDVI entre 0.2 a 0.5 y el color verde son transectas con NDVI entre 0.501 a 1.

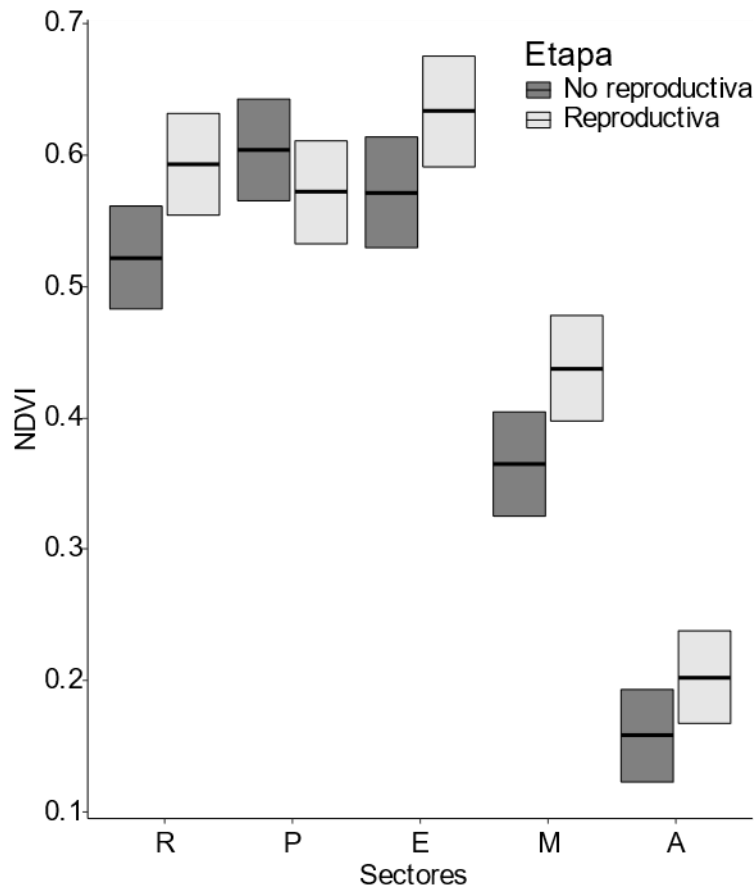


Figura III-3. Valores estimados de NDVI dentro de un círculo de 50 m de radio para cada sector de urbanización discriminado por etapa. La línea negra horizontal dentro de la caja corresponde al valor estimado de NDVI y las cajas son los intervalos de confianza. El color gris claro es la etapa reproductiva y el color gris oscuro es la etapa no reproductiva.

Sectores: "A": Altamente Urbanizado, "M": Moderadamente Urbanizado, "E": Escasamente Urbanizado, "P": Periurbano, "R": Rural,

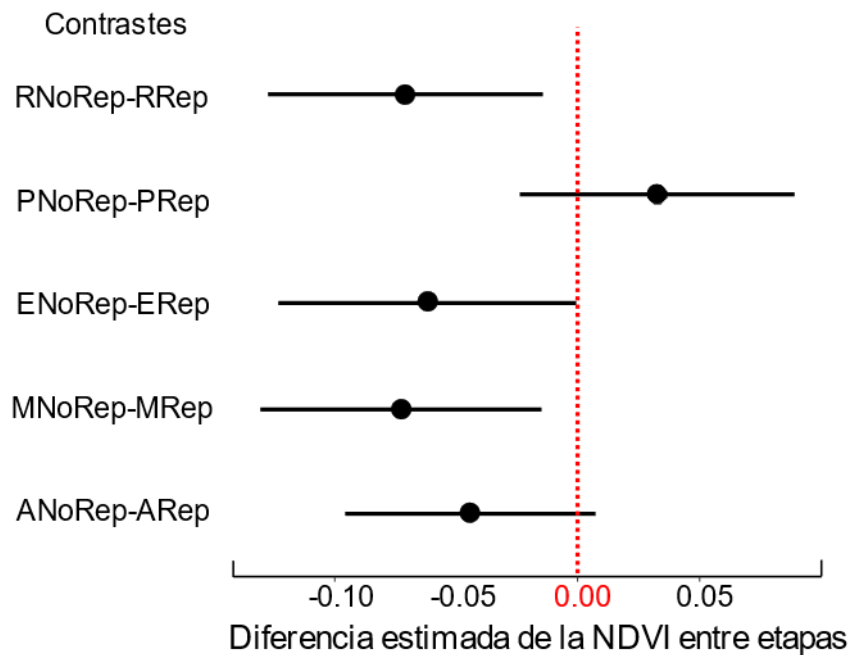


Figura III-4. Comparaciones de a pares de Tukey del NDVI en un círculo de 50 m de radio. Los puntos negros corresponden a la diferencia estimada de NDVI entre etapas para cada sector y las líneas horizontales son sus intervalos de confianza. La línea punteada roja es el valor cero. Si las líneas horizontales tocan la línea punteada roja significa que no hay diferencias significativas entre etapas en el NDVI en ese sector.

“A NoRep”: Altamente urbanizado en etapa no reproductiva, “M NoRep”: Moderadamente urbanizado en etapa no reproductiva, “E NoRep”: Escasamente urbanizado en etapa no reproductiva, “P NoRep”: Periurbano en etapa no reproductiva, “R NoRep”: Rural en etapa no reproductiva, “A Rep”: Altamente urbanizado en etapa reproductiva, “M Rep”: Moderadamente urbanizado en etapa reproductiva, “E Rep”: Escasamente urbanizado en etapa reproductiva, “P Rep”: Periurbano en etapa reproductiva, “R Rep”: Rural en etapa reproductiva.

### 3.6. DISCUSIÓN

Los resultados de este capítulo muestran que, en general, a medida que aumentan los niveles de urbanización la estacionalidad de los recursos para las aves asociados a la vegetación, estimados con el NDVI, disminuye. La interacción en el modelo lineal generalizado entre los sectores y las etapas de reproducción mostró que la estacionalidad del NDVI depende del nivel de urbanización. Se esperaba que los recursos asociados a la vegetación se vieran más amortiguados estacionalmente a medida que aumentaba el nivel de urbanización. El reemplazo de la vegetación con la superficie impermeable y el mantenimiento de esta por parte de los humanos y la presencia de especies perennes generan una menor estacionalidad y, en consecuencia, las aves verían influenciada la estacionalidad de sus atributos. Si bien esto es una tendencia general, es importante analizar cada sector para entender qué pasa con los recursos.

El sector Altamente Urbanizado no tuvo diferencias entre etapas. Este sector tuvo la más alta superficie impermeable dentro del gradiente con bajos promedios de NDVI, típicamente clasificado como sin vegetación dentro de un contexto urbano (Hashim et al., 2019). Los sectores más edificados se caracterizan dentro de las ciudades por estar dominados por edificios altos y comercios con un uso intensivo del suelo (Jensen, 2014). El aumento de la temperatura generado por la isla de calor urbano influye en el amortiguamiento en la estacionalidad del NDVI, fenómeno que fue registrado en Buenos Aires (Camilloni & Barrucand, 2012). Además, la mayor superficie impermeable y la poca vegetación existente respecto a los sectores menos urbanizados conlleva a un amortiguamiento de la estacionalidad del NDVI (Buyantuyev & Wu, 2012; Leong & Roderick, 2015; Leveau et al., 2018).

Los sectores Escasa y Moderadamente Urbanizado mostraron mayores valores en la etapa reproductiva. El sector Escasamente Urbanizado se caracterizó por pocas casas bajas por cuadra con jardines de grandes extensiones con árboles, veredas con césped y gran cobertura arbórea (obs pers). Los valores obtenidos, similares a los sectores del área no urbana, pueden deberse a que el césped tiene valores altos de NDVI gracias a la alta biomasa y actividad fotosintética (Mennis, 2013). En el sector Moderadamente Urbanizado cada residencia tenía menor superficie, con mayor cantidad de casas bajas por cuadra y jardines más pequeños. Las veredas poseían césped y árboles. Se esperaba que en estos sectores tuviesen un amortiguamiento en la estacionalidad del NDVI debido al manejo de la vegetación que pueden llevar a cabo sus habitantes (Leong & Roderick, 2015; Leveau et al., 2018; Loram, Warren, Thompson & Gaston, 2011), sin embargo, los resultados indicaron lo opuesto y es probable que la menor superficie impermeable disminuyera el efecto de la isla de calor y por ende las consecuencias en un posible amortiguamiento de la estacionalidad de la vegetación se redujera.

En el área no urbana hubo comportamientos diferentes según el sector. El sector Rural tuvo cambios significativos en la estacionalidad del NDVI y la etapa reproductiva tuvo mayores valores. En el verano, se siembra mayoritariamente soja y maíz y en menor medida existen zonas no agrícolas pertenecientes a la Cuenca del Salado que corresponden a actividades ganaderas (de Abelleira et al., 2021; Ministerio de Agricultura Ganadería y Pesca, 2019; Tocci et al., 2002). En el invierno la mayoría de la superficie corresponde a la siembra de cereales de invierno (trigo, avena, cebada y centeno) y al barbecho (lotes sin cultivo durante el invierno), además de las zonas no agrícolas pertenecientes a la Cuenca del Salado (de Abelleira et al., 2021; Ministerio de Agricultura Ganadería y Pesca, 2019; Tocci et al., 2002). La variación estacional encontrada en este sector puede deberse a la

rotación estacional de cultivos, además de que el barbecho corresponde a suelo improductivo sin vegetación, disminuyendo el NDVI en invierno (Lunetta et al., 2006).

El sector Periurbano en cambio tuvo un comportamiento fuera de lo esperado. No hubo diferencias significativas entre etapas, y la etapa reproductiva tuvo valores menores a la etapa no reproductiva. Este sector integra localidades satélites, zonas periurbanas y rurales remanentes, y está en crecimiento poblacional (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, 2014). Las principales actividades del sector son la producción hortícola (verduras de hoja, tomate, pimiento, berenjena, chaucha, zapallito, aromáticas, frutilla, frambuesa, etc.), florícola y plantas ornamentales (arbustos y césped), avícola, ganadera y apícola (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, 2014). Este sector de transición entre el área urbana y el sector Rural, es de múltiples usos con diversos mantenimientos y tiempos de cosecha y siembra que pueden disminuir la estacionalidad del NDVI. Más estudios son necesarios en este sector debido a la complejidad del caso.



# NIVEL DE URBANIZACIÓN, OCURRENCIA DE MIGRADORAS Y HOMOGENEIZACIÓN TAXONÓMICA ESTACIONAL

## 4.1. INTRODUCCIÓN

El proceso de urbanización conlleva un impacto en la diversidad taxonómica alfa y beta de las comunidades de aves en relación con ambientes rurales y naturales (Filloy et al., 2019; Garaffa et al., 2009; Leveau & Leveau, 2005; Leveau, 2021; Shochat et al., 2010). Este impacto suele ser negativo, observándose que la urbanización promueve la pérdida de especies que no pueden competir por los recursos y a las condiciones ambientales les resultan inadecuadas para su subsistencia mientras que las que logran prosperar dominan en abundancia (Palacio et al., 2018; Shochat et al., 2010). En general, las especies locales son las más vulnerables y las introducidas por el ser humano son las que explotan las áreas urbanas, produciendo la homogeneización espacial de la biota (McKinney & Lockwood,

1999). En relación con la dimensión temporal, la urbanización produce una homogeneización estacional de los atributos taxonómicos de las comunidades de aves (Leveau et al., 2015). En particular, se han analizado los cambios estacionales de la riqueza y de la composición de especies en las áreas urbanas de climas templados; encontrándose que las diferencias de estos atributos entre estaciones son menos intensas que en las áreas naturales y rurales donde las condiciones climáticas y la disponibilidad de recursos fluctúan a lo largo del año (Avery & Van Ripper III, 1989; Cueto & Lopez de Casenave, 2000; Herrera, 1981; La Sorte et al., 2014; Marone, 1992). Si bien se han descrito algunos patrones de respuesta a la estacionalidad diferencial entre zonas urbanas y rurales o naturales, aún no está claro cuáles son los factores que causan la homogeneización estacional y cuál es el rol de las especies migradoras.

La riqueza o número de especies es uno de los atributos de las comunidades de aves más estudiados en áreas urbanas y la fragmentación y pérdida de hábitat producto de la urbanización impactan negativamente sobre la misma (Marzluff, 2001). Especialmente, a lo largo de gradientes urbanos, a medida que se intensifican los niveles de urbanización, la riqueza de aves disminuye observándose un pico en los niveles intermedios de urbanización, como en áreas suburbanas (Faeth et al., 2011; Lepczyk et al., 2008; Leveau & Leveau, 2005; Leveau, 2021). La forma de este patrón puede ser explicada en el marco de la hipótesis de disturbio intermedio, donde la disponibilidad de hábitat y recursos es mayor que en las áreas rurales y que en los sectores más urbanizados (McDonnell & Pickett, 1990). Respecto a la dimensión temporal, la riqueza se homogeniza estacionalmente en los sitios con mayor superficie impermeable, con edificios altos y pocas áreas verdes en relación con áreas residenciales y rurales, debido probablemente a la falta de cambios estacionales en el hábitat (Caula et al., 2008). Sin embargo, los cambios estacionales de la riqueza en los distintos sectores del gradiente urbano- rural y las posibles causas de este patrón han sido poco comprendidos.

La abundancia relativa de las especies es central para comprender los patrones de diversidad taxonómica a lo largo de gradientes urbano-rurales en las diferentes estaciones del año. La distribución de las abundancias relativas, la equitatividad, de las especies refleja cómo se distribuyen los rasgos o grupos funcionales en una comunidad teniendo consecuencias en los procesos ecosistémicos, en los factores ambientales y en la estructura de la comunidad. La distribución de las abundancias relativas responde rápidamente a los cambios ambientales producidos por las actividades humanas, por lo tanto, es esperable que haya consecuencias sobre los procesos ecosistémicos y las comunidades. Además, comunidades más equitativas son más resilientes y resistentes a los cambios (Hillebrand et al., 2008; Norberg, 2004). En las áreas urbanas la distribución de las abundancias relativas



es marcadamente asimétrica, o poco equitativa, donde unas pocas especies exóticas e invasoras dominan los recursos disponibles y registran valores excesivamente altos en abundancia como la Paloma Doméstica (*Columba livia*) y el Gorrión (*Passer domesticus*) (Clergeau et al., 1998; Garaffa et al., 2009; Leveau & Leveau, 2005; Leveau, 2013, 2021; MacGregor-Fors & Schondube, 2011; Shochat et al., 2010). Esta falta de equitatividad ocurre en todas las estaciones del año (Caula et al., 2008; Clergeau et al., 1998). Estudiar el patrón estacional de la distribución de las abundancias relativas en el gradiente urbano- rural completo puede ser útil para entender los movimientos estacionales que realizan las especies residentes y migradoras; y de ese modo enfocar esfuerzos de conservación de las comunidades que son más vulnerables a las actividades humanas.

Los cambios entre estaciones de la composición de especies de aves son clave para comprender la existencia de la homogeneización estacional de las comunidades de aves en las áreas urbanas. Las aves durante la etapa de reproducción modifican sus comportamientos de forrajeo y de hábitat, especializando los ítems de dieta y restringiendo el espacio en función de la cercanía al nido (Cueto & Lopez de Casenave, 2000; Leveau & Leveau, 2011; Lopez de Casenave et al., 2008). Esto influye en las especies que se encuentren en los distintos sectores del gradiente urbano- rural, en función de la disponibilidad de recursos para las aves y las condiciones climáticas. A medida que aumenta la cobertura de superficie impermeable, las diferencias en la composición de especies de aves entre estaciones disminuyen (Caula et al., 2008; Leveau et al., 2021). Esto puede deberse principalmente a dos causas. La primera es la pérdida del comportamiento migratorio de algunas especies durante la etapa invernal de las aves que habitan regiones de inviernos severos y que utilizan a la ciudad como refugio gracias al aumento de la temperatura producto de la isla de calor urbana mientras que las contrapartes que viven en las áreas no urbanas migran (Bonnet-Lebrun et al., 2020; Leveau, 2018). Otra explicación es la exclusión de las aves migradoras de las áreas urbanas, en parte a la disminución de un excedente de recursos durante la etapa reproductiva generado por el amortiguamiento de los recursos y porque las mismas se ven más afectadas aún más que las especies residentes a la pérdida de áreas verdes y a los disturbios urbanos (Crocì et al., 2008; Hurlbert & Haskell, 2003; Loram et al., 2011; Park & Lee, 2000). Las especies residentes que habitan los sectores suburbanos de la región pampeana son la Torcaza (*Zenaida auriculata*), la Paloma Picazuro (*Patagioenas picazuro*) y el Zorzal Colorado (*Turdus rufiventris*) (Leveau, 2013, 2021). En el sector rural de la región el Chingolo suele ser el más abundante (Leveau & Leveau, 2005; Leveau, 2021). Las especies migradoras que son esperables en la región Pampeana son la Tijereta (*Tyrannus savana*), el Suirirí Real (*Tyrannus melancholicus*), la Golondrina Parda (*Progne tapera*), la Golondrina Ceja Blanca

(*Tachycineta leucorrhoa*), el Churrinche (*Pyrocephalus rubinus*), Corbatita Común (*Sporophila caerulescens*), el Picaflor Común (*Chlorostilbon lucidus*), Fiofío Pico Corto (*Elaenia parvirostris*), entre otras (Filloy & Bellocq, 2007; Leveau, 2013). La Golondrina Doméstica (*Progne chalybea*) es el caso de una especie de ave migradora que habita en las áreas altamente urbanizadas ya que utiliza los edificios altos para nidificar (Leveau & Leveau, 2004). Por lo tanto, identificar qué especies contribuyen a los cambios estacionales de la comunidad y entender cómo los distintos niveles de urbanización influyen sobre las especies migradoras permite comprender los patrones estacionales de diversidad taxonómica.

## 4.2. OBJETIVOS

### 4.2.1. OBJETIVO GENERAL

Estudiar la homogeneización estacional de la diversidad taxonómica y la composición de especies de aves en un sistema urbano- rural e identificar la contribución de las especies migradoras en esos cambios.

### 4.2.2. OBJETIVOS PARTICULARES

1. Comparar entre las etapas reproductiva y no reproductiva la riqueza específica y la distribución de las abundancias relativas (equitatividad) en el gradiente urbano-rural de Buenos Aires.
2. Estudiar las diferencias de la composición de especies de aves entre la etapa reproductiva y no reproductiva en el gradiente urbano- rural.
3. Identificar las especies de aves que principalmente contribuyen a la disimilitud entre etapas para cada sector del gradiente urbano- rural.
4. Analizar la ocurrencia de especies migradoras a lo largo del gradiente en las dos etapas.

## 4.3. HIPÓTESIS Y PREDICCIONES

A medida que aumentan los niveles de urbanización, se incrementa la homogeneización estacional de la diversidad taxonómica de la comunidad de aves dentro del gradiente urbano-rural de Buenos Aires. Esto se debe a una menor estacionalidad en el clima a escala local y en los recursos del sector Altamente Urbanizado respecto a niveles menores de urbanización y al área no urbana y una disminución en la ocurrencia de especies migradoras en el área urbana. Se espera que a medida que aumenten los niveles de urbanización:

- la diferencia de la riqueza específica entre etapas sea menor
- la diferencia de la equitatividad entre etapas disminuya
- la composición de especies entre etapas sea más similar.
- en las dos etapas disminuirá el número de especies migradoras y su abundancia.

## 4.4. MATERIALES Y MÉTODOS

### 4.4.1. DIVERSIDAD TAXONÓMICA

La diversidad alfa taxonómica se estimó a partir de la riqueza de especies por transecta para las dos etapas utilizando el índice de Chao 1 (N. J. Gotelli & Colwell, 2011) con la función “estimateR” del paquete “vegan” en R (Oksanen et al., 2019; R Development Core Team, 2020). También se estimó la equitatividad con el índice de Pielou por transecta calculando el cociente entre el índice de Shannon (estimado con la función “diversity” del paquete “vegan”) y el logaritmo del número de especies observadas por transecta para ambas etapas. El índice Chao 1 se calcula a partir de una matriz de transectas x especies, considerando las abundancias y tiene en cuenta a las especies que aparecen una o dos veces dentro de la transecta (Ecuación IV-1). Esto permite detectar cambios en la riqueza entre etapas, en caso de que las especies no sean muy frecuentes, como puede ocurrir con las especies migradoras en el área urbana. Para analizar las diferencias de la composición de especies de aves entre la etapa reproductiva y no reproductiva, se calculó el índice de disimilitud de Bray-Curtis, el cual mide las diferencias de abundancia de cada especie entre dos comunidades (Bray & Curtis, 1957). En este caso se calculó la disimilitud entre etapas para cada transecta, utilizando la función “vegdist” del paquete “vegan”.

$$Chao1 = Riq_{obs} + \frac{a_1(a_1 - 1)}{2(a_2 + 1)}$$

Ecuación IV-1. Estimador Chao 1 de riqueza de especies. Referencias:  $Riq_{obs}$  es la riqueza observada,  $a_1$  y  $a_2$  es el número de especies que aparecen una o dos veces en la transecta respectivamente.

$$Bray\ Curtis = \frac{\sum_i x_{ij} - x_{ik}}{\sum_i x_{ij} + x_{ik}}$$

Ecuación IV-2. Disimilitud de Bray Curtis. Referencias:  $x_{ij}$  es abundancia de la especie i en la comunidad j;  $x_{ik}$  es la abundancia de la especie i en la comunidad k. En esta tesis j es la etapa reproductiva y k es la etapa no reproductiva.

### 4.4.2. ANÁLISIS DE DATOS

Para comparar la riqueza específica y la distribución de las abundancias relativas entre etapas de reproducción en el gradiente urbano-rural de Buenos Aires, se realizaron modelos lineales generalizados con los índices de diversidad taxonómica estimados (riqueza Chao 1 y equitatividad de Pielou) como variables respuesta y los factores Sector (5 niveles: Alta, Moderada y Escasamente Urbanizado, Periurbano y Rural) y Etapa (2 niveles: reproductiva y no reproductiva), con su interacción. Para la riqueza específica se consideró una distribución Poisson y se utilizó la función “glmer” del paquete “lme4” (Bates et al., 2021). Se comprobó la ausencia de sobre y subdispersión, y se analizó el gráfico de residuos vs predichos. Para la equitatividad se asumió una distribución Beta y se usó la función “glmmTMB” del paquete “glmmTMB” (Magnusson et al., 2021). Se chequearon los supuestos de homogeneidad de varianzas con el gráfico de residuos vs predichos. Para ambas variables se generó un modelo marginal de covarianzas para controlar por una estructura de correlación entre todas las transectas. Se estudió la significancia del término de interacción y del modelo final evaluando el cociente de verosimilitud entre el modelo sin interacción y un modelo sin variables predictoras, respectivamente, con la función “anova” del paquete “stats”. Si la interacción entre sectores y etapas resulta significativa, las influencias de las variables sobre la diversidad no son independientes entre sí. En otras palabras, si la interacción da significativa, la urbanización modifica la respuesta de la diversidad en función de la etapa. Luego de realizar los modelos lineales generalizados se realizaron comparaciones de a pares de Tukey con la función “emmeans” de la librería “emmeans”, para ver diferencias entre etapas para cada sector del gradiente (Lenth et al., 2021).

Para analizar las diferencias de la composición de especies de aves entre la etapa reproductiva y no reproductiva en el gradiente urbano- rural, en primer lugar, se realizó un modelo lineal generalizado entre la disimilitud de Bray- Curtis como variable respuesta y Sector como factor, asumiendo una distribución Normal de probabilidades. Para ello se utilizó la función “glm” del paquete “stats” (Bolar, 2019) y se estudió la significancia del modelo final calculando el cociente de verosimilitud entre el modelo con y sin variables predictoras con la función “anova” del paquete “stats”. Se comprobó normalidad y homocedasticidad. Se realizaron comparaciones de a pares de Tukey para estudiar la significancia de las diferencias entre sectores en la disimilitud y evaluar si a medida que aumenta la cobertura de superficie impermeable hay una homogenización estacional de la composición de especies. Luego, para evaluar si la composición dentro de cada sector se diferencia significativamente entre etapas, y si esa diferencia depende del sector del gradiente, se realizó la prueba de adonis con la interacción entre Sector y Etapa utilizando la función “adonis” del paquete “vegan”. La prueba de adonis es un análisis de la varianza que

utiliza matrices de distancia haciendo permutaciones y estudia si las distancias entre niveles de los factores difiere de la distancias entre las observaciones dentro de cada nivel (Oksanen et al., 2020), en este caso se utilizó la matriz de disimilitud de Bray Curtis entre transectas. Posteriormente, para cada sector se ordenaron las transectas en función de las especies utilizando un escalamiento no métrico multidimensional (NMDS, en sus siglas en inglés; Kruskal, 1964) con la función “metaMDS” del paquete “vegan” usando la matriz de disimilitud de Bray- Curtis. Finalmente se utilizó la función “ordiellipse” del paquete “vegan” para calcular intervalos de confianza entre etapas.

Para identificar las especies de aves que contribuyen a la disimilitud entre etapas para cada sector del gradiente urbano- rural se utilizó la función “simper” del paquete “vegan”. Este análisis se basa en la descomposición del índice de disimilitud de Bray-Curtis, en el cual se realizan comparaciones de a pares de grupos de unidades de muestreo y encuentra la contribución de cada especie a la disimilitud Bray-Curtis media entre grupos (Clarke, 1993). En este caso se calcularon las contribuciones de las especies a la disimilitud entre etapas dentro de cada sector. El análisis, provee un listado de las especies ordenadas en forma descendiente en función a su contribución a la disimilitud entre hábitats. Los valores promedio de la contribución a la disimilitud y el desvío estándar del mismo son mostrados, al igual que el cociente de ambos (Promedio/Desvío estándar). Cuando el cociente es mayor a uno significa que esa especie tiene una contribución alta, y la variación de las comparaciones entre las muestras de los dos hábitats es baja (Zhou & Chu, 2014).

Para describir el rol de las especies migradoras en los cambios entre etapas de los atributos comunitarios estudiados se realizaron gráficos descriptivos del número de especies observadas y de las abundancias relativas de las especies residentes y migradoras. De esta manera es posible ver la distribución de la riqueza en función de los movimientos estacionales de las aves. Por otro lado, con el NMDS se indica la identidad de las especies migradoras y como se distribuyen en el gradiente urbano- rural en ambas etapas para cada sector y en el análisis SIMPER se espera ver si hay especies migradoras que contribuyen en la disimilitud de la abundancia.

## 4.5. RESULTADOS

Se han registrado 78 especies de aves y 2958 individuos en todas las transectas (Anexo III). En la etapa reproductiva se encontraron 61 especies y 1469 individuos; 60 especies y 1489 individuos en la etapa no reproductiva. En el sector Altamente Urbanizado se registraron 15 (rango= 3-9) especies y 176 individuos en la etapa reproductiva; 12 (0-12) especies y 126 individuos en la etapa no reproductiva. En el sector Moderadamente

Urbanizado se registraron 28 (4-11) especies y 319 individuos en la etapa reproductiva; 25 (3-13) especies y 303 individuos en la etapa no reproductiva. En el sector Escasamente Urbanizado se hallaron 27 (5-12) especies y 338 individuos en la etapa reproductiva; 27 (3-11) especies y 362 individuos en la etapa no reproductiva. En el sector Periurbano se encontraron 42 (3-18) especies y 325 individuos en la etapa reproductiva; 41 (1-12) especies y 359 individuos en la etapa no reproductiva. Finalmente, en el sector Rural se muestrearon 43 (3-18) especies y 311 individuos en la etapa reproductiva; 39 (2-12) especies y 339 individuos en la etapa no reproductiva. Las especies más abundantes según el sector y la etapa fueron las siguientes: en el sector Altamente Urbanizado, la Torcaza (*Zenaida auriculata*) para la etapa reproductiva y la Paloma Doméstica (*Columba livia*) para la etapa no reproductiva; en el Moderadamente Urbanizado, el Gorrión (*Passer domesticus*) para la etapa reproductiva y la Torcaza en la etapa no reproductiva; en el Escasamente Urbanizado, la Torcaza en la etapa reproductiva y la Paloma Picazuro (*Patagioenas picazuro*) en la etapa no reproductiva; en el Periurbano, el Chingolo (*Zonotrichia capensis*) para la etapa reproductiva y la Torcaza (*Zenaida auriculata*) en la etapa no reproductiva; en el Rural, la Cotorra (*Myiopsitta monachus*) para la etapa reproductiva y el Tero Común (*Vanellus chilensis*) para la etapa no reproductiva.

Los modelos lineales generalizados de la riqueza específica y de la equitatividad resultaron tener interacción significativa entre los sectores de urbanización y las etapas (cociente de verosimilitud de la riqueza: 23.128, P valor: <0.001 y cociente de verosimilitud de la equitatividad: 11.993, P valor: 0.017). La riqueza y la equitatividad fueron mayores en la etapa reproductiva para todos los sectores (Figura IV-1a y c, Anexo IVAnexo VI). La riqueza difirió entre etapas para los sectores Rural, Periurbano y el sector Altamente Urbanizado, mientras que en los sectores Escasa y Moderadamente Urbanizado no tuvieron diferencias significativas (Figura IV-1b, Anexo V). Para la equitatividad, el único sector que difirió entre etapas fue el Altamente Urbanizado (Figura IV-1d, Anexo VII).

NIVEL DE URBANIZACIÓN, OCURRENCIA DE MIGRADORAS Y HOMOGENEIZACIÓN TAXONÓMICA ESTACIONAL

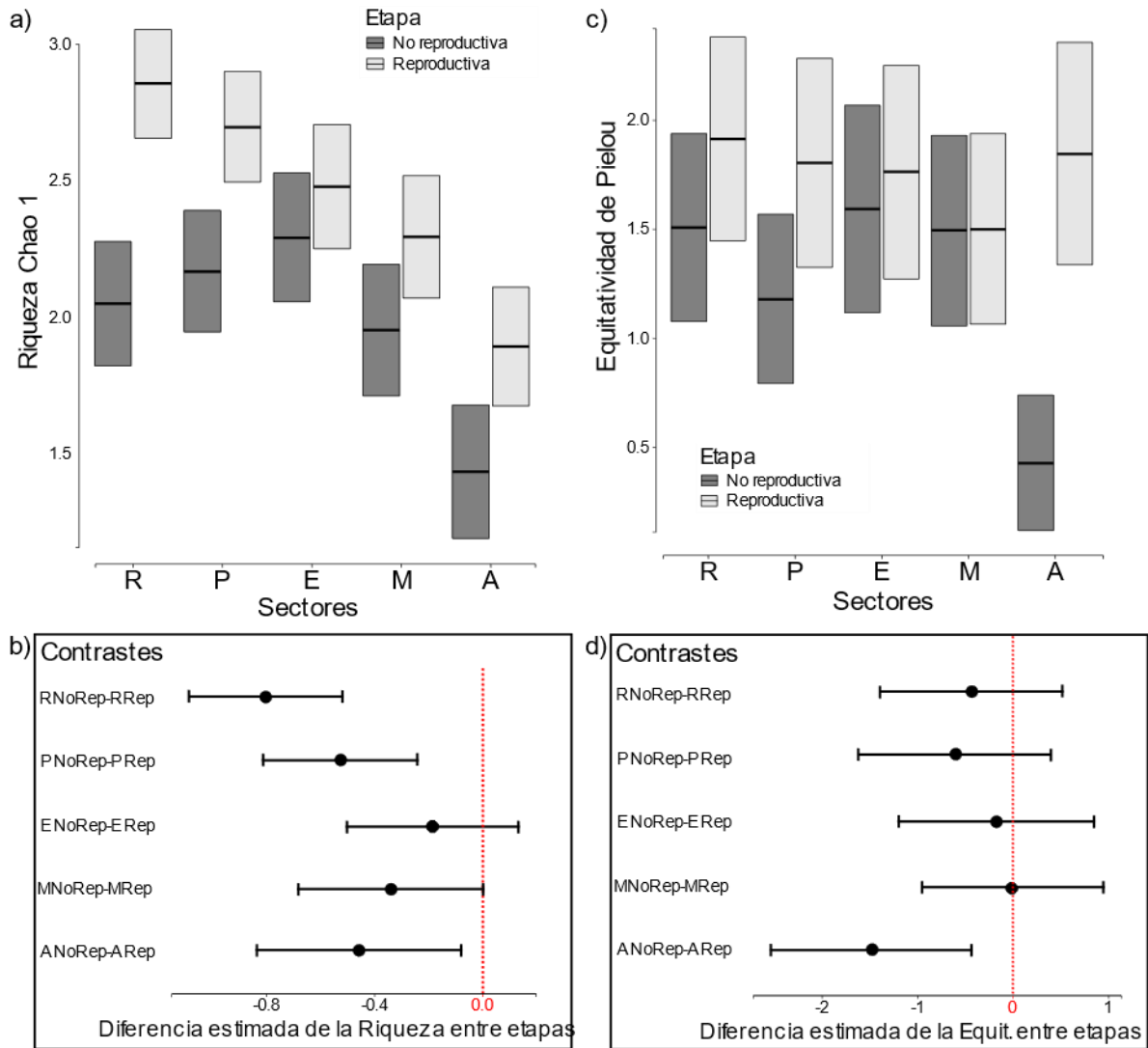


Figura IV-1. Modelos lineales generalizados de la riqueza estimada Chao 1 (a) y la equitatividad de Pielou (c) con los sectores de urbanización por etapa, junto con las comparaciones de a pares de Tukey de la riqueza estimada. (b) y la equitatividad (d). En los gráficos a y c (fila superior), las líneas negras horizontales son el valor estimado de la riqueza y la equitatividad, respectivamente, y las barras verticales son los intervalos de confianza. El color gris oscuro es la etapa no reproductiva y el gris claro la etapa reproductiva. En los gráficos b y d (fila inferior), los puntos negros son las diferencias estimadas para cada sector entre etapas y las líneas negras horizontales corresponden a los intervalos de confianza. La línea punteada roja indica cero diferencias. Sectores: "A": Altamente Urbanizado, "M": Moderadamente Urbanizado, "E": Escasamente Urbanizado, "P": Periurbano, "R": Rural, Etapas: "Rep": reproductiva, "NoRep": no reproductiva.

La disimilitud en la composición de especies entre etapas disminuyó a medida que aumentó el nivel de urbanización (cociente de verosimilitud= -0.311, P valor= 0.023; Figura IV-2; Anexo VIII). Sin embargo, la disimilitud en el sector Altamente Urbanizado aumenta en relación con los sectores Escasa y Moderadamente Urbanizados. El análisis de comparaciones de a pares de Tukey mostró que en el sector Moderadamente Urbanizado la composición de especies entre etapas es significativamente más similar que en el sector Rural (Anexo IX).

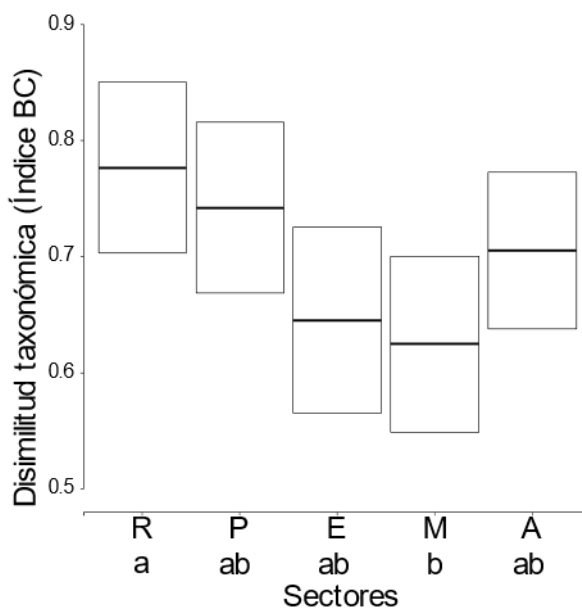


Figura IV-2. Modelo lineal generalizado de la disimilitud en la composición de especies (índice de Bray- Curtis) en función de los sectores de urbanización. Distintas letras corresponden a diferencias significativas entre sectores estimada mediante comparaciones de a pares de Tukey. Sectores: "A": Altamente Urbanizado, "M": Moderadamente Urbanizado, "E": Escasamente Urbanizado, "P": Periurbano, "R": Rural.

La prueba de adonis mostró que existe interacción entre los sectores de urbanización y las etapas para la composición de especies de aves (Anexo X). Esto quiere decir que las diferencias entre etapas dependen del nivel de urbanización. El ordenamiento de la composición de especies por sector en el NMDS y el cálculo de los intervalos de confianza con el ordiellipse por etapa resultó en que los sectores Rural y Periurbano, correspondientes al área no urbana, difirieron significativamente entre etapas en su composición mientras que en los sectores correspondientes al área urbana no tuvieron diferencias (Figura IV-3).



NIVEL DE URBANIZACIÓN, OCURRENCIA DE MIGRADORAS Y HOMOGENEIZACIÓN  
TAXONÓMICA ESTACIONAL

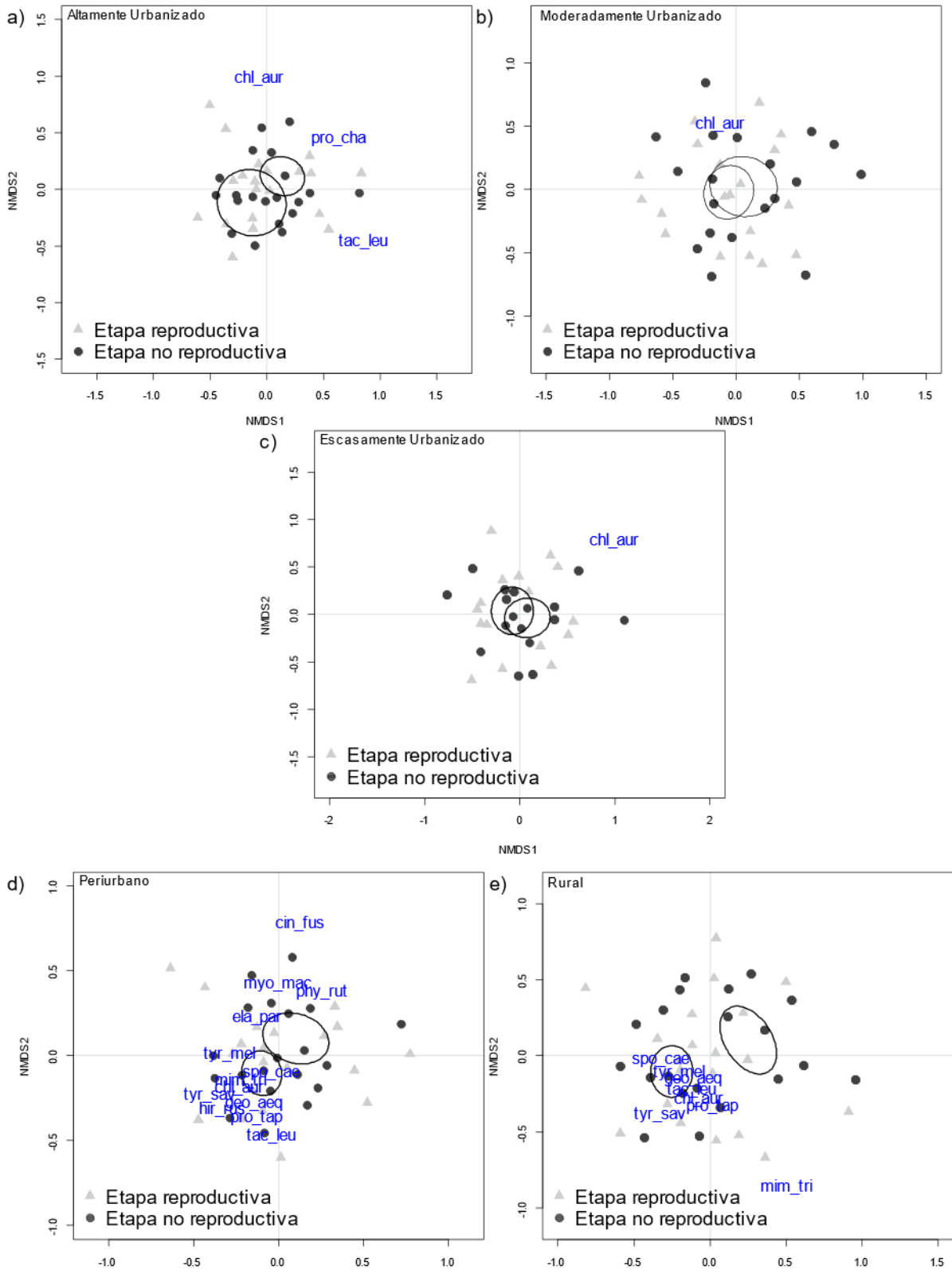


Figura IV-3. Escalamiento no métrico multidimensional basado en las abundancias de las especies de aves entre etapas para cada sector. Los triángulos grises claro son los sitios ordenados en la etapa reproductiva y los círculos gris oscuro son los sitios ordenados en la etapa no reproductiva. Las elipses negras son los intervalos de confianza de la diferencia de la composición de especies entre etapas. Solo están mostradas en azul las especies migradoras.

El análisis SIMPER mostró que para el sector Altamente Urbanizado la Torcaza y la Paloma Doméstica fueron las especies que contribuyeron a la disimilitud entre etapas (Tabla IV 1). Durante la etapa reproductiva la Torcaza tuvo mayor abundancia a diferencia de la Paloma doméstica que su abundancia fue mayor en la etapa no reproductiva. En los sectores Moderada y Escasamente Urbanizados la Torcaza, la Paloma Picazuro, el Hornero, el Zorzal Colorado, y el Benteveo fueron las especies que contribuyeron a la disimilitud entre etapas, además del Gorrión para el sector Moderadamente Urbanizado. En este último, las especies fueron más abundantes en la etapa reproductiva. En el sector Escasamente Urbanizado, la Paloma Picazuro y el Benteveo tuvieron mayor abundancia en la etapa no reproductiva. En el caso del área no urbana el Chingolo fue la especie que contribuyó para el sector Periurbano y Rural, además del Hornero y la Tijereta en el sector Rural. En el sector Periurbano el Chingolo tuvo mayor abundancia en la etapa no reproductiva, al igual que el Hornero en el sector Rural.

NIVEL DE URBANIZACIÓN, OCURRENCIA DE MIGRADORAS Y HOMOGENEIZACIÓN  
TAXONÓMICA ESTACIONAL

Tabla IV-1. Se indican el porcentaje de contribución a la disimilitud de cada una de las especies entre etapas para cada sector y el promedio de las abundancias de cada especie para cada etapa según el análisis SIMPER. Se muestran las especies con una relación de promedio de contribución y de desvío estándar mayor a uno, lo cual significa que tiene una contribución alta y la variación de las comparaciones entre las muestras de los dos hábitats es baja.

Reproductiva – No reproductiva			
<b>Altamente Urbanizado</b>			
Especies	Reproductiva	No reproductiva	% Contribución
Torcaza ( <i>Zenaida auriculata</i> )	2.7	0.5	20.3
Paloma Doméstica ( <i>Columba livia</i> )	0.9	2.2	16.8
<b>Moderadamente Urbanizado</b>			
Especies	Reproductiva	No reproductiva	% Contribución
Gorrión ( <i>Passer domesticus</i> )	3.1	1.5	16.4
Torcaza ( <i>Zenaida auriculata</i> )	3.0	2.2	13.7
Paloma Picazuro ( <i>Patagioenas picazuro</i> )	1.7	1.5	8.1
Hornero ( <i>Furnarius rufus</i> )	1.5	1.3	7.3
Zorzal Colorado ( <i>Turdus ruviventris</i> )	1.6	1.5	7.1
Benteveo ( <i>Pitangus sulphuratus</i> )	0.8	0.6	4.1
<b>Escasamente Urbanizado</b>			
Especies	Reproductiva	No reproductiva	% Contribución
Paloma Picazuro ( <i>Patagioenas picazuro</i> )	1.7	4.7	14.6
Torcaza ( <i>Zenaida auriculata</i> )	3.8	0.8	14.4
Hornero ( <i>Furnarius rufus</i> )	1.4	1.8	6.3
Calandria Grande ( <i>Mimus saturninus</i> )	1.1	0.7	5.3
Benteveo ( <i>Pitangus sulphuratus</i> )	0.9	1.2	4.5
<b>Periurbano</b>			
Especies	Reproductiva	No reproductiva	% Contribución
Chingolo ( <i>Zonotrichia capensis</i> )	2.0	2.1	10.1
<b>Rural</b>			
Especies	Reproductiva	No reproductiva	% Contribución
Chingolo ( <i>Zonotrichia capensis</i> )	1.6	1.5	17.5
Hornero ( <i>Furnarius rufus</i> )	1.0	1.3	5.5
Tijereta ( <i>Tyrannus savana</i> )	0.7	0.0	3.5

Se encontraron 14 especies migradoras, representando un 18% del total de especies. Tres de las cuales son aves que migraron desde sus sitios de nidificación y fueron registradas en el gradiente urbano- rural durante la etapa no reproductiva (la Remolinera Común- *Cinclodes fuscus*; la Calandria Real- *Mimus triurus*; y el Cortarramas- *Phytotoma rutila*). Estas especies se observaron en el sector Periurbano y la Calandria Real también en el sector Rural (Figura IV-3d y e). El Picaflor Común (*Chlorostilbon lucidus*) estuvo presente

en todos los sectores del gradiente urbano- rural y fue la única especie migradora que fue registrada en los sectores Moderada y Escasamente Urbanizados (Figura IV-3b y c). En el sector Altamente Urbanizado se registraron tres especies durante la etapa reproductiva: el Picaflor Común, la Golondrina Doméstica y la Golondrina Ceja Blanca (*Tachycineta leucorrhoa*) (Figura IV-3a). El número de especies migradoras fue mayor en el área no urbana en la etapa reproductiva (Figura IV-4a y b). Las abundancias relativas de las especies migradoras fueron mayores durante la etapa reproductiva también en el área no urbana, respecto a los otros sectores del gradiente urbano- rural (Figura IV-4c y d). El análisis SIMPER mostró a una sola especie migradora que contribuyó a la disimilitud entre etapas y fue la Tijereta (*Tyrannus savana*) en el sector Rural.

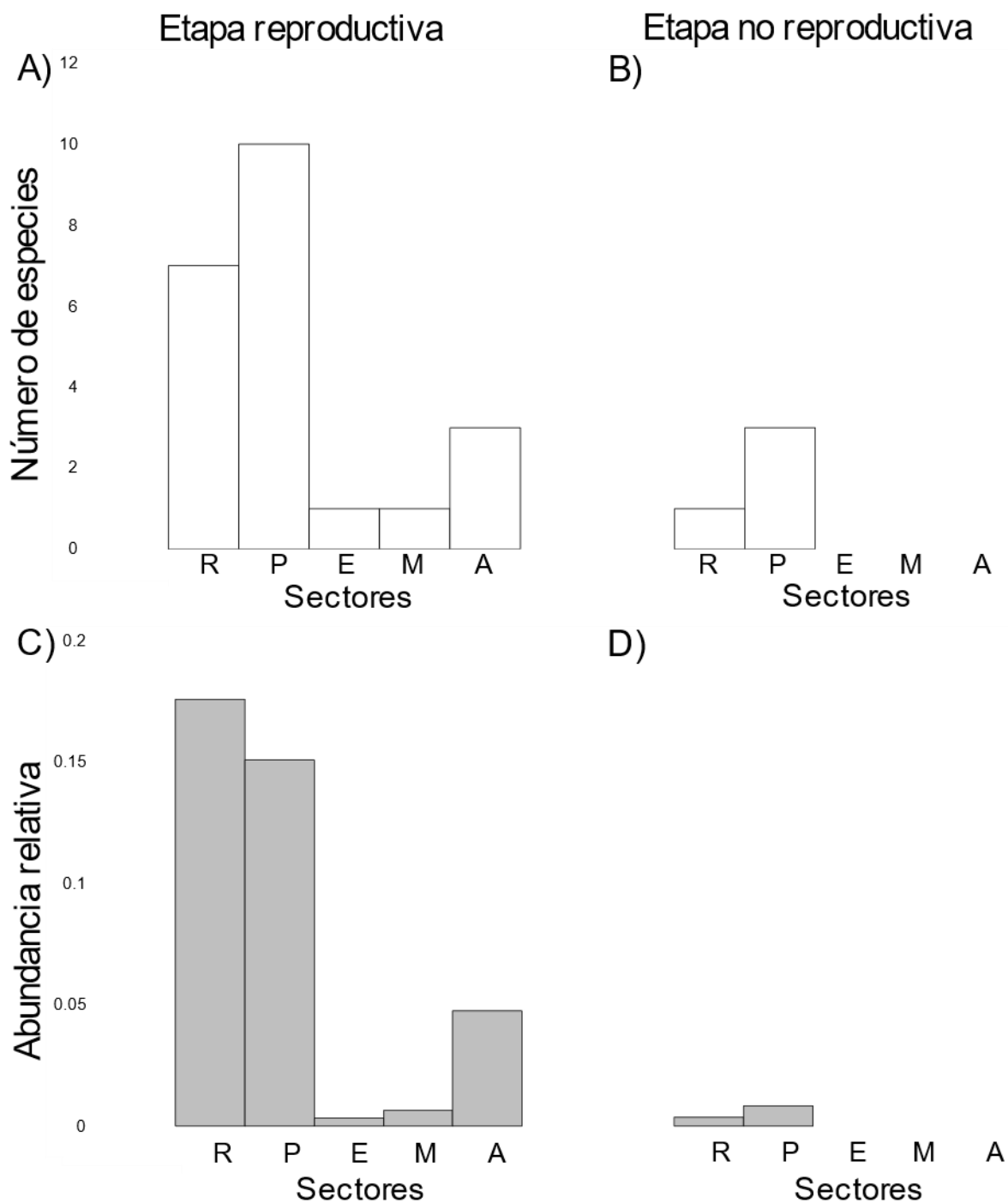


Figura IV-4. Número de especies (blanco) y abundancia relativa (gris) observada de las especies migradoras en la etapa reproductiva (a y c) y la etapa no reproductiva (b y d) discriminado por sector. Sectores: "A": Altamente Urbanizado, "M": Moderadamente Urbanizado, "E": Escasamente Urbanizado, "P": Periurbano, "R": Rural.

#### 4.6. DISCUSIÓN

La influencia de la urbanización sobre la estacionalidad de la diversidad de aves varió entre los atributos taxonómicos de los ensamblajes. En el nivel más alto de urbanización la riqueza y la equitatividad difirió entre etapas, mientras que la composición de especies en

el área urbana no difirió estacionalmente. Luego de analizar la estacionalidad de los recursos asociados a la vegetación en el capítulo anterior donde se observó que el NDVI amortiguaba su estacionalidad en el área urbana, además de lo registrado en estudios previos, se esperaba que a medida que aumenten los niveles de urbanización los atributos taxonómicos tiendan a disminuir sus diferencias entre etapas y que las especies migradoras se vieran excluidas de los niveles más altos de urbanización por el amortiguamiento estacional de los recursos (Herrera, 1981; Leveau, 2018; Shochat et al., 2006). Sin embargo, los cambios estacionales en la composición de especies fueron dados principalmente por variaciones en la abundancia relativa de algunas especies residentes que modifican su comportamiento entre etapas, mientras que los niveles de mayor urbanización tuvieron mayor número y abundancia de especies migradoras que los sectores intermedios.

A medida que aumentaron los niveles de urbanización en el gradiente urbano- rural de Buenos Aires, se observó una disminución en la estacionalidad de la riqueza específica, aunque en el sector más urbanizado fue significativamente mayor durante la etapa reproductiva. Estos resultados no fueron lo que se esperaba ya que estudios anteriores revelaron que las áreas con mayor cobertura de superficie impermeable y menor vegetación no tuvieron diferencias en la riqueza. Además, conforme a los resultados del capítulo 3, donde se evalúa el patrón de recursos asociados a la vegetación se encontró que los mismos se amortiguan en los niveles más altos de urbanización. Los cambios estacionales de la riqueza en los sitios más urbanizados pueden explicarse por la llegada de algunas especies migradoras durante la etapa reproductiva, como la Golondrina Doméstica, esperada en la zona, aunque también se han encontrado especies como la Golondrina Ceja Blanca y el Picaflor Común. Esto es consistente con otros estudios donde la presencia de especies migradoras en las áreas urbanas produce diferencias estacionales en la riqueza (Juri & Chani, 2009; Zhou & Chu, 2014). Estos resultados sugieren que el sector más urbanizado con mayor superficie impermeable puede tener cambios en la riqueza, probablemente por la llegada de las especies migradoras que se ven adaptadas al ambiente urbano (Blair, 1996).

La distribución de las abundancias relativas entre las especies, es decir la equitatividad, se mantuvo constante estacionalmente a través de todo el gradiente excepto en el sector más urbanizado. La equitatividad de una comunidad expresa la distribución de las abundancias relativas de las especies y se ha observado cambios en las abundancias de las especies consideradas residentes y que pueden estar explicadas por movimientos estacionales hacia otros sectores dentro del gradiente en busca de alimento (Newton, 2011). Por ejemplo, en las observaciones a campo se ha visto que la Torcaza es muy abundante en la etapa reproductiva y disminuye en la etapa no reproductiva, mientras que en el sector

Periurbano ocurre el patrón opuesto. Los niveles de urbanización modificaron las condiciones climáticas y la disponibilidad de recursos de tal manera que podrían generar movimientos estacionales dentro del gradiente urbano-rural. Es decir, un gradiente de usos de la tierra donde especies consideradas residentes dentro de una latitud, busquen alimento dentro de otros usos o niveles de disturbio. Esta es una situación similar a lo que ocurre en los gradientes altitudinales donde las especies en la etapa reproductiva se dirigen a zonas más elevadas en busca de alimento (Barçante et al., 2017).

En el gradiente, la composición se vuelve más similar entre etapas a medida que aumentan los niveles de urbanización, sin embargo, en el nivel máximo disminuye la similitud en relación con los sectores intermedios de urbanización. Una posible explicación es que en el sector más urbanizado aparecieron más especies migradoras que en los sectores intermedios, además, de que se detectaron mayores cambios estacionales marcados en la abundancia de especies residentes en la etapa reproductiva. Se esperaba la presencia de más especies migradoras en la etapa reproductiva en sectores intermedios, como la Golondrina Ceja Blanca o el Picaflor Garganta Blanca (Leveau & Leveau, 2012), considerando que estos sectores tenían mayor cobertura y variedad de vegetación, además que se detectó estacionalidad de los recursos asociados a la vegetación en el capítulo 3. Sin embargo, en las áreas urbanas existe la provisión de alimento por parte del ser humano que genera cambios en la dinámica de las comunidades de aves. Esta actividad produce que especies residentes puedan aumentar sus densidades y hacia finales del invierno las migradoras que llegan y explotan los mismos recursos sean desplazadas de estos sectores por la competencia (Robb et al., 2008). Esta actividad es común en los niveles intermedios de urbanización, caracterizados por ser sectores residenciales con jardines privados, que proveen además de recursos alimenticios, cuerpos de agua y recursos para nidos artificiales (Gaston et al., 2005). Sin embargo es necesario estudiar estas actividades en Argentina y Latino América, ya que la mayoría de los estudios han sido realizados en el hemisferio norte y no se sabe con certeza que se realice ese tipo de actividades en la región (Chamberlain et al., 2009; Robb et al., 2008). A pesar de que el sector más urbanizado es menos similar en la composición que en los sectores intermedios, el análisis de la composición entre etapas por sector mostró que en todos los niveles del área urbana no tienen diferencias significativas estacionales, en oposición al área no urbana donde la composición de especies sí difiere entre etapas, acorde a lo esperado. En conclusión, si bien los sectores intermedios difieren menos entre estaciones que el máximo nivel, en toda el área urbana hay una homogeneización estacional de la composición de especies de aves.

Las especies que mayormente contribuyeron a la disimilitud taxonómica de los ensambles entre las etapas en todo el gradiente urbano- rural fueron especies residentes

con cambios en su abundancia. Estacionalmente, las especies residentes modifican su comportamiento en la búsqueda de recursos, de manera que su detectabilidad puede variar entre etapas. Por ejemplo, la Paloma Doméstica contribuyó a la disimilitud entre etapas en el sector más urbanizado del gradiente siendo mayor su abundancia durante la etapa no reproductiva. Esto puede estar relacionado a cambios estacionales en su comportamiento, ya que forma parejas durante la etapa de reproducción mientras que en la etapa no reproductiva forman grupos para la búsqueda de alimento y esto puede influir en su detectabilidad (de la Peña, 2020). También, las especies residentes pueden variar en el uso de elementos dentro de los sitios como por ejemplo el Chingolo en el área no urbana donde contribuyó a la disimilitud entre etapas en el área no urbana. En otros estudios, se ha registrado que durante la etapa reproductiva aprovechan los bordes de cultivo y en la etapa no reproductiva utilizan las zonas de cultivo, motivados por la disponibilidad de recursos, en este caso se sugiere sitios de nidificación (Leveau & Leveau, 2011). Además, podrían movilizarse entre sectores dentro del gradiente también en la búsqueda de recursos. Por ejemplo, la Torcaza concentrada en el área urbana y contribuyente a la disimilitud entre etapas en dicha área se moviliza en función de la disponibilidad de granos y recursos entre las estaciones de invierno y de reproducción (Silva & Guadagnin, 2017). Estos resultados muestran que las diferencias en la composición de especies están dadas principalmente por cambios en las abundancias de las especies residentes y no por la influencia de las especies migradoras.

La ocurrencia de especies migradoras se dio en mayor medida en el área no urbana, aunque algunas fueron registradas en altos niveles de urbanización. Estas últimas están adaptadas a las condiciones y recursos que ofrece el área urbana, como por ejemplo la Golondrina Doméstica, que está relacionada con edificios altos donde nidifica (Leveau & Leveau, 2004). En cambio, en los sectores no urbanizados se registraron especies migradoras típicas de ambientes rurales o evitadoras urbanas como por ejemplo la Tijereta o el Corbatita (Leveau et al., 2018). En el capítulo siguiente se explorará la respuesta estacional y a lo largo del gradiente de todas las especies al ambiente.

La urbanización influyó en la estacionalidad de los atributos taxonómicos de las aves. Las especies residentes y los cambios registrados en su abundancia entre etapas parecieran ser las que contribuyen a los cambios en la composición en todo el gradiente y que hay menor número y abundancia de especies migradoras en las áreas urbanas. Sin embargo, se registraron migradoras en el nivel más alto de urbanización, a pesar del amortiguamiento estacional en los recursos asociados a la vegetación, las cuales son conocidas por estar adaptadas a los recursos y condiciones urbanas. En el próximo capítulo se estudiará la respuesta adaptativa a los cambios estacionales de las condiciones



ambientales y disponibilidad de recursos de las especies de aves en función de sus rasgos funcionales, para avanzar en la comprensión de los mecanismos de formación de ensamblajes involucrados.



# LA RESPUESTA ESTACIONAL DE LA DIVERSIDAD Y LA COMPOSICIÓN DE RASGOS FUNCIONALES A LA URBANIZACIÓN

## 5.1. INTRODUCCIÓN

La diversidad funcional es un componente de la diversidad que ha cobrado relevancia en los últimos años (Laureto et al., 2015), sin embargo, el patrón estacional de la diversidad funcional de las comunidades de aves y cómo influencia la urbanización este componente ha sido escasamente estudiado (Leveau, 2018). La diversidad funcional es una medida de variabilidad de los rasgos funcionales de la comunidad en un ecosistema, los cuales reflejan cómo el ambiente influye sobre la comunidad y/o cómo los organismos afectan el funcionamiento ecosistémico (Díaz & Cabido, 2001). Con los rasgos funcionales pueden verse las capacidades que tienen los organismos de habitar determinado ambiente y, en un contexto de cambio climático y de uso de la tierra tan intensos, el estudio de estas características de los organismos es fundamental (Díaz et al., 2007). Además, es posible

relacionar rasgos funcionales con un grupo de mecanismos secuenciales que generan la formación de los ensamblajes los cuales solo permiten la subsistencia de algunas especies del conjunto regional (Kraft et al., 2015). Los mecanismos están conformados, en primer lugar, por la capacidad de dispersión y de arribo de las especies (por ejemplo, su estatus migratorio); luego actuaría el filtrado ambiental *sensu stricto*, que, en ausencia de otras especies, provoca que aquellas que no toleren las condiciones abióticas y no cuenten con los recursos disponibles no puedan establecerse (por ejemplo, dónde anidan, con qué elementos lo hacen, sitios en los que buscan el alimento, que ítems conforman su dieta, entre otras). Finalmente, con la presencia de otras especies, se espera que actúen las interacciones bióticas entre ellas como la competencia o la predación (por ejemplo, especies residentes que comparten nicho ecológico con especies migradoras, en ambientes de recursos limitados pueden expulsarlas a las mismas al hacer uso de los pocos recursos disponibles) (Kraft et al., 2015). Los cambios producidos por los usos de la tierra sobre las condiciones y recursos en los ambientes nativos, intensifican los filtros ambientales siendo el filtrado ambiental el mecanismo preponderante (Birkhofer et al., 2017).

La urbanización promueve la pérdida de la diversidad funcional de aves (La Sorte et al., 2018; Leveau et al., 2020; Palacio et al., 2018; Sol et al., 2020). La principal explicación de este patrón es que la urbanización genera una disminución de la disponibilidad de recursos aumentando las interacciones negativas entre especies como la competencia y la depredación con la consecuencia de la declinación del número de especies (Palacio et al., 2018; Shochat et al., 2006). Las especies que no toleran las condiciones ambientales, no acceden a los recursos ni prosperan ante las interacciones negativas con otras especies, son en general especies que poseen rasgos funcionales únicos y son consideradas especialistas, dando lugar a lo que se conoce como “homogeneización funcional” (Devictor & Jiguet, 2007; Olden & Rooney, 2006). En las áreas urbanas las comunidades de aves se caracterizan por poseer especies con similares rasgos funcionales, explotando recursos parecidos. Si consideramos que en el proceso de urbanización se reemplazan y fragmentan parches de vegetación nativa por estructuras urbanas, a medida que se intensifica este proceso la cantidad de especies de aves que toleren estas condiciones ambientales disminuye (Sol et al., 2014). Así es que, en sitios altamente urbanizados, con baja cantidad de vegetación nativa y gran cobertura de superficie edificada los rasgos funcionales que encontremos en la comunidad es probable que sean similares y escasos. En este sentido es observable que las especies tengan lo que se conoce como “convergencia funcional”, es decir rasgos en común más similares que lo esperado por azar (Zobel, 2016) sugiriendo un proceso de filtrado ambiental detrás de la formación de este tipo de ensamblajes (Kraft et al., 2015; Petchey et al., 2007).

La migración puede promover la estacionalidad de la diversidad funcional de las comunidades de aves y, en consecuencia, influir en la estacionalidad de los procesos ecosistémicos (Giroux et al., 2012; Humphries et al., 2017). Por ejemplo, el aumento de la polinización relacionado al arribo de aves nectarívoras durante la primavera, como en el caso del Picaflor Común (*Chlorostilbon lucidus*): la misma nidifica en regiones templadas de América del Sur y transcurre la etapa no reproductiva en los trópicos (Cueto & Jahn, 2008; de la Peña, 2020). Sin embargo, las condiciones climáticas y la disponibilidad de recursos amortiguados por la urbanización pueden constituir un filtro para la migración, y así para los servicios ecosistémicos que pueden proveer las especies asociadas. Hasta nuestro conocimiento no se han estudiado qué características de las especies migradoras pueden implicar su exclusión de los distintos sectores urbanos en función de los recursos disponibles que éstos ofrecen.

## 5.2. OBJETIVOS

### 5.2.1. OBJETIVO GENERAL

Analizar el cambio estacional de la diversidad funcional y de la composición de rasgos funcionales de aves e identificar la influencia de los rasgos funcionales asociados a las aves migradoras, explorando posibles mecanismos que expliquen la formación de ensamblajes a lo largo de un gradiente urbano- rural.

### 5.2.2. OBJETIVOS PARTICULARES

1. Comparar la diversidad funcional en diferentes sectores del gradiente urbano- rural, entre las dos etapas de reproducción de las aves en el año.
2. Analizar la similitud entre etapas de la composición de rasgos funcionales dentro del gradiente urbano- rural.
3. Estudiar los cambios entre etapas de los rasgos funcionales de las especies migradoras.
4. Evaluar mediante modelos nulos las evidencias en favor de los posibles mecanismos de formación de ensamblajes en el gradiente urbano- rural para cada etapa.

## 5.3. HIPÓTESIS Y PREDICCIONES

A medida que aumenta el nivel de urbanización dentro del gradiente urbano- rural, disminuyen las diferencias entre etapas de la diversidad alfa funcional y la composición de

rasgos funcionales, debido a que la urbanización produce un aumento de los filtros sobre los rasgos de las especies migradoras, expulsándolas de las áreas urbanas.

- Se espera que la diferencia en la diversidad funcional entre etapas disminuya a medida que aumentan los niveles de urbanización en el gradiente urbano- rural.
- Se predice que, a mayores niveles de urbanización, la diferencia en la composición de rasgos funcionales entre etapas disminuirá.
- Se espera variación en los rasgos funcionales de las especies migradoras en los distintos sectores del gradiente urbano rural debido a los cambios ambientales producidos por la urbanización.
- Se predice que a medida que se intensifican los niveles de urbanización la diversidad funcional en cada etapa será menor que lo esperado por azar producto de la convergencia de rasgos funcionales.

## 5.4. MATERIALES Y MÉTODOS

### 5.4.1. ELECCIÓN DE RASGOS FUNCIONALES

Para analizar el patrón estacional de la diversidad funcional y de la composición de rasgos funcionales de aves se eligieron rasgos funcionales que reflejen la respuesta de las especies a los cambios ambientales. Los rasgos funcionales que se seleccionaron fueron dieta, sitio de forrajeo, masa corporal, sitio de nidificación, tamaño de nidada y estatus migratorio (Tabla V-1) (de la Peña, 2013; Narosky & Yzurieta, 2010; Wilman et al., 2014). La masa corporal corresponde a valores medios de ambos sexos en gramos (g) (Wilman et al., 2014) y el tamaño de nidada es el promedio del rango de la cantidad de huevos (de la Peña, 2013). La dieta y los sitios de forrajeo se obtuvieron de Wilman et al. (2014) que estimó en porcentaje el uso de los estados para cada rasgo funcional para cada especie. Se asignaron valores de uno (1) a aquellas categorías que superaran el 30% de uso, mientras que a menor porcentaje se asignó cero (0). Los estados de los rasgos no son excluyentes. En los casos donde hubo más de 2 categorías con valores mayores a 30% se generaron las categorías “omnívora” para el rasgo dieta y “multi-sitio” para el rasgo sitio de forrajeo a la cual se le aplicaron valores de 1 a estas categorías. Los sitios de nidificación se obtuvieron de de la Peña (2013), asignándoles valores de 1 a las categorías que estaban presentes para cada especie. En el caso del rasgo de estatus migratorio se asignó el valor de 1 a aquellas especies migradoras tanto estivales como invernales (Narosky & Yzurieta, 2010).

Tabla V-1. Lista de rasgos funcionales con su descripción y sus categorías

Rasgo funcional	Categorías/ descripción
Dieta	Invertebrados
	Vertebrados
	Carroña
	Frutas
	Néctar
	Semillas
	Plantas
	Omnívora
Sitio de forrajeo	Agua
	Suelo
	Sotobosque
	Medio-Alto
	Dosel
	Multi-sitio
Masa corporal	Peso promedio en gramos (g)
Tamaño de nidada	Número de huevos promedio
Sitios de nidificación	Edificaciones y construcciones humanas
	Arbustos
	Árboles
	Suelo
	Parásita
	Nidos abandonados
Estatus migratorio	Si o No

#### 5.4.2. ESTIMACIÓN DE LA DIVERSIDAD ALFA FUNCIONAL Y DIFERENCIAS ENTRE ETAPAS DE LA COMPOSICIÓN DE RASGOS FUNCIONALES

Se estimó en cada transecta la diversidad alfa funcional con el índice de Dispersión Funcional (FDis). Para calcularlo se genera un espacio multidimensional donde cada dimensión es un rasgo y las especies toman un valor dentro de ese espacio en función de sus rasgos funcionales. El índice FDis es la distancia media de las especies al centroide dentro del espacio multidimensional. Si las distancias al centroide son altas, la diversidad funcional es mayor y esto está dado por una mayor dispersión de los valores que toman las especies dentro del espacio multidimensional. Además, es posible pesar las distancias de las especies en función de sus abundancias relativas ya que el centroide cambiará su posición hacia las especies más abundantes. Si las comunidades poseen solo una especie o ninguna, la diversidad es cero. Este índice no se ve afectado por la riqueza de la comunidad, se puede utilizar cualquier medida de distancia y cualquier tipo y cantidad de rasgos funcionales (Laliberté & Legendre, 2010). El índice FDis se calculó empleando la función “dbFD” del paquete “FD” del programa R, usando una matriz de especies x rasgos y otra de sitios x especies, teniendo en cuenta las abundancias (Laliberté et al. 2015).

Para estimar las diferencias en la composición de rasgos funcionales entre etapas, se calculó la distancia media entre pares de sitios (MPD). El índice es una medida general

de la disimilitud funcional entre dos comunidades y se basa en las distancias entre las especies de dos comunidades en función de sus rasgos funcionales (Swenson, 2014a). Se utilizó la función “comdist” del paquete “picante” de R (Kembel, 2010; Kembel et al., 2010) para calcular el índice entre transectas, con dos matrices: una con la abundancia de todas las especies registradas por cada combinación sitio-etapa, y la otra matriz de rasgos por especies.

### 5.4.3. ANÁLISIS DE DATOS

Para comparar la diversidad alfa funcional a medida que se incrementa la superficie impermeable en un gradiente urbano- rural, entre dos etapas del año se realizó un modelo lineal generalizado entre el FDis y los sectores de urbanización en interacción con las etapas. Se asumió una distribución normal de probabilidades y se utilizó la función “gls” del paquete “nlme” (Pinheiro et al., 2019). Se evaluó la significancia del término de interacción haciendo el cociente de verosimilitud de los modelos con o sin interacción con la función “anova.lme” del paquete “nlme”. Si la interacción entre sectores y etapas resulta significativa, las influencias de las variables sobre la diversidad no son independientes entre sí. Se construyó una matriz de covarianzas sin estructura para controlar la correlación entre las transectas. Se chequearon los supuestos de homocedasticidad verificando la ausencia de tendencias en la distribución de los errores en el gráfico de residuos vs valores predichos y la normalidad con la prueba de Shapiro y gráficamente a través de un qq-plot. Los supuestos no se cumplieron y se procedió a modelar la varianza para resolver el incumplimiento de falta de homocedasticidad. Para ello se crearon cuatro modelos nuevos, utilizando la función “gls”, especificando una estructura de varianzas distinta para cada uno (varIdent, varExp, VarPower y VarFixed). Para establecer cuál era el modelo más parsimonioso y con mejor ajuste se utilizó el criterio de información de Akaike (AIC) entre el modelo original (sin estructuración de varianzas) y los cuatro modelos con estructuración de varianzas. El AIC informó que el mejor modelo era el que incluía la estructuración VarIdent, la cual calcula una varianza para cada categoría (en este caso la interacción sector x etapa) (Pinheiro et al., 2019). Para establecer si había diferencias significativas entre las etapas para cada sector de urbanización se realizaron comparaciones de a pares de Tukey con la función “emmeans” de la librería “emmeans” (Lenth et al., 2021).

Para analizar la estacionalidad de la composición de rasgos funcionales dentro del gradiente urbano- rural se realizó un modelo lineal generalizado con el índice MPD como variable respuesta y el sector del gradiente como factor fijo. Se asumió una distribución normal de probabilidades y se usó la función “gls” del paquete “nlme”. Se chequearon



supuestos de homocedasticidad de varianzas y de normalidad. Para evaluar cómo se diferencia la distancia entre etapas de la composición de rasgos funcionales entre sectores del gradiente urbano- rural se realizaron las comparaciones de a pares de Tukey con la función “emmeans” de la librería “emmeans”. Luego, se realizó un análisis de las cuatro esquinas con la función “traitglm” del paquete “mvabund” en R (Wang et al., 2020). Este análisis consiste en calcular los coeficientes de interacción entre los valores de los rasgos funcionales y los sectores del gradiente en cada etapa de reproducción (Brown et al., 2014). De esta manera se puede estudiar la naturaleza (positiva o negativa) y la intensidad de la interacción de cada rasgo (o estado en caso de rasgos categóricos) con los sectores de urbanización en cada etapa. Para efectuar el análisis se utilizó la matriz de sitios x especies, la de especies x rasgos funcionales y la de sitios x los sectores por etapa.

Para estudiar los cambios entre etapas de los rasgos funcionales de las especies migradoras se realizó el análisis de las cuatro esquinas, con la matriz de sitios x especies migradoras, especies migradoras x sus rasgos funcionales y sitios x los sectores con las etapas donde hubo presencia de aves migradoras. De este modo, es posible analizar que rasgos están involucrados en la respuesta adaptativa de las especies migradoras a los cambios ambientales producidos por los usos de la tierra dentro del gradiente.

Para evaluar mediante modelos nulos las evidencias en favor de los posibles mecanismos de formación de ensamblajes en el gradiente urbano-rural para cada etapa se calculó la magnitud de efecto estandarizado (MEE) para cada transecta en cada etapa. La magnitud de efecto es la comparación del patrón observado de rasgos funcionales con el patrón esperado bajo algún modelo nulo (Kembel, 2010). Con los modelos nulos se puede estimar el valor de diversidad funcional para una determinada riqueza. Para calcular la magnitud de efecto se mide la desviación del valor observado de la media de la distribución nula. Se estandariza dividiendo por el desvío estándar de la distribución nula de modo de eliminar el sesgo que puede aparecer al disminuir la varianza con el aumento de la riqueza

de la distribución nula 
$$MEE = \frac{\text{observado} - \text{media}_{\text{nulo}}}{\text{desvío estándar}_{\text{nulo}}}$$

Ecuación V-1) (Kembel, 2009; Swenson, 2014).

$$MEE = \frac{\text{observado} - \text{media}_{\text{nulo}}}{\text{desvío estándar}_{\text{nulo}}}$$

Ecuación V-1. Magnitud de efecto estandarizado (MEE) que compara la métrica observada con la media del modelo nulo, dividido por el desvío estándar del modelo nulo.

Los ensamblajes con una composición de especies aleatoria tienen una diversidad funcional que tiende a una distribución al azar. Una distribución de rasgos funcionales no aleatoria puede indicar que los ensamblajes están estructurados por algún mecanismo de formación de ensamblajes (Petchey et al., 2007). Si la magnitud de efecto estandarizado no es distinta de cero, el ensamblaje tiene una distribución al azar. En caso de valores positivos de MEE, la distribución de rasgos funcionales es mayor que la esperada por azar, es decir, lo que se denomina divergencia funcional y puede indicar evidencias de divergencia de nicho. Valores negativos de MEE muestran que los rasgos funcionales se distribuyen menos que lo esperado por azar, denominado convergencia funcional y es posible proponer un mecanismo de filtrado ambiental. Con esta métrica para cada transecta, se procedió a estimar la magnitud de efecto estandarizado para cada etapa para cada sector, realizando un modelo lineal generalizado asumiendo una distribución normal de probabilidades con la función “gls” del paquete “nlme” (Kembel et al., 2010). Se verificó el cumplimiento de los supuestos y con la función “emmeans” del paquete “emmeans” se obtuvieron los intervalos de confianza del 95% de los coeficientes calculados (Lenth et al., 2021).

## 5.5. RESULTADOS

Del total de 78 especies registradas, 46 se alimentan de invertebrados y 40 forrajean en el suelo. Respecto a la nidificación, 47 especies lo hacen en árboles y ponen en promedio 4 huevos. La especie más pesada alcanza los 1079 g mientras que la de menor masa corporal llega a los 4 g. Migran 14 especies, de las cuales nueve estuvieron presentes en la etapa reproductiva en el área de estudio mientras que cinco se encontraron en la etapa no reproductiva (Figura V-1, Anexo XIX).

LA RESPUESTA ESTACIONAL DE LA DIVERSIDAD Y LA COMPOSICIÓN DE RASGOS  
FUNCIONALES A LA URBANIZACIÓN

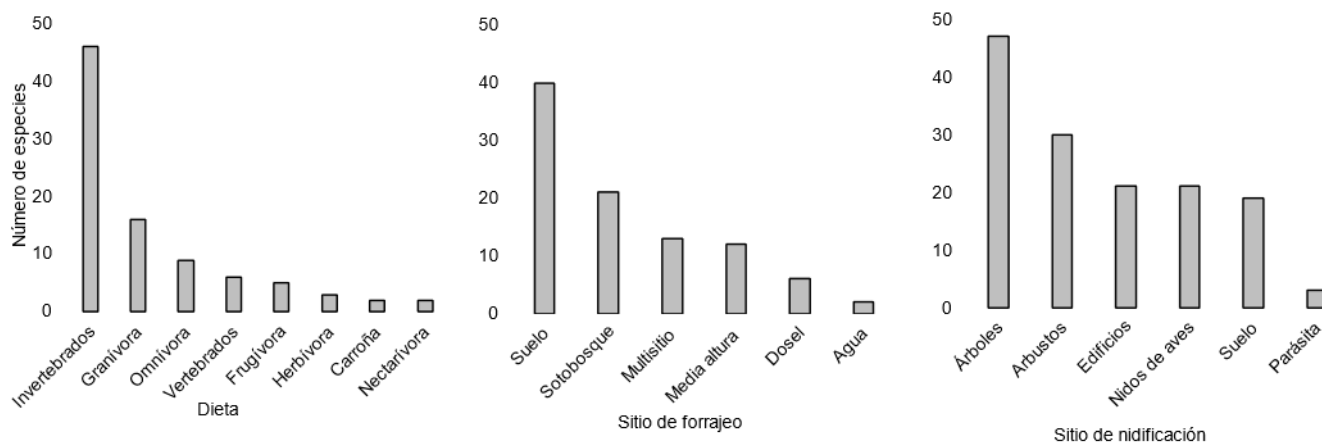


Figura V-1. Número de especies que poseen los estados de los rasgos de dieta, sitio de forrajeo y sitio de nidificación. Los estados de los rasgos no son excluyentes.

A medida que aumentan los niveles de urbanización, la diversidad funcional, estimada con el FDis, disminuye en ambas etapas (Figura V-2a, Anexo XI). La interacción entre los sectores y las etapas fue significativa (cociente de verosimilitud= 15.04, P valor= 0.01). El sector Altamente Urbanizado fue el único que tuvo diferencias significativas entre etapas (Figura V-2b, Anexo XII).

LA RESPUESTA ESTACIONAL DE LA DIVERSIDAD Y LA COMPOSICIÓN DE RASGOS FUNCIONALES A LA URBANIZACIÓN

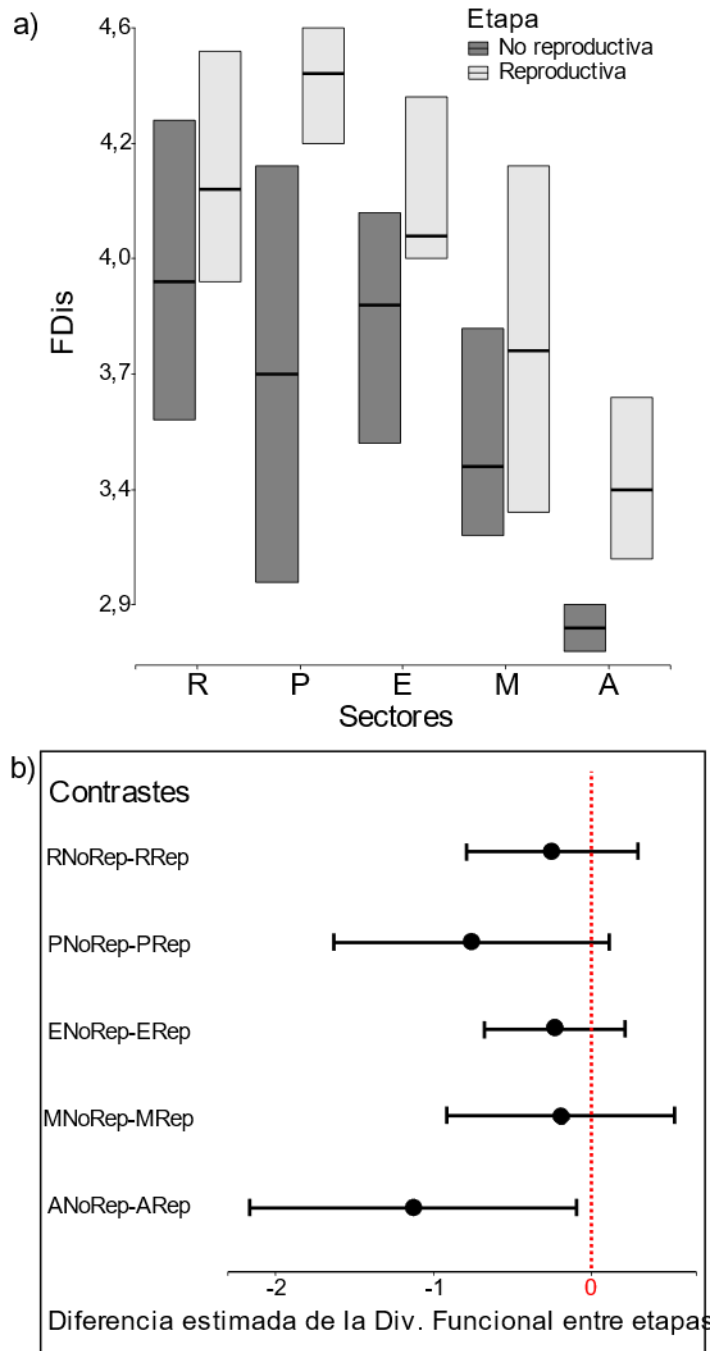


Figura V-2. Modelos lineales generalizados del FDis con los sectores de urbanización por etapa (a), junto con las comparaciones de a pares de Tukey del FDis (b).

En el gráfico a (fila superior), las líneas negras horizontales son el valor estimado de FDis y las barras verticales son los intervalos de confianza. El color gris oscuro es la etapa no reproductiva y el gris claro la etapa reproductiva.

En el gráfico b (fila inferior), los puntos negros son las diferencias estimadas para cada sector entre etapas y las líneas negras horizontales corresponden a los intervalos de confianza. La línea punteada roja indica cero diferencias.

Sectores: "A": Altamente Urbanizado, "M": Moderadamente Urbanizado, "E": Escasamente Urbanizado, "P": Periurbano, "R": Rural,

Etapas: "Rep": reproductiva, "NoRep": no reproductiva.

La distancia entre etapas de la composición de rasgos funcionales, estimada con el MPD, disminuyó a medida que aumentaban los niveles de urbanización (cociente de verosimilitud= 47.735, P valor <

0.001). Los sectores Rural, Periurbano y Escasamente Urbanizado tuvieron significativamente mayores diferencias en la composición de rasgos funcionales entre etapas que los sectores Moderada y Altamente urbanizados (Figura V-3,

Anexo XIII Anexo XIV). El análisis de las cuatro esquinas mostró que los rasgos funcionales del conjunto de especies se distribuyen espacialmente dentro del gradiente urbano rural. Por ejemplo, los sectores Alta y Moderadamente Urbanizados están positivamente relacionados con las especies que nidifican en edificios y árboles mientras que los sectores Rural y Periurbano a las especies que nidifican en arbustos, sin embargo, las aves frugívoras no se ven beneficiadas en este sector. En el caso de las etapas por sector hay muy pocos rasgos que muestran estacionalidad. Por ejemplo, en el sector Altamente Urbanizado las aves que forrajean en varios sitios se ven asociadas positivamente durante la etapa reproductiva, mientras que las especies de mayor masa corporal se vieron beneficiadas durante la etapa no reproductiva en los sectores Rural y Periurbano. El estatus migratorio estuvo fuertemente relacionado con los sectores Altamente Urbanizado, Periurbano y Rural en la etapa reproductiva. Además, en el área no urbana la dieta herbívora se vio positivamente relacionada con la etapa no reproductiva mientras que las especies que se alimentan en el sotobosque se asocian con la etapa reproductiva (Figura V-4, Anexo XV).

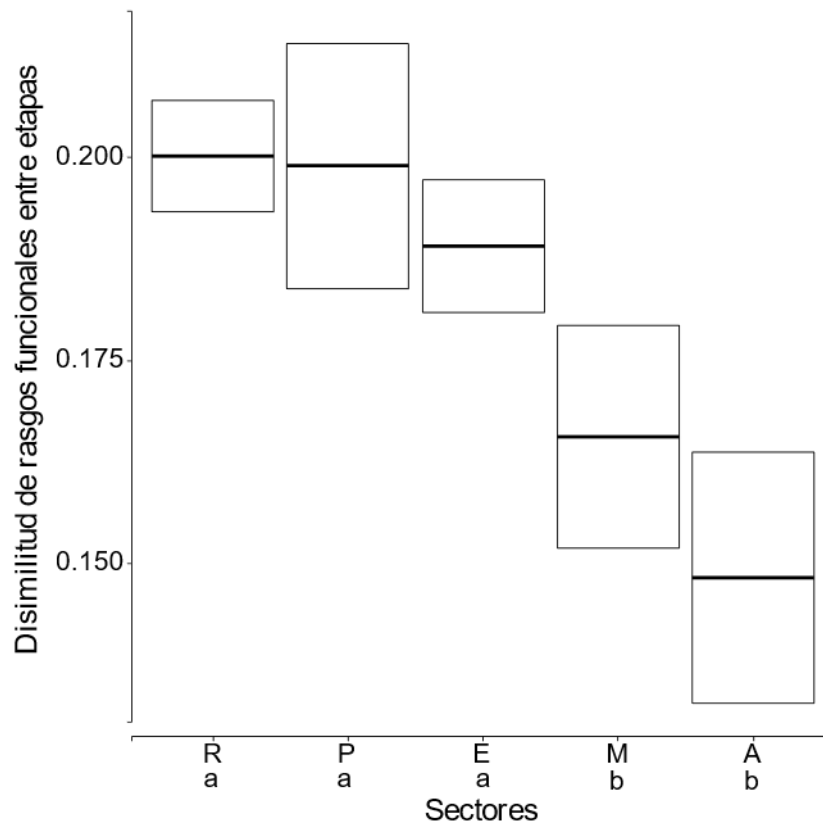


Figura V-3. Modelo lineal generalizado de la distancia entre etapas de la composición de especies (Índice MPD) en función de los sectores de urbanización. Distintas letras corresponden a diferencias significativas entre sectores estimada mediante comparaciones de a pares.

Sectores: "A": Altamente Urbanizado, "M": Moderadamente Urbanizado, "E": Escasamente Urbanizado, "P": Periurbano, "R": Rural.

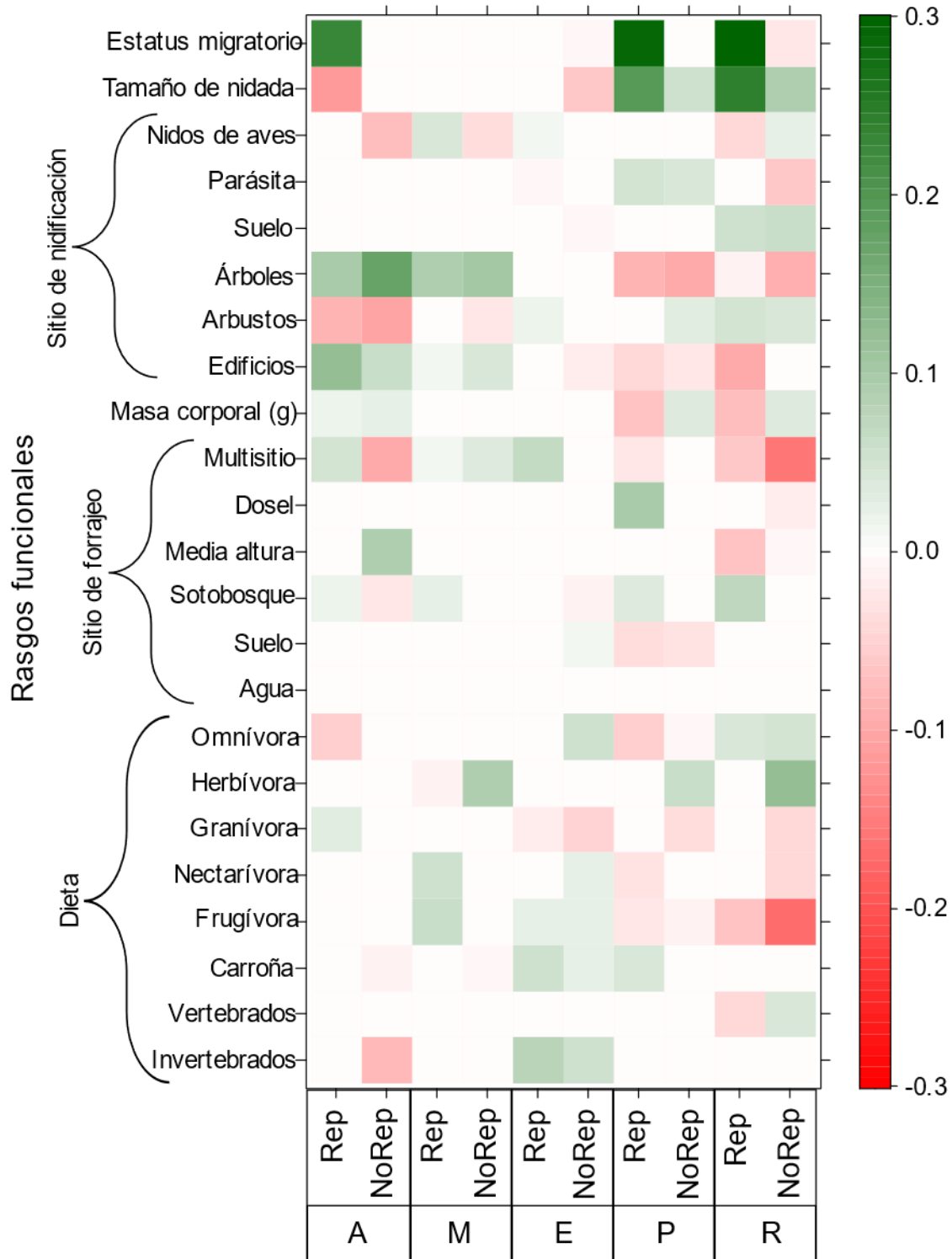


Figura V-4. Análisis de las cuatro esquinas mostrando la intensidad y tipo de relación entre rasgos funcionales de todas las especies y sectores discriminados por etapa (rojo (-): relación negativa, verde (+): relación positiva, blanco= ninguna).

Sectores: "A": Altamente Urbanizado, "M": Moderadamente Urbanizado, "E": Escasamente Urbanizado, "P": Periurbano, "R": Rural.

Etapas: "Rep": reproductiva, "NoRep": no reproductiva.

Los rasgos funcionales de las especies migradoras se vieron relacionados con la etapa reproductiva. Si bien hay especies migradoras en ambas etapas, sus rasgos

funcionales se distinguen en la etapa reproductiva. En el sector Altamente Urbanizado está positivamente relacionado las especies que nidifican en edificios, con mayor masa corporal y que se alimentan en distintos sitios (en el dosel, suelo, media altura), mientras que en los sectores Mediana y Escasamente Urbanizados son favorecidas las migradoras nectarívoras. En el sector Periurbano se ven beneficiadas las aves migradoras que nidifican en nidos de otras aves y en el sector Rural aquellas granívoras que se alimentan en el suelo y en el sotobosque (Figura V-5, Anexo XVI).

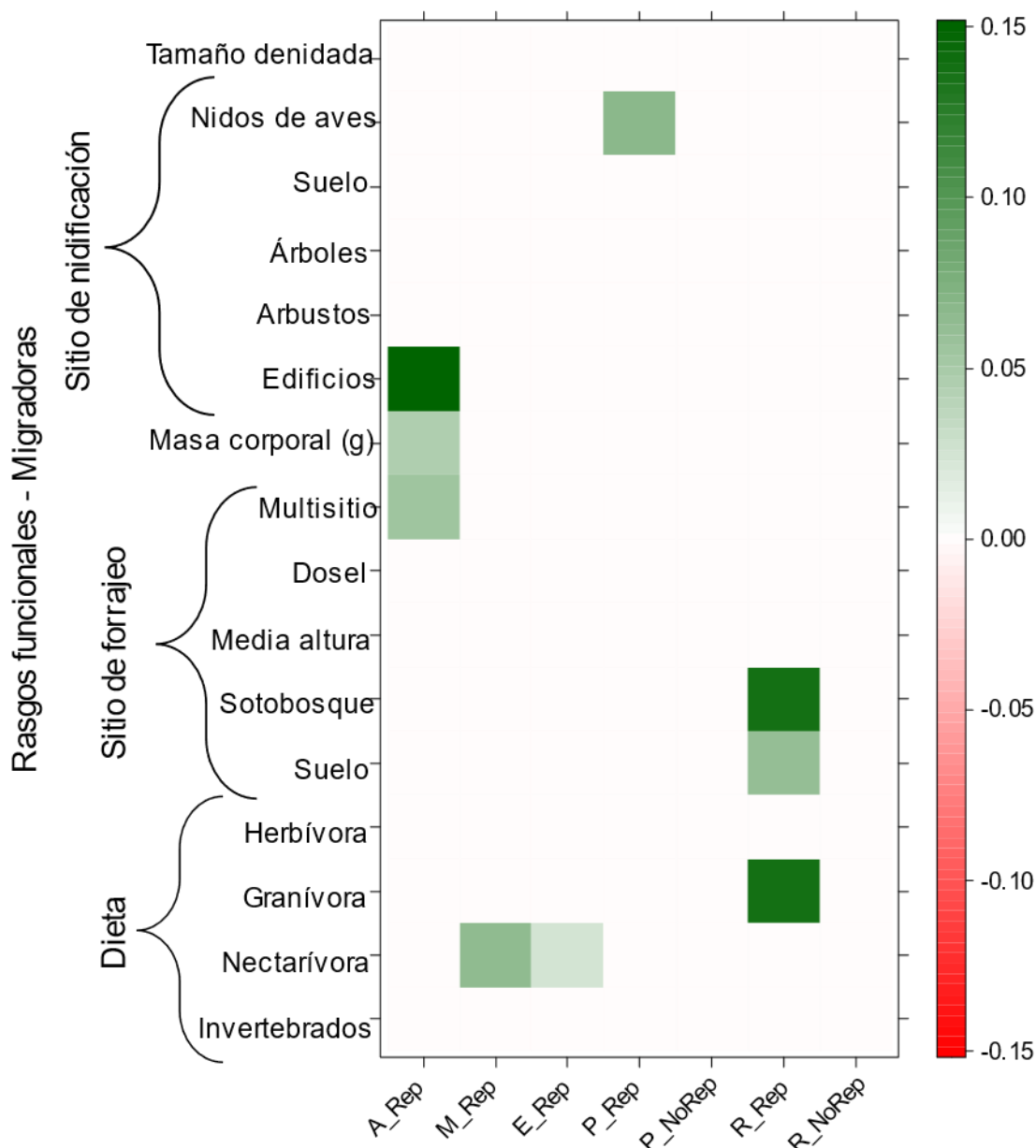


Figura V-5. Análisis de las cuatro esquinas mostrando la intensidad y tipo de relación entre rasgos funcionales de las especies migradoras y sectores discriminados por etapa (rojo (-): relación negativa, verde (+): relación positiva, blanco= ninguna).

Sectores: "A": Altamente Urbanizado, "M": Moderadamente Urbanizado, "E": Escasamente Urbanizado, "P": Periurbano, "R": Rural.

Etapas: "Rep": reproductiva, "NoRep": no reproductiva.



A medida que aumentaron los niveles de urbanización, la magnitud de efecto estandarizado de la diversidad alfa funcional para ambas etapas tendió a disminuir, es decir la urbanización lleva a que los ensambles tengan convergencia funcional, la diversidad de los rasgos funcionales es menor que lo esperado por azar. La etapa no reproductiva en los sectores Moderada y Altamente Urbanizados, además de la etapa reproductiva en este último, resultaron ser significativamente menor que cero, es decir con convergencia funcional. El caso de los sectores Rural, Periurbano y Escasamente Urbanizado durante la etapa reproductiva tuvieron valores mayores a cero, es decir los ensambles poseían diversidad de rasgos mayor que la esperada por azar, lo que se denomina dispersión de rasgos (Figura V-5. Análisis de las cuatro esquinas mostrando la intensidad y tipo de relación entre rasgos funcionales de las especies migradoras y sectores discriminados por etapa (rojo (-): relación negativa, verde (+): relación positiva, blanco= ninguna).

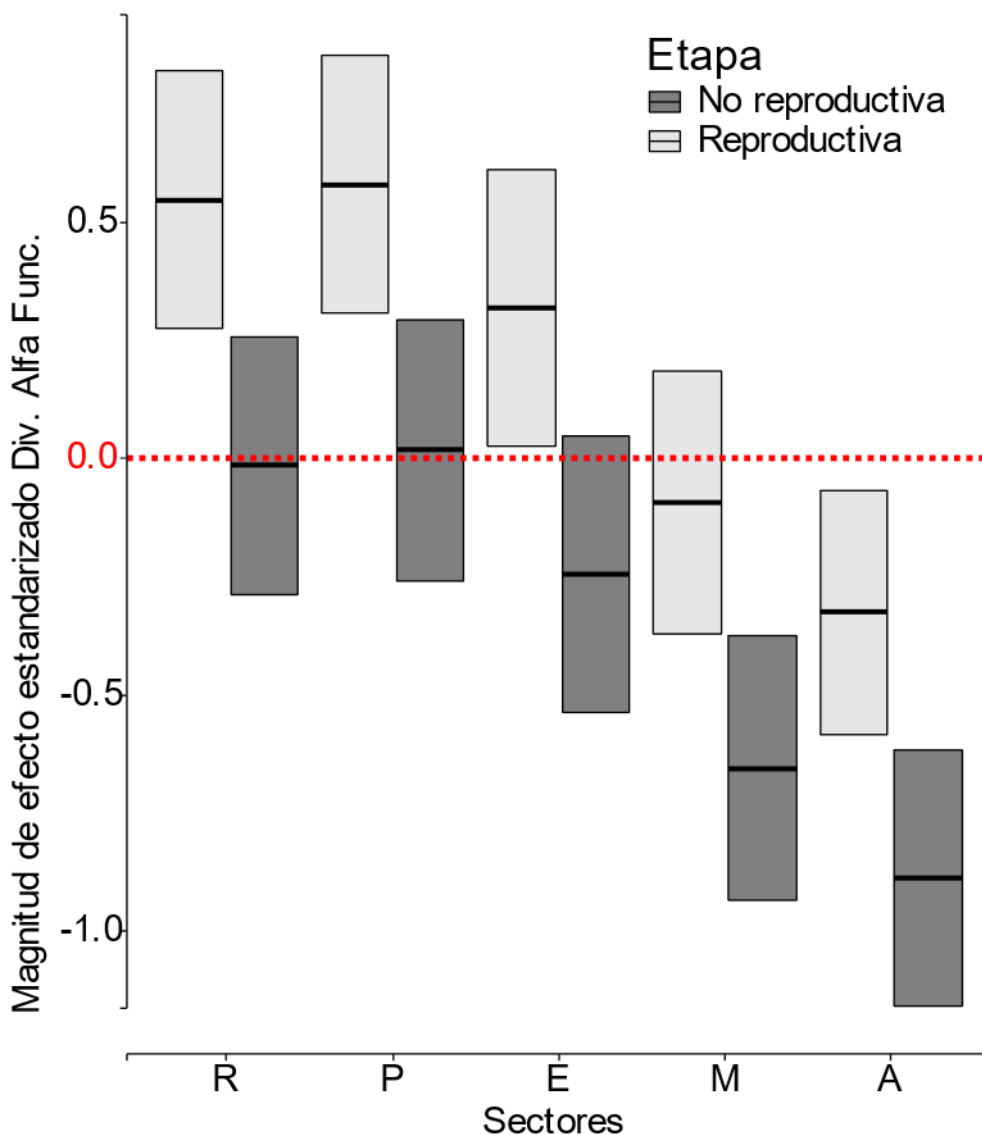


Figura V-6. Magnitud de efecto estandarizado de la diversidad alfa funcional para cada etapa en cada sector. La línea roja punteada marca el cero de la magnitud de efecto estandarizado. Las líneas negras dentro de la caja es el valor estimado y las cajas son los intervalos de confianza.

Sectores: "A": Altamente Urbanizado, "M": Moderadamente Urbanizado, "E": Escasamente Urbanizado, "P": Periurbano, "R": Rural.

Etapas: "Rep": reproductiva, "NoRep": no reproductiva.

## 5.6. DISCUSIÓN

A partir de los resultados obtenidos se pudo establecer por primera vez un patrón estacional de diversidad funcional en un gradiente urbano- rural y analizar cómo la urbanización influye en la respuesta estacional al ambiente por parte de las aves. Opuesto a lo esperado la diversidad funcional en cada sector no se diferenció entre etapas salvo en el sector más urbanizado. Sin embargo, se encontró que la composición de rasgos funcionales se vuelve más similar entre etapas a medida que aumentan los niveles de urbanización. Es

posible, que exista un umbral entre los sectores intermedios de urbanización donde mayor cobertura de superficie impermeable fue significativamente más similar entre etapas. Además, la relación entre la diversidad funcional observada y la hallada por el modelo nulo disminuye a medida que aumentaban los niveles de urbanización, teniendo el área no urbana divergencia funcional y los sectores de mayor urbanización convergencia funcional sugiriendo un mecanismo de filtrado ambiental.

Dentro del gradiente urbano- rural la diversidad funcional disminuyó a medida que aumentó el nivel de urbanización y estacionalmente se mantuvo relativamente constante, excepto en el sector más urbanizado donde la diversidad funcional fue mayor en la etapa reproductiva. Esto concuerda con estudios previos que indican que la urbanización promueve la pérdida de diversidad funcional (La Sorte et al., 2018; Palacio et al., 2018; Sol et al., 2020). El aumento de la superficie impermeable característico de los sectores muy urbanizados, reemplazando el ambiente natural y fragmentando el hábitat adecuado disminuye la disponibilidad de recursos como alimento, sitios de nidificación y refugio fomentando interacciones negativas entre especies como la competencia y la predación (Marzluff, 2001; Shochat et al., 2006). En consecuencia, se observa un aumento de aquellas especies que tienen rasgos funcionales que le permiten persistir en estos sectores muy urbanizados como la dieta granívora en detrimento de dietas frugívoras o insectívoras por ejemplo (Sol et al., 2020). La diversidad alfa funcional se mantuvo estable entre etapas y en el sector más urbanizado del gradiente tiene diferencias entre etapas. El índice FDis es una medida promedio de la diversidad funcional dentro de las transectas que luego se estimó por sector por etapa. Es probable que la disminución significativa en la etapa no reproductiva del sector más urbanizado se deba a que muchas transectas tuvieron una sola especie y en consecuencia declinaron los valores de diversidad en ese sector respecto a la etapa reproductiva (Laliberte & Legendre, 2010). Esas especies detectadas en estas transectas pueden tener rasgos similares a las especies que están en la otra etapa o no.

La distancia entre etapas de la composición de rasgos funcionales disminuyó entre etapas a medida que aumentaban los niveles de urbanización, cumpliéndose la predicción. Con el análisis de las cuatro esquinas se estableció por primera vez un patrón espacial y estacional de los rasgos funcionales de las especies de aves. En general, se observó una distribución espacial de los rasgos, por ejemplo, los sectores más urbanizados se caracterizan por tener especies que nidifican en edificios y en árboles mientras que los del área no urbana en arbustos. Muy pocos rasgos mostraron variación estacional, es decir pocos cambiaron de una etapa para la otra su relación con el sector, por ejemplo las aves que forrajean en varios sitios pasaron de estar negativamente asociadas en la etapa no

reproductiva en el sector más urbanizado a verse positivamente relacionadas en la etapa reproductiva, probablemente a una mayor cantidad de ofertas de alimento en distintos sitios como el aire, el dosel, o los troncos de los árboles (Wilman et al., 2014). Hubo rasgos que se vieron favorecidos en una etapa sola. Por ejemplo, las especies que se alimentan en el sotobosque se vieron beneficiadas en la etapa reproductiva en el área no urbana probablemente gracias a la llegada de especies migradoras que aprovechan esos sitios de forrajeo. Por otra parte, la sectorización del gradiente nos permitió encontrar en los sectores intermedios un umbral en las diferencias estacionales en la composición de rasgos funcionales entre los sectores Escasa y Moderadamente Urbanizado. Un umbral es considerado un punto o límite donde los valores cambian (Collin, 2004) y en este caso la composición de rasgos funcionales se vuelve más similar en valores altos de urbanización, a partir de 34% de cobertura de superficie impermeable.

Con la llegada de especies migradoras a los distintos sectores, se esperaba que las mismas tuvieran rasgos que les permitieran prosperar en cada sector del gradiente y en cada etapa en función de los recursos disponibles y las condiciones ambientales. El análisis de las cuatro esquinas de las aves migradoras mostró que en el sector más urbanizado las mismas nidifican en edificios y se ven beneficiadas aquellas con mayor masa corporal. Estos rasgos son característicos de las aves residentes urbanas, aquellas explotadoras o adaptadoras urbanas, es decir aves que dependen exclusivamente de los recursos de las ciudades o que pueden vivir tanto en las áreas urbanas como en áreas no urbanas (Blair, 1996). La superficie impermeable provee de huecos que pueden funcionar como sitios de nidificación o de refugio, sin embargo, pocas especies se ven favorecidas por este recurso y tienen en general abundancias altas (Amaya-Espinel et al., 2019). Por otra parte, las especies que prosperan en las áreas urbanas suelen tener un gran tamaño corporal, posiblemente debido a la necesidad de tener una mayor capacidad competitiva y flexibilidad comportamental (gran tamaño corporal está relacionado a mayor tamaño cerebral) en respuesta a las condiciones negativas como el tránsito vehicular o los bajos recursos (Palacio, 2020; Sol et al., 2020). En cambio, especies que migran en la etapa reproductiva que se alimentan en el suelo y sotobosque y son granívoras se ven desfavorecidas con el incremento del nivel de urbanización. En las áreas con bajos niveles de urbanización o rurales, las porciones de suelo desnudo y vegetación corta que permite la ocurrencia de estas especies, por ejemplo optimizando la búsqueda de alimento y disminuyendo el riesgo de predación (Whittingham & Evans, 2004). Las especies granívoras, por su parte, se ven beneficiadas con los cambios estacionales de las actividades agropecuarias ya que al abrir el suelo, aumenta la disponibilidad de alimento por afloramiento las semillas (Whittingham & Evans, 2004). Sin embargo, en áreas con niveles moderados de urbanización, los cambios

estacionales en el comportamiento de las especies residentes pueden favorecer a las especies migradoras. Por ejemplo, la construcción y abandono de nidos por parte de especies de las familias Furnaridae (principalmente Hornero (*Furnarius rufus*)) y Picidae (género *Colaptes*) probablemente favorece a las especies migradoras que nidifican en nidos de otras aves (de la Peña, 2013). Las especies de estas familias conocidas como ingenieras ecosistémicas, producen cambios estructurales que modifican las condiciones abióticas y los recursos disponibles en este sector (Jones & Gutiérrez, 2007). La homogeneización estacional en las condiciones ambientales con el aumento del nivel de urbanización, es consistente con el concepto de homogeneización funcional de los ensamblajes de especies dado por la urbanización, ya que las especies migradoras que logran establecerse en este sector poseen rasgos funcionales similares a las residentes y explotan recursos típicos del sistema urbano (Devictor et al., 2008; Olden & Rooney, 2006).

El estudio de la magnitud de efecto estandarizado mostró una tendencia a la convergencia de rasgos funcionales a medida que aumentó el nivel de urbanización. Este patrón indica que las especies son redundantes funcionalmente, es decir que tienen rasgos similares, consistente con un proceso de filtrado ambiental como mecanismo preponderante en la formación de estos ensamblajes (Kraft et al., 2015; Zobel, 2016). El proceso de urbanización genera fragmentación y pérdida de parches de vegetación nativa para dar lugar a porciones de superficie edificada disminuyendo la cantidad y variedad de recursos disponibles, además de que las condiciones de estas áreas son desfavorables para las especies nativas (Elmqvist et al., 2013; McKinney, 2006), es un escenario propicio para que prepondere un proceso de filtrado ambiental (Kraft et al., 2015) a medida que se intensifica la urbanización. Las especies migradoras que pueden acceder a las áreas urbanas durante la época reproductiva son adaptadoras urbanas, con rasgos funcionales que reflejan adaptaciones a ambientes urbanos como la nidificación en edificios y gran masa corporal. Muchas especies residentes registran también estos rasgos, por lo que la llegada de las migradoras no brinda nuevos rasgos a la comunidad. Por otra parte, en oposición al área urbana, en el área no urbana en la etapa reproductiva se observó una divergencia funcional, patrón que sugiere la predominancia de un proceso de diferenciación de nichos en la conformación de los ensamblajes típicos de ambientes locales heterogéneos (Kraft et al., 2015; Zobel, 2016). Por consiguiente, es posible que las especies en la etapa reproductiva en esta área difieren en alguna dimensión de su nicho realizado (en caso de que los recursos sean limitantes y haya competencia por los mismos) para poder coexistir (McGill et al., 2006)

En este capítulo, se encontraron resultados y posibles conclusiones novedosas respecto a nuestro conocimiento hasta el momento de la influencia de la urbanización en la estacionalidad en la diversidad funcional a nivel local y la composición de los rasgos

funcionales de las comunidades en un gradiente urbano- rural. El nivel de urbanización, estimado principalmente por la superficie impermeable, es un factor fundamental respecto a la estacionalidad de la disponibilidad de los recursos para las aves. Especies migradoras adaptadas a altos niveles de urbanización arriban en la etapa reproductiva, sin embargo, los rasgos funcionales son similares a los de las especies residentes generando que las diferencias estacionales en la composición de rasgos funcionales no sean altas. La superficie impermeable representa un recurso estático que reemplaza ambientes naturales o parches de vegetación, disminuyendo la posibilidad de cambios en la estacionalidad de las condiciones y los recursos. En consecuencia, se incrementa la convergencia funcional sugiriendo un proceso de filtrado ambiental. Así, las migradoras que no nidifican en edificios y con baja masa corporal se ven excluidas de las áreas urbanas. La sectorización del gradiente fue fundamental para determinar un valor umbral de cobertura de superficie impermeable dentro del gradiente urbano- rural en las diferencias en la estacionalidad de rasgos funcionales.

En el próximo capítulo se estudiarán las relaciones de parentesco entre las especies de aves dentro del gradiente y entre etapas, explorando la estructura filogenética de las comunidades con la llegada de especies migradoras y su relación con los mecanismos de formación de ensambles.

# URBANIZACIÓN, ESTACIONALIDAD Y ESTRUCTURA FILOGENÉTICA DE LAS COMUNIDADES DE AVES

## 6.1. INTRODUCCIÓN

La diversidad filogenética es una medida de las relaciones evolutivas que hay entre las especies dentro de una comunidad (Winter et al., 2013). Es una faceta de la diversidad que ayuda a entender qué mecanismos subyacen detrás de la formación de los ensambles y a preservar la historia evolutiva de las especies, la cual ha sido poco estudiada (Devictor et al., 2010; Mouquet et al., 2012). Desde el punto de vista de una comunidad, es probable que las comunidades filogenéticamente diversas sean más resistentes a los cambios ambientales y mejores para preservar linajes únicos (Corbelli et al., 2015; Faith, 1992). Además, el estudio de la estructura filogenética de las comunidades locales nos permite comprender los procesos que forman los ensambles especialmente en paisajes modificados

por las actividades humanas (Cavender-Bares et al., 2009; Kraft & Ackerly, 2010; Webb et al., 2002).

La urbanización produce pérdida de diversidad filogenética de las comunidades de aves (Ibáñez-Álamo et al., 2017; La Sorte et al., 2018; Palacio et al., 2018; Sol et al., 2017 pero ver Leveau, 2021; Leveau et al., 2020). Las especies que sobreviven en estos ambientes suelen tener rasgos similares ya que los filtros ambientales generan una presión selectiva sobre las especies, perdiéndose especies especialistas y prosperando especies generalistas (Devictor, Julliard, & Jiguet, 2008). Estas especies suelen tener una historia evolutiva reciente o suelen estar muy emparentadas entre sí (Morelli et al., 2016), y esto produce una pérdida de especies evolutivamente distintas que abarcan gran parte de la diversidad filogenética (Jetz et al., 2014), asumiendo que la filogenia representa diferencias funcionales en la composición del ensamble (Flynn et al., 2011). De cualquier manera, cómo la urbanización influye sobre la diversidad filogenética de los ensamblajes está poco estudiado (Sol et al., 2017) y hasta nuestro conocimiento el patrón estacional no ha sido analizado.

Los usos de la tierra producen cambios en la estructura filogenética de las comunidades de especies pertenecientes al conjunto regional, debido a las nuevas reglas de ensamblado que estos ambientes imponen (Menezes et al., 2020). Un determinado carácter puede estar conservado o ser convergente en la filogenia del conjunto regional y en función de los procesos que ocurran en los ambientes novedosos producidos por los usos de la tierra pueden generar comunidades con agrupamiento o sobredispersión filogenética (Emerson & Gillespie, 2008). Si observamos que en una comunidad las especies están más emparentadas que lo esperado por azar, la misma está agrupada filogenéticamente mientras que si las especies están más alejadas que lo esperado por azar la comunidad tiene sobredispersión filogenética (Emerson & Gillespie, 2008). En este capítulo, se espera dilucidar cómo la urbanización influencia la estructura filogenética de las comunidades. En general, sitios donde el filtrado ambiental forma ensamblajes con especies con rasgos funcionales similares las comunidades suelen estar agrupadas filogenéticamente (Mouquet et al., 2012).

La estacionalidad de la diversidad y estructura filogenética de las aves no ha sido estudiada, hasta nuestro conocimiento, en gradientes urbano- rurales. La llegada de especies migradoras en las distintas etapas del año produce modificaciones en la estacionalidad de la composición de las comunidades de aves (Avery & van Riper III, 2007). Se puede inferir que la llegada de especies nuevas podría modificar las relaciones filogenéticas entre las especies de modo de alterar la diversidad y estructura filogenética de la comunidad entre estaciones. Sin embargo, dependerá de cuán relacionadas



filogenéticamente estén las especies migradoras con las especies residentes, cómo variará la estacionalidad de la diversidad y la estructura filogenética de las comunidades (Swenson, 2011).

## 6.2. OBJETIVOS

### 6.2.1. OBJETIVO GENERAL

El objetivo general de este capítulo es estudiar la influencia de la urbanización en la diversidad filogenética a lo largo del gradiente urbano- rural en las dos etapas de reproducción de las aves y la contribución de las especies migradoras en los patrones encontrados.

### 6.2.2. OBJETIVOS PARTICULARES

1. Comparar la diversidad alfa filogenética de la etapa reproductiva con la etapa no reproductiva en cada sector del gradiente urbano-rural.
2. Analizar la variación del grado de parentesco entre etapas en el gradiente urbano-rural y los cambios en la filogenia en cada etapa por sector.
3. Estudiar la influencia de las especies migradoras en la diversidad filogenética a lo largo del gradiente urbano- rural.
4. Identificar la estructura filogenética de las comunidades evaluando el grado de parentesco de los ensambles formados en cada sector del gradiente urbano- rural en cada etapa.

## 6.3. HIPÓTESIS Y PREDICCIONES

A medida que aumentan los niveles de urbanización en el gradiente urbano- rural de Buenos Aires, las especies se encuentran filogenéticamente más emparentadas entre etapas debido a que las especies migradoras que podrían aportar cambios estacionales en las relaciones filogenéticas (ya que incorporan clados no representados en la comunidad) se ven excluidas de las áreas urbanas, promoviéndose el agrupamiento filogenético.

- Se espera que cuanto mayor sea el nivel de urbanización, menor sea la diferencia entre etapas de la diversidad filogenética a lo largo del gradiente urbano- rural.
- Se predice mayor similitud filogenética entre etapas a medida que incrementa el nivel de urbanización.

- Se espera que la llegada de especies migradoras genere la incorporación de clados no representados en el árbol filogenético de la comunidad, aumentando la diversidad filogenética.
- Se predice que a mayor nivel de urbanización haya mayor agrupamiento filogenético de las especies que componen las comunidades.

## 6.4. MATERIALES Y MÉTODOS

### 6.4.1. OBTENCIÓN DEL ÁRBOL FILOGENÉTICO

Para cumplir con los objetivos de este capítulo se obtuvieron los árboles filogenéticos de las especies registradas en los muestreos. Se utilizó una base de datos filogenéticos de acceso libre y gratuito, disponible en [www.BirdTree.org](http://www.BirdTree.org), que, a partir de una filogenia de aves de todo el mundo, calcula entre 100 a 10000 árboles filogenéticos con el conjunto de especies de interés (Jetz et al., 2012). Se descargaron 100 árboles para cada conjunto de especies: con todas las especies registradas, todas las especies sin las migradoras, y los conjuntos de especies por sector y por etapa. Los árboles obtenidos eran descargados en un archivo de extensión “nexus” el cual fue leído en el programa R mediante la función “read.nexus” del paquete “ape” (Paradis & Schliep, 2019). Con este mismo paquete se obtuvo un árbol consenso para conjunto de especies definido con la función “as.phylo” (Paradis & Schliep, 2019). Con la función “cophenetic” del paquete estadístico básico de R (“stats”) se calculó la matriz de distancias filogenéticas entre especies de cada árbol construido (R Development Core Team, 2020).

### 6.4.2. ESTIMACIÓN DE LA DIVERSIDAD Y LA DISTANCIA FILOGENÉTICAS ENTRE ETAPAS DE REPRODUCCIÓN

Para contrastar la diversidad alfa filogenética de la etapa reproductiva con la etapa no reproductiva en cada sector y estudiar la influencia de las especies migradoras en la filogenia del gradiente urbano- rural se estimó la distancia promedio entre pares en función de su filogenia (MPD, sus siglas en inglés) (Webb et al., 2002). Para la estimación de la diversidad se utilizó el árbol filogenético de todas las especies. Se basa en distancias filogenéticas entre especies, las cuales representan el largo de la rama que separa a las mismas en el árbol filogenético (Swenson, 2014). Dentro de cada transecta, calcula la sumatoria de todas las distancias filogenéticas entre los pares de especies dividido por el total de especies de la transecta (Swenson, 2014; Webb, 2000). Representa una medida promedio de diversidad filogenética y es una de las más utilizadas, en la cual es posible pesar la abundancia (Swenson, 2014). Una comunidad con especies muy abundantes y

relacionadas filogenéticamente tendrá menores valores de MPD que una comunidad más equitativa en las abundancias relativas de sus especies. Considerando que en ambientes muy disturbados las comunidades suelen ser menos equitativas respecto a su abundancia relativa, se optó por pesar la abundancia en el cálculo de MPD. Se utilizó la función “mpd” del paquete “picante” proporcionando la matriz de distancias cofenéticas entre especies y la matriz de sitios por especies (Kembel, 2010; Kembel et al., 2010). Aquellas transectas con una o cero especies registradas fueron excluidas del análisis debido a que el MPD no podía ser calculado en esos casos. Se calculó para todas las transectas con y sin migradoras.

Para analizar la variación entre etapas de la distancia filogenética en el gradiente urbano-rural, se calculó la distancia promedio entre pares (MPD) al igual que la diversidad alfa filogenética, aunque en este caso la distancia calculada es entre las especies que componen los ensambles de una misma transecta, pero en dos etapas distintas. Para estimar esta métrica se utilizó la función “comdist” del paquete “picante” y se utilizó la matriz de sitios por especies pesando las abundancias y la matriz de distancias cofenéticas entre especies.

### 6.4.3. ANÁLISIS DE DATOS

Para contrastar la diversidad alfa filogenética de la etapa reproductiva con la etapa no reproductiva en cada sector del gradiente, se realizó un modelo lineal generalizado asumiendo una distribución normal de probabilidades entre la diversidad alfa filogenética (MPD con todas las especies) y los sectores en interacción con las etapas. En el programa R se utilizó la función “gls” del paquete “nlme”, armando una matriz de correlación general sin estructura entre las transectas debido a que estas fueron muestreadas dos veces. Se estudió la significancia del término de interacción evaluando el cociente de verosimilitud de los dos modelos utilizando la función “anova.lme” del paquete “nlme”. La interacción significativa indica que la urbanización influye en la estacionalidad de la diversidad alfa filogenética debido a que las etapas y los sectores no son independientes. Al chequear los supuestos se detectó heterogeneidad de varianzas y para resolverlo se modeló la misma, siendo el mejor modelo “VarPower” (se calcula un parámetro donde la varianza es la función de potencia de una covariable) (Pinheiro et al., 2019). Para establecer la existencia de diferencias significativas entre etapas en la diversidad alfa filogenética para cada sector se realizaron comparaciones de a pares de Tukey con la función “emmeans” del paquete “emmeans” (Lenth et al., 2021).

Para analizar la variación entre etapas de la distancia filogenética en el gradiente urbano-rural se realizó un modelo lineal generalizado entre el MPD entre etapas y los

sectores de urbanización asumiendo una distribución normal de probabilidades. Se utilizó la función “gls” del paquete *nlme* y para examinar la existencia de diferencias entre los distintos sectores en función del MPD entre etapas se usó la función “emmeans” del paquete “emmeans”. Para analizar los cambios estacionales en la filogenia en el gradiente urbano-rural, se graficaron los árboles filogenéticos por etapas para cada sector haciendo énfasis en las especies que se tienen en común entre etapas.

Para estudiar la influencia de las especies migradoras en la filogenia del gradiente urbano- rural se realizó un modelo lineal generalizado entre la diversidad filogenética (MPD) de todo el conjunto de especies y la presencia/ ausencia de migradoras asumiendo una distribución normal de probabilidades. Se utilizó la función “gls” del paquete *nlme* y se chequearon los supuestos de normalidad y heterogeneidad de varianzas. Se realizaron comparaciones de a pares de Tukey entre la diversidad filogenética en presencia o ausencia de migradoras con la función “emmeans” del paquete “emmeans” (Lenth et al., 2021)

Para evaluar la estructura filogenética de los ensambles formados en cada sector del gradiente urbano- rural en cada etapa utilizando modelos nulos se calculó la magnitud de efecto estandarizado (MEE) para cada transecta en cada etapa. La magnitud de efecto estandarizado es el resultado de comparar las relaciones filogenéticas observadas con el patrón esperado de algún modelo nulo filogenético (Steven W. Kembel, 2010; Webb et al., 2002). La estimación de esta métrica se realizó utilizando la función “ses.mpd” del paquete “picante” para cada transecta, con la matriz de distancia cofenética, pesando la abundancia y para el modelo nulo se utilizó el algoritmo de intercambio independiente (“independent swap” en inglés) (N. J. Gotelli, 2000). Con un modelo lineal generalizado, asumiendo una distribución normal de probabilidades, se estimó la magnitud de efecto estandarizado en cada sector para cada etapa con sus intervalos de confianza correspondientes. Se utilizó la función “gls” del paquete “nlme”, se chequearon los supuestos y con la función “emmeans” del paquete “emmeans” se obtuvieron los intervalos de confianza para cada valor estimado de magnitud de efecto estandarizado. Estimaciones negativas significan que en esa comunidad hay agrupamiento filogenético y estimaciones positivas indican sobredispersión filogenética.

## 6.5. RESULTADOS

Se registraron 30 familias de aves en total, de las cuales ocho tienen especies migradoras. Dos de estas ocho, las familias Hirundinidae (hirundínidos: golondrinas) y Cotingidae (cotíngidos: cortarramas) únicamente se registraron especies migradoras y no se registraron residentes (Figura VI-1). Las familias con mayor número de especies fueron

Tyrannidae (tiránidos: benteveos, tijeretas y suiriríes), Furnaridae (furnáridos: horneros y espineros), Thraupidae (traúpidos: cardenales, corbatitas y jilgueros), Columbidae (colúmbidos: palomas) e Icteridae (ictéridos: tordos y varilleros). El 44% de los tiránidos registrados fueron aves migradoras, mientras que el 14% de las especies de furnáridos y traúpidos fueron migradoras y ningún miembro de los ictéridos o colúmbidos fueron migradores.

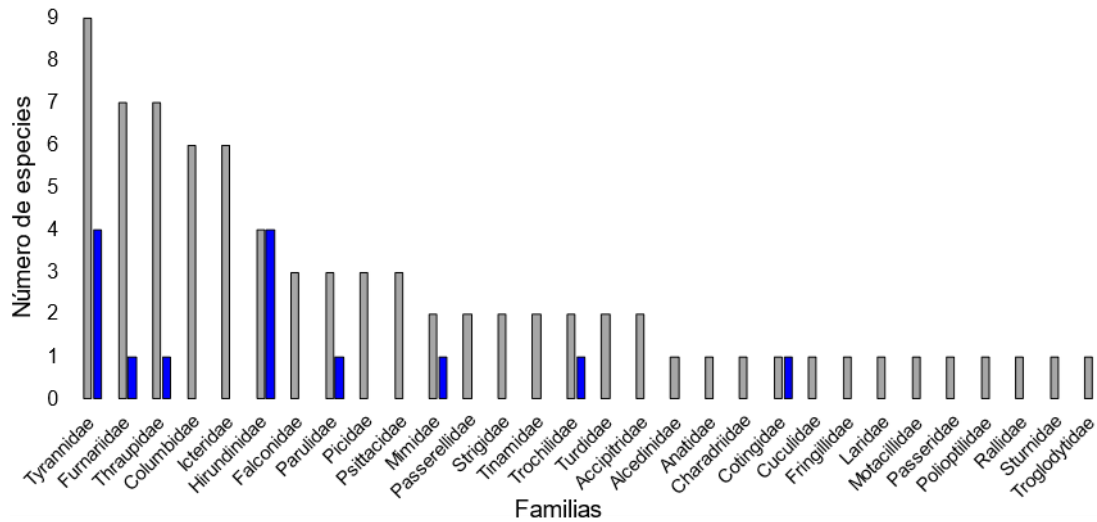


Figura VI-1. Número de especies por familia para las 30 registradas. Las barras azules corresponden a la cantidad observada de especies migradoras.

La interacción entre los sectores y las etapas resultó no significativa para la diversidad alfa filogenética (MPD) (cociente de verosimilitud= 2.780, P valor= 0.595). Esto quiere decir que la respuesta de la diversidad filogenética a la urbanización es independiente de la etapa (Figura VI-2). Entre etapas no hay diferencias significativas (diferencia estimada en las comparaciones de a pares de Tukey = -2.51, P valor= 1) mientras que, entre sectores, el Escasamente Urbanizado resulta tener la mayor diversidad filogenética (Figura VI-2, Anexo XX y Anexo XXI).

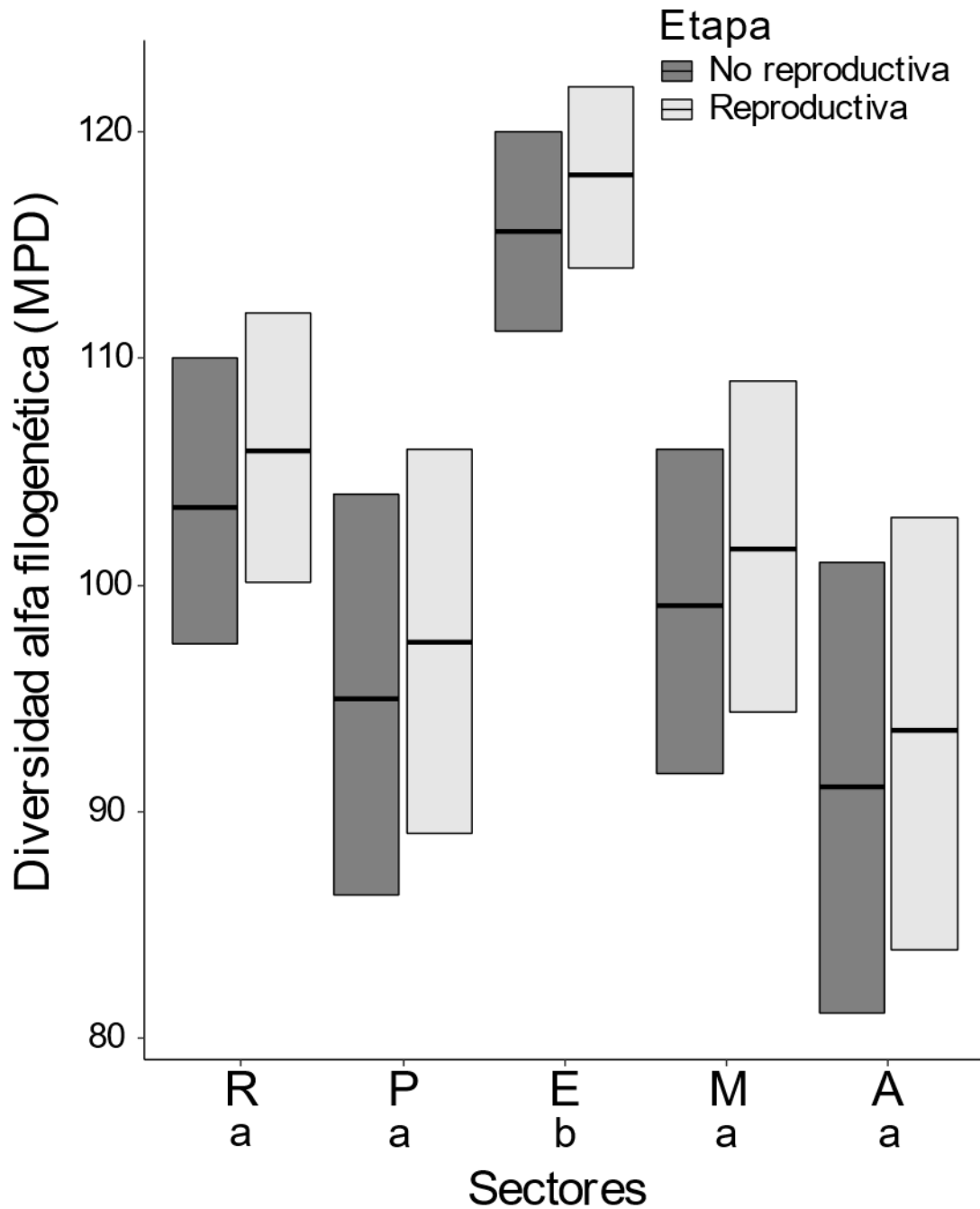


Figura VI-2. Modelo lineal generalizado entre la diversidad alfa filogenética (MPD) y los sectores categorizados dentro del área no urbana y el área urbana por etapa. Las cajas son los intervalos de confianza del valor estimado de diversidad alfa filogenética y la línea horizontal negra dentro de las cajas es el valor estimado de diversidad alfa filogenética. Distintas letras representan diferencias significativas entre sectores de las comparaciones de a pares de Tukey. Referencias: "A": Altamente Urbanizado, "M": Moderadamente Urbanizado, "E": Escasamente Urbanizado, "P": Periurbano, "R": Rural.

El modelo lineal generalizado de la distancia filogenética de los ensamblajes de aves entre etapas en función de los distintos sectores de urbanización resultó significativo (cociente de verosimilitud= 14.199, P valor= 0.007). Las comparaciones de a pares de Tukey mostraron que el sector Altamente Urbanizado tiene significativamente la menor distancia filogenética entre etapas en relación con el sector Rural y Escasamente Urbanizado (Figura VI-3, Anexo XXII

Anexo XXIII). En relación con estos dos sectores, en el Periurbano hubo una gran variabilidad en la distancia filogenética, es decir que dentro del sector hubieron transectas con mayor distancia filogenética que otras. El análisis descriptivo de los árboles filogenéticos de los sectores discriminados por etapa muestra que las especies migradoras se encuentran emparentadas con las especies residentes y pertenecen a las mismas familias que estas últimas, salvo por las especies de golondrina (Familia: Hirundinidae) (Figura VI-4). Por otro lado, las especies residentes en su mayoría se encuentran presentes en ambas etapas. Por otro lado, la diversidad filogenética de todo el conjunto de especies del gradiente urbano-rural disminuye significativamente en ausencia de las especies migradoras (cociente de verosimilitud= 4.343, P valor= 0.037, Figura VI-5, Anexo XXIVAnexo XXV).

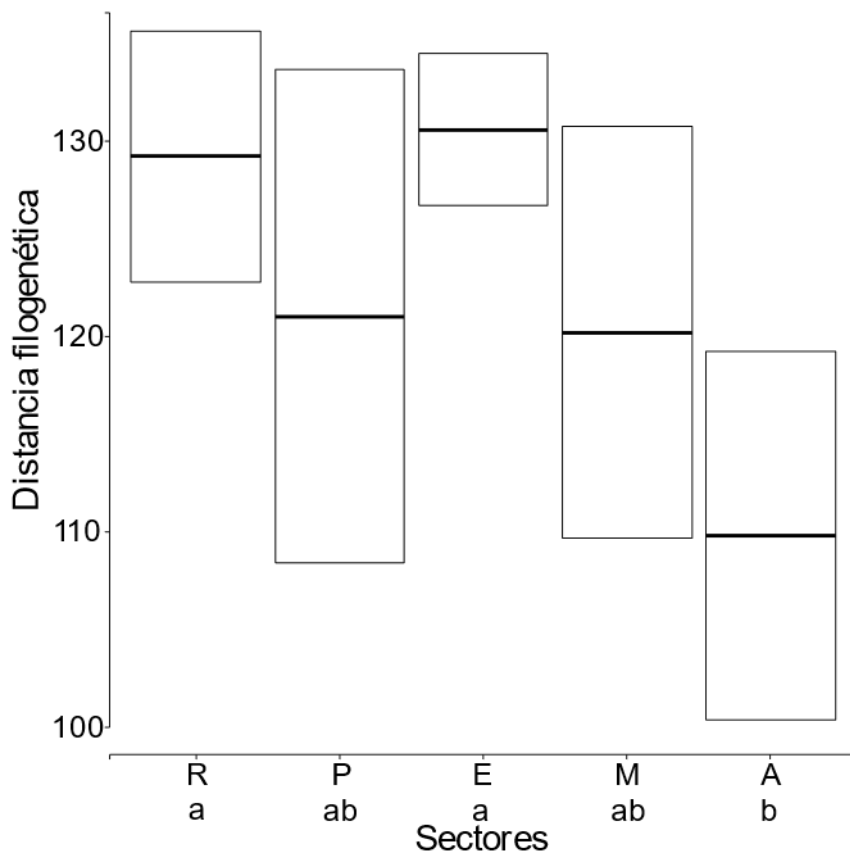
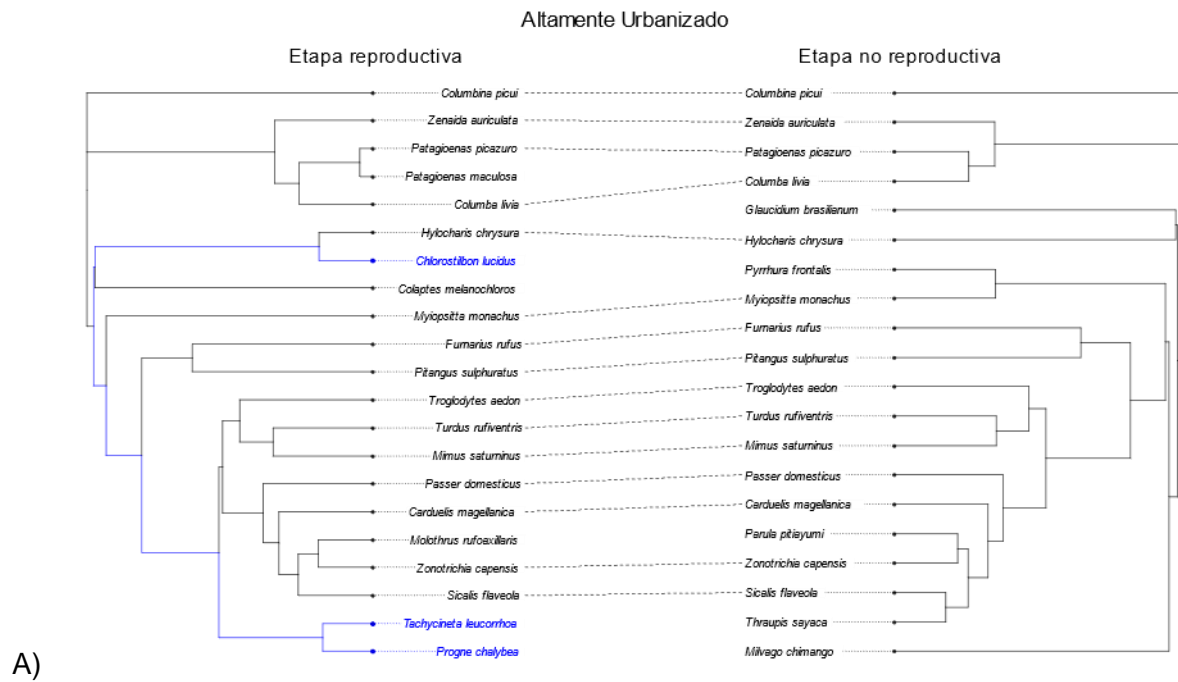


Figura VI-3. Modelo lineal generalizado de la distancia filogenética entre etapas en función de los sectores. Las cajas son los intervalos de confianza del valor estimado de la distancia filogenética y la línea horizontal negra dentro de las cajas es el valor estimado de la misma. Distintas letras representan diferencias significativas entre sectores de las comparaciones de a pares de Tukey. Referencias: "A": Altamente Urbanizado, "M": Moderadamente Urbanizado, "E": Escasamente Urbanizado, "P": Periurbano, "R": Rural.

URBANIZACIÓN, ESTACIONALIDAD Y ESTRUCTURA FILOGENÉTICA DE LAS COMUNIDADES DE AVES



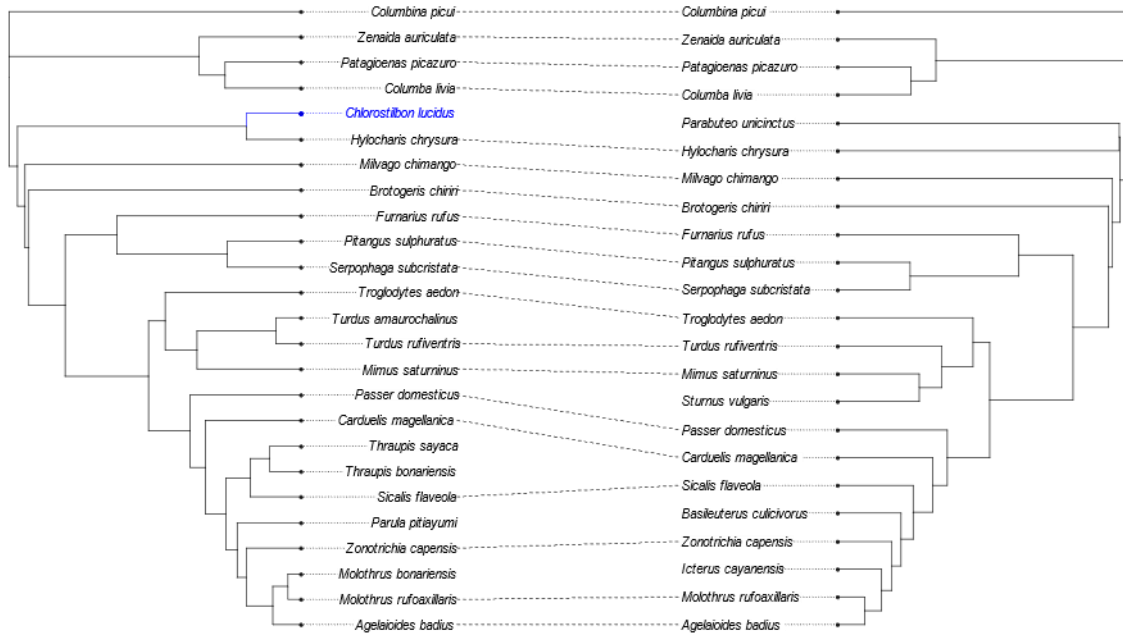


URBANIZACIÓN, ESTACIONALIDAD Y ESTRUCTURA FILOGENÉTICA DE LAS COMUNIDADES DE AVES

Moderadamente Urbanizado

Etapa reproductiva

Etapa no reproductiva



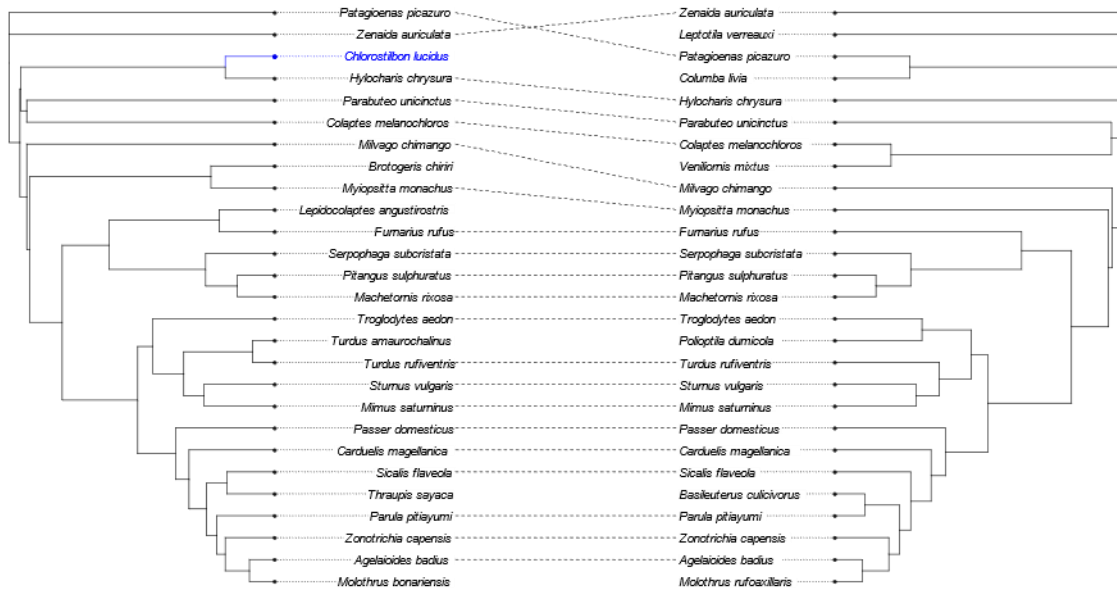
B)

C

Escasamente Urbanizado

Etapa reproductiva

Etapa no reproductiva



)

URBANIZACIÓN, ESTACIONALIDAD Y ESTRUCTURA FILOGENÉTICA DE LAS COMUNIDADES DE AVES

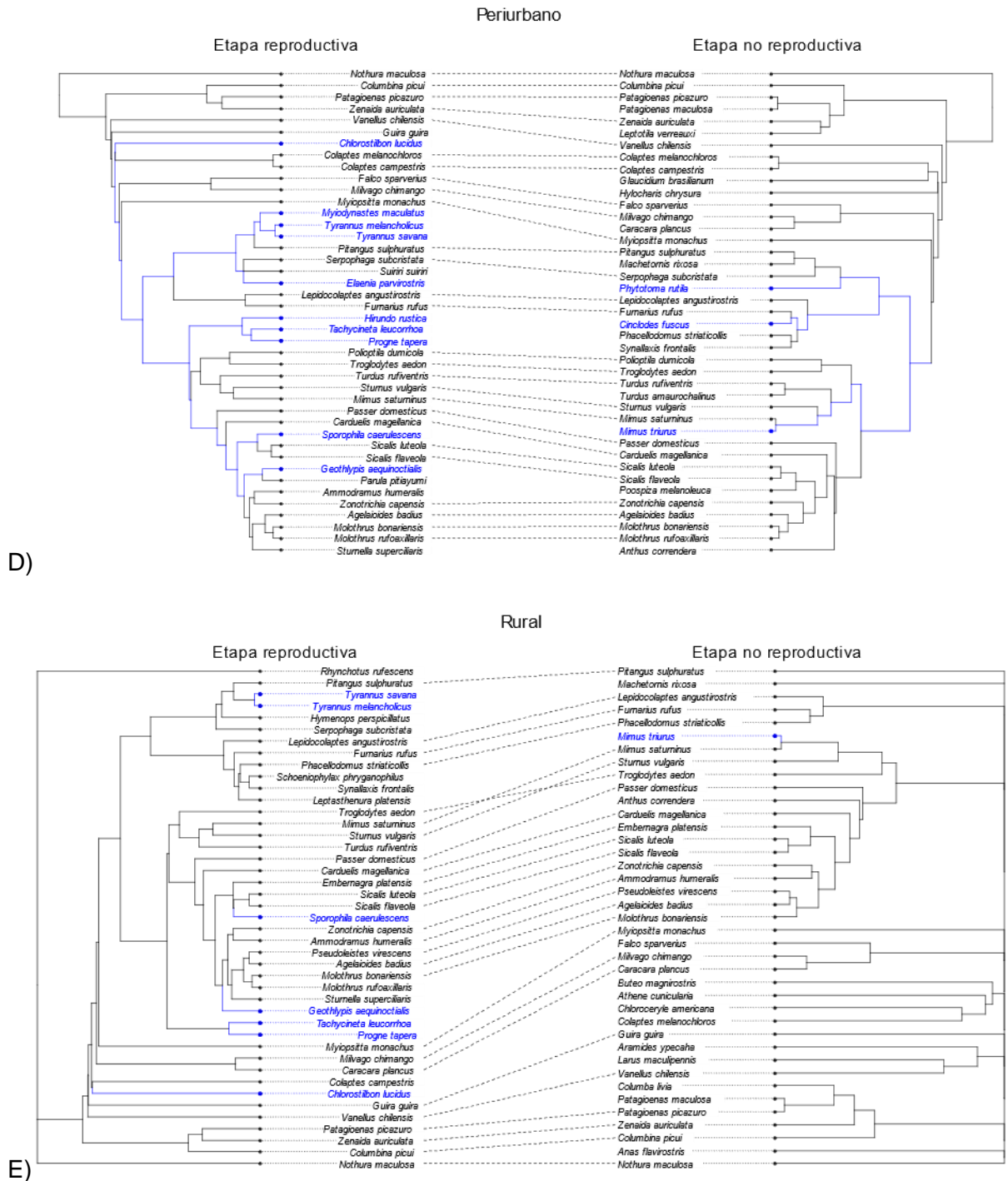


Figura VI-4. Árboles filogenéticos entre etapas por sector. Las líneas punteadas entre los árboles indican las especies que hay en común entre etapas. En color azul se señalan las especies migradoras.

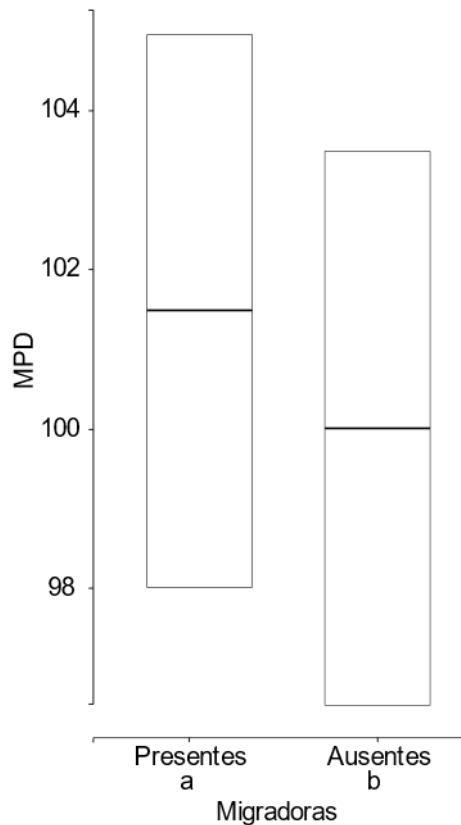


Figura VI-5. Modelo lineal generalizado del MPD (distancia media por pares). Las cajas son los intervalos de confianza del valor estimado de MPD y la línea horizontal negra dentro de las cajas es el valor estimado de MPD. Distintas letras representan diferencias significativas entre sectores de las comparaciones de a pares de Tukey.

En el análisis de la magnitud de efecto estandarizado de la diversidad filogenética, los factores Etapa y Sector de urbanización tuvieron interacción significativa (cociente de verosimilitud= 9.726, P valor= 0.045). Esto quiere decir que el valor que tome la diferencia de la métrica en cada etapa va a depender de cada sector de urbanización. La magnitud de efecto estandarizado estimada es significativamente menor a cero en la etapa reproductiva de los sectores Periurbano y Rural, mientras que es mayor a cero en la etapa no reproductiva del sector Escasamente Urbanizado (Figura VI-6, Anexo XXVI Anexo XXVII). En el primer caso, las especies están más emparentadas que lo esperado por azar, es decir que existe agrupamiento filogenético; en el segundo caso, las especies están menos emparentadas que lo esperado por azar, es decir que tienen sobredispersión filogenética.

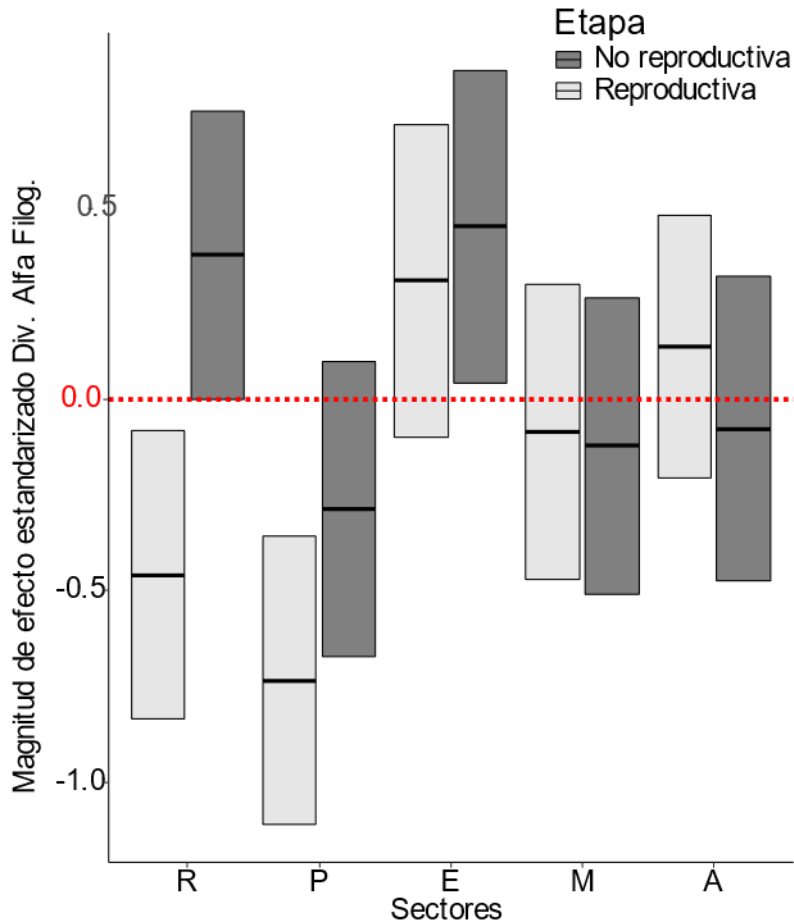


Figura VI-6. Análisis de la magnitud de efecto estandarizado de la Diversidad Alfa Filogenética y los sectores categorizados por etapa. Las cajas son los intervalos de confianza del valor estimado de la magnitud de efecto estandarizado y la línea horizontal negra dentro de las cajas es el valor estimado de magnitud de efecto estandarizado. La línea punteada roja marca el cero, es decir que los intervalos de confianza por arriba de esta línea son significativamente mayores a cero, los que están por debajo son significativamente menores a cero y los que tocan la línea no difieren de cero.

## 6.6. DISCUSIÓN

Respecto a la diversidad alfa filogenética, en las comunidades registradas en esta tesis no parece haber una influencia de la urbanización en la estacionalidad. Si bien observamos varias especies migradoras en la etapa reproductiva de los sectores menos urbanizados, tal como esperábamos, no fueron lo suficientemente distantes en el árbol filogenético como para generar un incremento relevante en la diversidad local. Sin embargo, sí se observaron diferencias entre sectores independientemente de la estación, teniendo el sector Escasamente Urbanizado la diversidad filogenética más alta. Ambientes más heterogéneos proveen mayor disponibilidad de recursos, en consecuencia existe mayor número de nichos para ser explotados (MacArthur, 1961; Tews et al., 2004). Este sector posee sitios heterogéneos localmente, ya que tiene grandes porciones de césped, casas

bajas, árboles, piletas y fuentes, calles y, además, posibles recursos que ofrecen los propios habitantes del sector que pueden generar fuentes de nidificación y alimento. En consecuencia, este sector intermedio dentro del gradiente de urbanización puede ofrecer oportunidades para especies exóticas que incorporan clados que antes no estaban representados en el árbol filogenético de la comunidad, como el Gorrión y el Estornino Pinto (Sol et al., 2017) y también especies nativas del conjunto regional alejadas entre sí en la filogenia como loros, carpinteros, benteveos, chingolos, colibríes, halcones, palomas. En el caso de los sectores Rural y Periurbano, los cuales son los más cercanos ambientalmente al hábitat natural, a pesar de poseer mayor número de especies migradoras en la etapa reproductiva, la diversidad filogenética no cambia entre etapas. Los árboles filogenéticos mostraron que las especies migradoras que llegan pertenecen a clados ya presentes en el sector durante la etapa no reproductiva. Por ejemplo, arriban migradoras de la familia Tyrannidae, Thraupidae y Parulidae, que ya presentaban especies residentes en la etapa no reproductiva. Un mayor número de especies no implica necesariamente mayor diversidad filogenética (Swenson, 2011). La diversidad filogenética tuvo variaciones a lo largo del gradiente, sin embargo, estacionalmente no hubo cambios debido a que las especies migradoras que arriban no incorporan clados nuevos a la filogenia de cada sector.

Respecto a la distancia filogenética entre etapas de los ensambles de especies a lo largo del gradiente, el sector Altamente Urbanizado presentó la menor distancia filogenética respecto a los sectores Rural y Escasamente Urbanizado, coincidiendo en parte con la predicción planteada. Este resultado se condice con lo observado en los árboles filogenéticos, donde solamente se registró una especie migradora en el Altamente Urbanizado. De acuerdo a lo predicho, se esperaba mayor distancia entre etapas para los sectores menos urbanizados; esto se cumplió para el sector rural en el cual las especies migradoras que llegan en la etapa reproductiva estén aportando a la distancia. En cambio, en el sector Escasamente Urbanizado donde también se observó mayor distancia, ese resultado se debe a las relaciones filogenéticas entre las especies residentes y no a las migradoras, ya que solamente se registró una especie migradora en la etapa reproductiva. En el sector Rural registramos especies migradoras en ambas etapas (aunque fueron más especies en la reproductiva) esto podría ser evidencia de un posible recambio filogenético, es decir ganancias y pérdidas de ramas en el árbol filogenético. Este patrón también era esperable en el Periurbano, ya que se registraron especies migradoras en ambas etapas. Sin embargo, el patrón en este caso parece explicarse por la distancia filogenética entre las mismas transectas de cada etapas fue muy variable, y esto puede deberse a la variabilidad ambiental que caracteriza a todo el sector (Di Pace & Caride Bartrons, 2012). Por otro lado, en el sector Escasamente Urbanizado, el recambio filogenético no se debe a la llegada de

especies migradoras en ambas etapas sino a los cambios comportamentales estacionales de las especies residentes (Newton, 2011). Este es el primer estudio que analiza la distancia filogenética estacional en un gradiente urbano- rural, y evalúa la influencia de la urbanización, y es un buen punto de partida para seguir analizando este atributo de las comunidades en mayor profundidad.

A pesar de que en cada sector en particular la diversidad filogenética no parece aumentar entre etapas con el arribo de las migradoras, al considerar todo el gradiente urbano-rural de manera global, la presencia de estas especies implica la incorporación de clados nuevos que aumentan la diversidad filogenética y esto podría mejorar la capacidad de la comunidad de adaptarse evolutivamente a los cambios (Winter et al., 2013). En esta tesis, se encontró que probablemente los altos niveles de urbanización excluyan a las especies migradoras del conjunto regional de especies y además se genere una pérdida de la diversidad filogenética, en consistencia con estudios previos (Ibáñez-Álamo et al., 2017; La Sorte et al., 2018; Palacio et al., 2018; Sol et al., 2017). Esto trae aparejado consecuencias en la comunidad ya que se vuelven aún más vulnerables a los cambios ambientales y a la posible pérdida de clados enteros (Mouquet et al., 2012). La exclusión de las especies migradoras de las áreas más urbanizadas implica que las especies residentes sean más vulnerables a los filtros ambientales, ya que al estar emparentadas podrían compartir rasgos relacionados a las adaptaciones al ambiente.

A medida que aumentaron los niveles de urbanización no se encontró una tendencia clara en la estructura filogenética de la comunidad. Se esperaba que a medida que aumentaran los niveles de urbanización, las especies iban a estar más relacionadas que lo esperado por azar ya que se ha registrado pérdida de diversidad filogenética en las ciudades. Sin embargo, se encontró agrupamiento filogenético en los sectores Rural y Periurbano en la etapa reproductiva. Como se observó previamente, las especies migradoras en estos sectores probablemente no incorporaron clados nuevos en la filogenia. La migración puede ser un rasgo ancestral dentro de la filogenia de ciertos grupos y en consecuencia es esperable que la llegada de estas especies dé lugar a un agrupamiento filogenético (Nagy et al., 2019). Por otra parte, el sector Escasamente Urbanizado en la etapa no reproductiva tuvo sobredispersión filogenética, es decir que las especies están más alejadas en la filogenia que lo esperado por azar. La gran variedad de clados detectados en este sector dio lugar a una mayor cantidad de relaciones de parentesco entre especies, patrón consistente con la diversidad filogenética a nivel local. La sobredispersión filogenética le da a la comunidad una mayor resistencia a cambios ambientales y favorece la conservación de la historia evolutiva de las especies (Emerson & Gillespie, 2008). Este sector se caracterizó por ser el más heterogéneo y rico en hábitats dentro de sus transectas,

implicando la calidad ambiental un factor fundamental a la hora de conservar y mantener la filogenia de las comunidades.

El estudio de la diversidad y estructura filogenética dentro del gradiente urbano- rural no tuvo variaciones estacionales relevantes. Se sugiere que tanto en el sector rural como en el escasamente urbanizado ocurre un recambio filogenético entre etapas (Che et al., 2019). El recambio filogenético ocurre cuando dos comunidades no difieren en la diversidad alfa filogenética pero tienen ganancia y pérdida de clados entre comunidades (Leprieur et al., 2012). Las comunidades en cada etapa para estos sectores no difirieron en su diversidad alfa, pero sí pudimos observar mayor distancia filogenética entre las etapas. Los cambios que la urbanización puede generar sobre las comunidades de aves nativas se observan rápidamente en sus aspectos ecológicos como los rasgos funcionales de las especies, sin embargo para que se vean reflejadas las consecuencias de la urbanización en los procesos evolutivos deberán pasar millones de años (Webb et al., 2002). Las aves migradoras pueden contribuir a aumentar la diversidad filogenética en todo el gradiente, aunque, distinguiendo por sector o nivel de urbanización, pueden generar un mayor agrupamiento filogenético porque las distintas especies que arriban o parten en las etapas están muy emparentadas con las residentes, como se observó en el área no urbana. Las adaptaciones a las condiciones ambientales asociadas a los distintos niveles de urbanización parecen estar conservadas en las filogenias. Por último, considerando que el conjunto regional de especies actual es resultado de una larga historia de filtros ambientales impuestos por los cambios de uso del suelo que comenzaron en el siglo XVIII (Molinari, 1987), probablemente muchos clados antes representados en el árbol filogenético ya no existan.





## CONSIDERACIONES FINALES

Las alteraciones producidas sobre la Tierra para sostener la vida humana han disparado la sexta extinción masiva (Chapin III et al., 2000). La deforestación y la quema de combustibles fósiles ha generado un aumento considerable del dióxido de carbono, y en conjunto con otros gases de efecto invernadero se ha contribuido al cambio climático a nivel global. Se ha transformado gran parte de los biomas nativos por nuevos usos de suelo y los movimientos de las personas alrededor del mundo han dado lugar a procesos de extinción de especies con una rapidez antinatural. En este contexto, los estudios de patrones de diversidad en relación con los usos de suelo son fundamentales para encontrar medidas más sustentables de producir (Vaccaro & Bellocq, 2019). El mundo se encuentra cada vez más modificado respecto a los paisajes originales a causa de los seres humanos, que se ha sugerido la entrada a la era del Antropoceno (Crutzen & Stoermer, 2000).

En esta tesis se buscó explicar y entender los patrones estacionales de las comunidades de aves en un gradiente urbano- rural. Específicamente, cómo el nivel de la urbanización, estimada por medio de la cobertura de superficie impermeable, influencia la

estacionalidad de las distintas facetas de la diversidad de especies de aves. Debido a la llegada y partida de especies migradoras (en algún periodo del año no están presentes) y en conjunto con cambios en el comportamiento de especies residentes (están presentes todo el año), se producen cambios en la composición de especies de las comunidades de climas templados. Esta dinámica se genera gracias a las fluctuaciones estacionales de los recursos, que en primavera y verano aumenta la disponibilidad producto de los cambios estacionales en el clima (Herrera, 1981). En las áreas más urbanizadas se han registrado los menores cambios estacionales en la composición de especies y en la productividad primaria (utilizada como un proxy de la abundancia de recursos disponibles) (Leveau, 2018). El aumento en la similitud estacional de la composición de especies se ha denominado “homogeneización estacional” (Leveau et al., 2015).

En el capítulo III se estudió la estacionalidad de la disponibilidad de recursos para las aves asociados con la vegetación (utilizando el NDVI) como consecuencia del incremento en los niveles de urbanización. Se concluyó que la urbanización influye en la estacionalidad de los recursos para las aves. El alto porcentaje de superficie impermeable y la poca vegetación conducen a bajos niveles de recursos para las aves tanto residentes como migradoras, debido a la falta de estacionalidad del NDVI. Dentro del área urbana, es probable que, aunque exista manejo de la vegetación en los sectores menos urbanizados, la menor cantidad de superficie impermeable y mayor vegetación permitan la estacionalidad en la misma. Por otro lado, se esperaba que en el área no urbana haya estacionalidad de los recursos. En el sector Rural hubo estacionalidad y es probable que se deba a la rotación de cultivos y el descanso que se da al suelo durante el invierno. Sin embargo, el sector Periurbano no tuvo estacionalidad en el NDVI y puede ser esto explicado gracias a la complejidad y heterogeneidad del sistema dentro de sector. El NDVI como indicador de la disponibilidad de recursos es útil (Hurlbert and Haskell, 2003; Leveau, 2018; Filloy et al., 2019), sin embargo, no contempla otros factores que pueden afectar la estacionalidad de las comunidades de aves, como el suministro directo de alimento y refugio por parte de los habitantes de las ciudades o la estacionalidad de las comunidades de artrópodos (Leveau, 2018; Shochat et al., 2006).

En el capítulo IV se estudió el patrón estacional de diversidad taxonómica (riqueza y equitatividad de especies) y de la composición de especies de aves en el gradiente urbano-rural y se identificó la contribución de las especies migradoras. A medida que aumentaban los niveles de urbanización se esperaba que disminuyeran las diferencias entre estaciones de los atributos taxonómicos y que las especies migradoras se vieran excluidas en los niveles más altos. Se encontró que la urbanización influye en la estacionalidad de los atributos taxonómicos de las aves, aunque la riqueza y la equitatividad no mostraron una

disminución en las diferencias entre etapas en el área urbana, a diferencia de la composición de especies que sí mostró una disminución. Las especies residentes y los cambios registrados en su abundancia entre etapas parecieran ser las que contribuyen a los cambios en la composición en todo el gradiente y que hay menor número y abundancia de especies migradoras en las áreas urbanas. Sin embargo, se registraron migradoras en el nivel más alto de urbanización, a pesar del amortiguamiento estacional en los recursos asociados a la vegetación, las cuales son conocidas por estar adaptadas a los recursos y condiciones urbanas.

En el capítulo V se analizó el patrón estacional de la diversidad funcional y de la composición de rasgos funcionales de aves además se identificaron las características particulares de las aves migradoras, y se exploraron posibles mecanismos que expliquen la formación de ensambles a lo largo del gradiente urbano- rural para cada etapa. Se esperaba que a medida que aumenten los niveles de urbanización dentro del gradiente urbano- rural, disminuyan las diferencias entre etapas de la diversidad funcional y la composición de rasgos funcionales, debido a que la urbanización promueve un filtro ambiental drástico sobre la mayoría de las especies (Fournier et al., 2020) incluidas las migradoras, expulsándolas de las áreas urbanas. Se encontró que los rasgos funcionales de las especies migradoras adaptadas a altos niveles de urbanización son similares a los de las especies residentes, por lo tanto, esto contribuye a que disminuyan las diferencias estacionales en la composición de rasgos funcionales en el sector más urbanizado. En este sentido las migradoras que no nidifican en edificios y que tienen baja masa corporal se ven excluidas de las áreas urbanas. Además, a medida que aumentan los niveles de urbanización, se detectó un aumento de redundancia funcional para ambas etapas. Esto se traduce en que las especies del conjunto regional no se encuentran en los sitios por azar, sino que tienen rasgos que las hacen tolerantes o incluso beneficiadas por los filtros que impone el ambiente urbano.

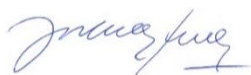
En el capítulo VI se estudió la influencia de la urbanización en la diversidad filogenética a lo largo del gradiente urbano- rural en las dos etapas de reproducción de las aves y la contribución de las especies migradoras en los patrones encontrados. Además, se analizó la estructura filogenética de los ensambles formados en cada sector por etapa. Se predecía que a medida que aumentasen los niveles de urbanización en el gradiente urbano- rural de Buenos Aires, las comunidades se encontrarían más emparentadas entre etapas. Esto se debe a que se esperaba que las especies migradoras se vean excluidas de las áreas más urbanizadas y que, allí donde ocurren, generasen la incorporación de clados no representados en el árbol filogenético de la comunidad. Sin embargo, se encontró que no hubo diferencias estacionales en la diversidad filogenética en ningún sector del gradiente. Sí se observaron diferencias entre sectores independientemente de la estación, teniendo el

sector Escasamente Urbanizado la diversidad filogenética local (i.e., alfa) más alta. Respecto a las distancias filogenéticas entre etapas, el sector Altamente Urbanizado presentó la menor distancia filogenética respecto a los sectores Rural y Escasamente Urbanizado. Por otro lado, en el área no urbanizada, con sitios ambientalmente más cercanos al área natural, los árboles filogenéticos mostraron que las especies migradoras que llegan se introducen en clados ya establecidos. Otro aspecto que se estudió fue la estructura filogenética de la comunidad en el gradiente urbano- rural para cada etapa. Se esperaba que a medida que aumentaran los niveles de urbanización, las especies estuvieran más relacionadas que lo esperado por azar en ambas etapas. Sin embargo, se encontró agrupamiento filogenético en el área no urbanizada en la etapa reproductiva, debido a que las especies migradoras en estos sectores probablemente no incorporaron clados nuevos en la filogenia. El sector Escasamente Urbanizado en la etapa no reproductiva, caracterizado por ser el más heterogéneo y rico en hábitats dentro de sus transectas, tuvo sobredispersión filogenética, implicando que la calidad ambiental es un factor fundamental a la hora de conservar y mantener la filogenia de las comunidades.

El estudio de la magnitud de efecto estandarizado de la diversidad funcional y filogenética en su conjunto permite analizar la historia evolutiva de los caracteres dentro de la filogenia (Emerson & Gillespie, 2008). En el área no urbana en la etapa reproductiva se encontró dispersión de rasgos funcionales (i.e. más rasgos funcionales que lo esperado por azar) y agrupamiento filogenético (i.e especies más emparentadas que lo esperado por azar), indicando convergencia de los caracteres en la filogenia. Las especies en esta etapa pertenecen a clados muy relacionados filogenéticamente, y las especies migradoras que arriban están muy emparentadas con las especies residentes. Por otro lado, se puede inferir que en el pasado las especies hayan competido y que la coexistencia actual fue dada gracias a la divergencia de nicho (Zobel, 2016).

Como dijo Robert MacArthur en “Patterns of species diversity” de 1965, “los patrones de las especies existen y entender la explicación de estos es un desafío para los ecólogos”. Lo que MacArthur no esperaba probablemente fuese que medio siglo después, Crutzen & Stoermer (2000) propusieran la entrada a la era del Antropoceno, en respuesta a la acelerada modificación de los biomas nativos por distintos usos productivos del suelo. Su premisa se volvió una urgencia a la hora de estudiar y conservar la biota en un mundo cada vez más alterado. Esta tesis contribuyó a comprender los patrones estacionales de diversidad en un gradiente urbano- rural, teniendo en cuenta las facetas taxonómica, funcional y filogenética. Tanto a nivel local como entre etapas de reproducción de las aves, se intentó dilucidar el rol de las especies migradoras y cómo se ven influenciadas por las modificaciones que genera la urbanización en la disponibilidad de recursos asociados a la

vegetación. Se respondieron interrogantes novedosos, como el patrón estacional de la diversidad funcional y filogenética, de la composición de rasgos funcionales y se estudió la estructura filogenética. La sectorización en función de los distintos niveles de urbanización permitió profundizar los conocimientos respecto a patrones estacionales de diversidad en gradiente urbano- rurales; ya que la mayoría se enfocan en los niveles más altos de urbanización. Sin embargo, aún hay mucho camino por recorrer. Si bien el NDVI es un proxy de recursos muy utilizado y relativamente fácil de medir, hay otros tipos de recursos que no son detectables de este modo, tales como la presencia de comederos artificiales y el suministro activo de alimento a las aves por parte de los seres humanos. Por otra parte, estudiar otros factores derivados de las actividades humanas dentro de las áreas urbanas, como el nivel socioeconómico, podrían contribuir a explicar los patrones estacionales de diversidad debido a que el manejo de la vegetación varía en función de los niveles de ingresos (Luck et al., 2013). Ampliar nuestro conocimiento de cómo las actividades humanas influyen los patrones de diversidad, tal como lo pretendió esta tesis, nos permite impartir estrategias de producción y desarrollo compatibles con la conservación de las comunidades nativas.



Julieta Filloy



Lucas Leveau



Florencia Curzel



## ANEXO

Anexo I. Valores resultantes del modelo lineal generalizado entre el NDVI en un círculo de 50 m de radio y los sectores categorizados dentro del área urbana y el área no urbana divididas por etapa.

Referencias: "A NoRep": Altamente urbanizado en etapa no reproductiva, "M NoRep": Moderadamente urbanizado en etapa no reproductiva, "E NoRep": Escasamente urbanizado en etapa no reproductiva, "P NoRep": Periurbano en etapa no reproductiva, "R NoRep": Rural en etapa no reproductiva, "A Rep": Altamente urbanizado en etapa reproductiva, "M Rep": Moderadamente urbanizado en etapa reproductiva, "E Rep": Escasamente urbanizado en etapa reproductiva, "P Rep": Periurbano en etapa reproductiva, "R Rep": Rural en etapa reproductiva. El asterisco (\*) corresponde a un p-valor >0.05.

	Estimador	EE	Valor t	P valor
Intercepto (R NoRep)	0.522	0.020	26.709	<0.001*
P NoRep	0.082	0.028	2.966	0.003*
E NoRep	0.049	0.029	1.717	0.088
M NoRep	-0.157	0.028	-5.607	<0.001*
A NoRep	-0.364	0.026	-13.743	<0.001*
R Rep	0.071	0.017	4.084	<0.001*
P Rep	-0.103	0.025	-4.201	<0.001*
E Rep	-0.009	0.026	-0.356	0.722
M Rep	0.002	0.025	0.063	0.950

	Estimador	EE	Valor t	P valor
A Rep	-0.027	0.024	-1.139	0.256

Anexo II. Comparaciones de a pares de Tukey del NDVI en un círculo de 50 m de radio. Se presentan solo las combinaciones entre estaciones para cada sector.

Referencias: "A NoRep": Altamente urbanizado en etapa no reproductiva, "M NoRep": Moderadamente urbanizado en etapa no reproductiva, "E NoRep": Escasamente urbanizado en etapa no reproductiva, "P NoRep": Periurbano en etapa no reproductiva, "R NoRep": Rural en etapa no reproductiva, "A Rep": Altamente urbanizado en etapa reproductiva, "M Rep": Moderadamente urbanizado en etapa reproductiva, "E Rep": Escasamente urbanizado en etapa reproductiva, "P Rep": Periurbano en etapa reproductiva, "R Rep": Rural en etapa reproductiva, "EE": error estándar, "GL": grados de libertad. El asterisco (\*) corresponde a un p-valor >0.05.

Contrastes	Estimador	EE	GL	Valor t	P valor
RNoRep-RRep	-0.071	0.0174	37.5	-4.084	0.006*
PNoRep-PRep	0.032	0.0174	37.5	1.857	0.696
ENoRep-ERep	-0.062	0.0189	121.7	-3.28	0.043*
MNoRep-MRep	-0.073	0.0178	46.2	-4.068	0.006*
ANoRep-ARep	-0.044	0.0159	163	-2.784	0.151







Anexo III. Abundancias de las especies registradas discriminado por sector y etapa.

Referencias: "R": Rural, "P": Periurbano, "E": Escasamente Urbanizado, "M": Moderadamente Urbanizado, "A": Altamente Urbanizado, "Rep": etapa reproductiva, "NoRep": etapa no reproductiva. En negrita se remarcan las especies migradoras.

Familia	Especies			R		P		E		M		A	
	Nombre científico	Nombre común	Código	Rep	NoRep	Rep	NoRep	Rep	NoRep	Rep	NoRep	Rep	NoRep
Accipitridae	<i>Buteo magnirostris</i>	Taguató Común	but_mag		1								
	<i>Parabuteo unicinctus</i>	Gavilán mixto	par_uni					2	2				
Alcedinidae	<i>Chloroceryle americana</i>	Martín Pescador Chico	chl_ame		1								
Anatidae	<i>Anas flavirostris</i>	Pato Barcino	ana_fla		2								
Charadriidae	<i>Vanellus chilensis</i>	Tero Común	van_chi	7	52	1	34						
Columbidae	<i>Columba livia</i>	Paloma Doméstica	col_liv		1				11	7	17	19	43
	<i>Columbina picui</i>	Torcacita Común	col_pic	6	33	5	7			12	5	7	1
	<i>Leptotila verreauxi</i>	Yerutí Común	lep_ver				1		1				
	<i>Patagioenas maculosa</i>	Paloma Manchada	pat_mac		3		5			1			
	<i>Patagioenas picazuro</i>	Paloma Picazuró	pat_pic	2	6	5	16	39	93	24	18	18	15
	<i>Zenaida auriculata</i>	Torcaza	zen_aur	7	13	9	42	8	36	47	22	59	8
Cotingidae	<i>Phytotoma rutila</i>	Cortarramas	phy_rut				1						
Cuculidae	<i>Guira guira</i>	Pirincho	gui_gui	4	4	6							
Emberizidae	<i>Ammodramus humeralis</i>	Cachilo Ceja Amarilla	amm_hum	9	2	2							
	<i>Zonotrichia capensis</i>	Chingolo	zon_cap	31	3	39	42	24	19	15	16	3	
Falconidae	<i>Caracara plancus</i>	Carancho	car_pla	1	2		3						
	<i>Falco sparverius</i>	Halconcito Colorado	fal_spa		3	1	1						
	<i>Milvago chimango</i>	Chimango	mil_chi	3	4	5	3	9	7	2	2		
Fringilidae	<i>Spinus magellanicus</i>	Cabecitanegra Común	spi_mag	2	11	5	11	5	7	1	34	1	
Furnariidae	<i>Cinclodes fuscus</i>	Remolinera Común	cin_fus				1						
	<i>Furnarius rufus</i>	Hornero	fur_ruf	2	26	3	22	26	33	33	3	5	7
	<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	Chincherito chico	lep_ang	1	1	1	1	1					
	<i>Leptasthenura platensis</i>	Coludito Copetón	lep_pla	1									
	<i>Phacellodomus striaticollis</i>	Espinero Pecho Manchado	pha_str	1	5		3						
	<i>Shoeniophylax phryganophilus</i>	Chotoy	sch_pry	2									
	<i>Synallaxis frontalis</i>	Pijuí Frente Gris	syn_fro	1			1						
Hirundinidae	<i>Hirundo rustica</i>	Golondrina tijerita	hir_rus			6							
	<i>Progne chalybea</i>	Golondrina Doméstica	pro_cha									8	
	<i>Progne tapera</i>	Golondrina Parda	pro_tap	7		14							
	<i>Tachycineta leucorrhoa</i>	Golondrina Ceja Blanca	tac_leu	6		9				2			
Icteridae	<i>Agelaioides badius</i>	Tordo Músico	age_bad	11	12	12	13	2	18	3	5		
	<i>Icterus pyrrhopterus</i>	Boyerito	ict_pyr								2		

Familia	Especies			R		P		E		M		A	
	Nombre científico	Nombre común	Código	Rep	NoRep	Rep	NoRep	Rep	NoRep	Rep	NoRep	Rep	NoRep
	Molothrus bonariensis	Tordo Renegrado	mol_bon	7	1	12	27	3		2			
	Molothrus rufoaxillaris	Tordo Pico Corto	mol_ruf	1		11	4		2	1			
	Pseudoleistes virescens	Pechoamarillo Común	pse_vir	2	6								
	Sturnella supercilialis	Pecho Colorado	stu_sup	2		3							
Laridae	Larus maculipennis	Gaviota Capucho Café	lar_mac		3								
	Mimus saturninus	Calandria Grande	mim_sat	8	6	3	3	2	13	7	16	2	
Mimidae	Mimus triurus	Calandria Real	mim_tri		1		1						
Motacilidae	Anthus sp.	Cachirla sp.	ant_sp		1		1						
	Basileuterus culicivorus	Arañero Coronado Chico	bas_cul						3				
Parulidae	Geothlypis aequinoctialis	Arañero Cara Negra	geo_aeq	2		2							
	Setophaga pitiayumi	Pitiayumí	set_pit			1		2	1	1	1		
Passeridae	Passer domesticus	Gorrión	pas_dom	1	5	15	15	2	1	72	38	34	19
	Colaptes campestris	Carpintero Campestre	col_cam	1		2	1						
Picidae	Colaptes melanochloros	Carpintero Real	col_mel		1	1	1	3	3	1			
	Veniliornis mixtus	Carpintero Bataraz Chico	ven_mix						1				
Poliopitidae	Poliopitila dumicola	Tacuarita Azul	pol_dum			7	3		2				
	Brotogeris chiriri	Catita Chirirí	bro_chi					4			4		
Psittacidae	Myiopsitta monachus	Cotorra	myi_mon	48	1	17	3	12	7	7	26	1	8
	Pyrrhura frontalis	Chiripepé Cabeza Verde	pyr_fro								5		2
Rallidae	Aramides ypecaha	Ipacaa	ara_ype		1								
Strigidae	Athene cucularia	Lechucita Vizcachera	ath_cun		1								
	Glaucidium brasilianum	Caburé Chico	gla_bra				1				1		
Sturnidae	Sturnus vulgaris	Estornino Pinto	stu_vul	3	17	1	2	1	8		1		
	Embernagra platensis	Verdón	emb_pla	5	2								
	Pipraeidea bonariensis	Naranjero	pip_bon							1			
	Poospiza melanoleuca	Monterita Cabeza Negra	poo_mel				2						
Thraupidae	Sicalis flaveola	Jilguero Común	sic fla	9	23	34	17	14	8	6	12	1	
	Sicalis luteola	Misto	sic lut	16	14	12	3						
	Sporophila caerulescens	Corbatita Común	spo cae	18		4							
	Thraupis sayaca	Celestino común	thr say					1		1	1		
Tinamidae	Nothura maculosa	Inambú Común	not_mac	6	5	1	1						
	Rynchotus rufescens	Colorada	ryn_ruf	3									
Trochilidae	Chlorostilbon aureoventris	Picaflor común	chl_aur	2		2		2		2			
	Hylocharis chrysura	Picaflor bronceado	hyl_chr				4	5	8	6	4		1
Troglodytidae	Troglodytes aedon	Ratona Común	tro_aed	15	2	18	19	6	1	1	2	2	1

Familia	Nombre científico	Especies		R		P		E		M		A	
		Nombre común	Código	Rep	NoRep	Rep	NoRep	Rep	NoRep	Rep	NoRep	Rep	NoRep
Turdidae	Turdus amaurochalinus	Zorzal Chalchalero	tur_ama				4	5		2			
	Turdus rufiventris	Zorzal Colorado	tur_ruf	2		1	4	26	45	35	31	1	15
Tyrannidae	Elaenia parvirostris	Fío Fío Pico Corto	ela_par			1							
	Hymenops perspicillatus	Pico De Plata	hym_per	3									
	Machetornis rixosa	Picabuey	mac_rix		1		1	3	2				
	Myodinastes maculatus	Benteveo Rayado	myo_mac			1							
	Pitangus sulphuratus	Benteveo	pit_sul	9	9	4	5	2	25	17	9	6	6
	Serpophaga subcristata	Piojito Común	ser_sub	2		2	3	3	5	1	1		
	Suiriri suiriri	Suirirí Común	sui_sui			1							
	Tyrannus melancholicus	Suirirí Real	tyr_mel	1		3							
	Tyrannus savana	Tijereta	tyr_sav	14		7							

Anexo IV. Valores resultantes del modelo lineal generalizado entre la riqueza estimada y los sectores categorizados dentro del área urbana y el área no urbana divididas por etapa.

Referencias: "A NoRep": Altamente Urbanizado en etapa no reproductiva, "M NoRep": Moderadamente Urbanizado en etapa no reproductiva, "E NoRep": Escasamente Urbanizado en etapa no reproductiva, "P NoRep": Periurbano en etapa no reproductiva, "R NoRep": Rural en etapa no reproductiva, "A Rep": Altamente Urbanizado en etapa reproductiva, "M Rep": Moderadamente Urbanizado en etapa reproductiva, "E Rep": Escasamente Urbanizado en etapa reproductiva, "P Rep": Periurbano en etapa reproductiva, "R Rep": Rural en etapa reproductiva, "EE": error estándar. El asterisco (\*) corresponde a un p-valor <0.05.

	Estimador	EE	Valor z	P valor
Intercepto (R NoRep)	2.051	0.116	17.675	<0.001*
P NoRep	0.117	0.162	0.723	0.469
E NoRep	0.241	0.167	1.44	0.150
M NoRep	-0.099	0.169	-0.586	0.558
A NoRep	-0.616	0.170	-3.626	<0.001*
R Rep	0.804	0.091	8.868	<0.001*
P Rep	-0.276	0.129	-2.14	0.032*
E Rep	-0.618	0.136	-4.546	<0.001*
M Rep	-0.463	0.142	-3.249	0.001*
A Rep	-0.346	0.151	-2.287	0.022*

Anexo V. Comparaciones de a pares de Tukey de la riqueza estimada. Se presentan solo las combinaciones entre estaciones para cada sector.

Referencias: "A NoRep": Altamente urbanizado en etapa no reproductiva, "M NoRep": Moderadamente urbanizado en etapa no reproductiva, "E NoRep": Escasamente urbanizado en etapa no reproductiva, "P NoRep": Periurbano en etapa no reproductiva, "R NoRep": Rural en etapa no reproductiva, "A Rep": Altamente urbanizado en etapa reproductiva, "M Rep": Moderadamente urbanizado en etapa reproductiva, "E Rep": Escasamente urbanizado en etapa reproductiva, "P Rep": Periurbano en etapa reproductiva, "R Rep": Rural en etapa reproductiva, "EE": error estándar, "GL": grados de libertad. El asterisco (\*) corresponde a un p-valor >0.05.

Contrastes	Estimador	EE	GL	Valor t	P valor
RNoRep-RRRep	-0.804	0.091	Inf	-8.868	<.0001*
PNoRep-PRep	-0.529	0.091	Inf	-5.786	<.0001*
ENoRep-ERep	-0.186	0.101	Inf	-1.838	0.711
MNoRep-MRep	-0.342	0.110	Inf	-3.114	0.058
ANoRep-ARep	-0.459	0.121	Inf	-3.797	0.006*

Anexo VI. Valores resultantes del modelo lineal generalizado entre la equitatividad y los sectores categorizados dentro del área urbana y el área no urbana divididas por etapa.

Referencias: "A NoRep": Altamente Urbanizado en etapa no reproductiva, "M NoRep": Moderadamente Urbanizado en etapa no reproductiva, "E NoRep": Escasamente Urbanizado en etapa no reproductiva, "P NoRep": Periurbano en etapa no reproductiva, "R NoRep": Rural en etapa no reproductiva, "A Rep": Altamente Urbanizado en etapa reproductiva, "M Rep": Moderadamente Urbanizado en etapa reproductiva, "E Rep": Escasamente Urbanizado en etapa reproductiva, "P Rep": Periurbano en etapa reproductiva, "R Rep": Rural en etapa reproductiva, "EE": error estándar. El asterisco (\*) corresponde a un p-valor >0.05.

	Estimador	EE	Valor z	P valor
Intercepto (R NoRep)	1.520	0.247	6.147	<0.001*
P NoRep	-0.321	0.317	-1.012	0.312
E NoRep	0.078	0.331	0.237	0.813
M NoRep	-0.003	0.320	-0.009	0.993
A NoRep	-1.131	0.299	-3.78	<0.001*
R Rep	0.435	0.301	1.446	0.148

	Estimador	EE	Valor z	P valor
P Rep	0.179	0.427	0.42	0.675
E Rep	-0.260	0.440	-0.591	0.555
M Rep	-0.431	0.425	-1.014	0.311
A Rep	1.052	0.431	2.44	0.015*

Anexo VII. Comparaciones de a pares de Tukey de la equitatividad. Se presentan solo las combinaciones entre estaciones para cada sector.

Referencias: "A NoRep": Altamente urbanizado en etapa no reproductiva, "M NoRep": Moderadamente urbanizado en etapa no reproductiva, "E NoRep": Escasamente urbanizado en etapa no reproductiva, "P NoRep": Periurbano en etapa no reproductiva, "R NoRep": Rural en etapa no reproductiva, "A Rep": Altamente urbanizado en etapa reproductiva, "M Rep": Moderadamente urbanizado en etapa reproductiva, "E Rep": Escasamente urbanizado en etapa reproductiva, "P Rep": Periurbano en etapa reproductiva, "R Rep": Rural en etapa reproductiva, "EE": error estándar, "GL": grados de libertad. El asterisco (\*) corresponde a un p-valor >0.05.

Contrastes	Estimador	EE	GL	Valor t	P valor
RNoRep-RRep	-0.435	0.301	188	-1.446	0.911
PNoRep-Prep	-0.615	0.316	188	-1.947	0.637
ENoRep-ERep	-0.175	0.323	188	-0.542	1.000
MNoRep-MRep	-0.005	0.300	188	-0.015	1.000
ANoRep-ARep	-1.487	0.331	188	-4.491	<0.001*

Anexo VIII. Valores resultantes del modelo lineal generalizado entre la disimilitud de Bray-Curtis y los sectores categorizados dentro del área urbana y el área no urbana divididas por etapa.

Referencias: "A": Altamente Urbanizado, "M": Moderadamente Urbanizado, "E": Escasamente Urbanizado, "P": Periurbano reproductiva, "R": Rural, "EE": error estándar. El asterisco (\*) corresponde a un p-valor <0.05.

	Estimador	EE	Valor t	P valor
Intercepto (R)	0.777	0.037	20.934	<0.001*
P	-0.035	0.052	-0.658	0.512
E	-0.131	0.055	-2.398	0.018*
M	-0.152	0.053	-2.856	<0.001*
A	-0.071	0.050	-1.415	0.160

Anexo IX. Comparaciones de a pares de Tukey de la Disimilitud de Bray-Curtis.

Referencias: "A": Altamente Urbanizado, "M": Moderadamente Urbanizado, "E": Escasamente Urbanizado, "P": Periurbano, "R": Rural, "EE": error estándar, "GL": grados de libertad. El asterisco (\*) corresponde a un p-valor >0.05.

Contraste	Estimador	EE	GL	Valor t	P valor
R-P	0.035	0.053	95	0.658	0.9648
R-E	0.131	0.055	95	2.398	0.1249
R-M	0.152	0.053	95	2.856	0.0411
R-A	0.071	0.050	95	1.415	0.6194
P-E	0.097	0.055	95	1.767	0.3987
P-M	0.117	0.053	95	2.207	0.1862
P-A	0.037	0.050	95	0.728	0.9494
E-M	0.021	0.055	95	0.371	0.9959
E-A	-0.060	0.053	95	-1.143	0.7831
M-A	-0.081	0.055	95	-1.584	0.5114

Anexo X. Prueba de adonis de la composición de especies de la interacción entre sectores y etapa.  
Referencias: "GL": grados de libertad, "SC": suma de cuadrados, "CM": cuadrados mínimos. El asterisco (\*) corresponde a un p-valor >0.05.

	GL	SC	CM	F	R2	P valor
Sectores	4	11.864	2.966	10.567	0.170	0.001*
Etapa	1	1.973	1.973	7.028	0.028	0.001*
Sectores*Etapa	4	2.596	0.649	2.312	0.037	0.001*
Residuales	190	53.331	0.281	0.764		
Total	199	69.763	1			

Anexo XI. Valores resultantes del modelo lineal generalizado entre el FDis y los sectores categorizados dentro del área urbana y el área no urbana divididas por etapa.

Referencias: "A NoRep": Altamente Urbanizado en etapa no reproductiva, "M NoRep": Moderadamente Urbanizado en etapa no reproductiva, "E NoRep": Escasamente Urbanizado en etapa no reproductiva, "P NoRep": Periurbano en etapa no reproductiva, "R NoRep": Rural en etapa no reproductiva, "A Rep": Altamente Urbanizado en etapa reproductiva, "M Rep": Moderadamente Urbanizado en etapa reproductiva, "E Rep": Escasamente Urbanizado en etapa reproductiva, "P Rep": Periurbano en etapa reproductiva, "R Rep": Rural en etapa reproductiva, "EE": error estándar. El asterisco (\*) corresponde a un p-valor <0.05.

	Estimador	EE	Valor z	P valor
Intercepto (R NoRep)	3.931	0.146	26.850	<0.001*
P NoRep	-0.279	0.297	-0.937	0.350
E NoRep	-0.057	0.195	-0.293	0.770
M NoRep	-0.377	0.191	-1.970	0.050
A NoRep	-1.631	0.345	-4.748	<0.001*
R Rep	0.249	0.159	1.564	0.120
P Rep	0.512	0.294	1.738	0.084
E Rep	-0.016	0.203	-0.080	0.937
M Rep	-0.053	0.262	-0.203	0.839
A Rep	0.881	0.337	2.617	0.010*

Anexo XII. Comparaciones de a pares de Tukey del FDis. Se presentan solo las combinaciones entre estaciones para cada sector.

Referencias: "A NoRep": Altamente urbanizado en etapa no reproductiva, "M NoRep": Moderadamente urbanizado en etapa no reproductiva, "E NoRep": Escasamente urbanizado en etapa no reproductiva, "P NoRep": Periurbano en etapa no reproductiva, "R NoRep": Rural en etapa no reproductiva, "A Rep": Altamente urbanizado en etapa reproductiva, "M Rep": Moderadamente urbanizado en etapa reproductiva, "E Rep": Escasamente urbanizado en etapa reproductiva, "P Rep": Periurbano en etapa reproductiva, "R Rep": Rural en etapa reproductiva, "EE": error estándar, "GL": grados de libertad. El asterisco (\*) corresponde a un p-valor >0.05.

Contrastes	Estimador	EE	GL	Valor t	P valor
RNoRep-RRep	-0,249	0,159	30,1	-1,564	0,855
PNoRep-PRep	-0,761	0,248	21,1	-3,074	0,121
ENoRep-ERep	-0,233	0,126	20,1	-1,843	0,703
MNoRep-MRep	-0,196	0,207	23,9	-0,944	0,993
ANoRep-ARep	-1,130	0,297	22,8	-3,811	0,025



Anexo XIII. Valores resultantes del modelo lineal generalizado entre la distancia media por pares de los rasgos funcionales entre etapas y los sectores categorizados dentro del área urbana y el área no urbana divididas por etapa.

Referencias: "A": Altamente Urbanizado, "M": Moderadamente Urbanizado, "E": Escasamente Urbanizado, "P": Periurbano reproductiva, "R": Rural, "EE": error estándar. El asterisco (\*) corresponde a un p-valor <0.05.

	Estimador	EE	Valor t	P valor
R	0,200	0,006	32,618	<0.001*
P	-0,001	0,009	-0,144	0,886
E	-0,011	0,009	-1,230	0,222
M	-0,035	0,009	-3,933	<0.001*
A	-0,052	0,008	-6,196	<0.001*

Anexo XIV. Comparaciones de a pares de Tukey de la distancia media por pares de los rasgos funcionales entre etapas.

Referencias: "A": Altamente Urbanizado, "M": Moderadamente Urbanizado, "E": Escasamente Urbanizado, "P": Periurbano, "R": Rural, "EE": error estándar, "GL": grados de libertad. El asterisco (\*) corresponde a un p-valor >0.05.

Contrastes	Estimador	EE	GL	Valor t	P valor
R-P	8.44	5.01	184	1.685	0.446
R-E	-12.16	3.29	184	-3.701	0.003*
R-M	4.34	4.44	184	0.978	0.865
R-A	12.33	5.59	184	2.206	0.182
P-E	-20.61	4.54	184	-4.539	<0.001*
P-M	-4.1	5.44	184	-0.754	0.943
P-A	3.88	6.4	184	0.606	0.974
E-M	16.51	3.9	184	4.23	<0.001*
E-A	24.49	5.17	184	4.738	<0.001*
M-A	7.98	5.97	184	1.337	0.669
NoRep-Rep	-2.51	2.42	184	-1.036	0.301

Anexo XV. Valores de los coeficientes de interacción del análisis de las cuatro esquinas para todas las especies entre los sectores y los rasgos funcionales por etapa.

		Sectores por etapa										
		A		M		E		P		R		
		Rep	NoRep	Rep	NoRep	Rep	NoRep	Rep	NoRep	Rep	NoRep	
Rasgos funcionales	Invertebrados	0.000	-0.077	0.000	0.000	0.079	0.058	0.000	0.000	0.000	0.000	
	Vertebrados	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-0.041	0.043	
	Dieta	Carroña	0.000	-0.012	0.000	-0.007	0.053	0.027	0.040	0.002	0.000	0.000
		Frugívora	0.000	0.000	0.061	0.000	0.023	0.023	-0.026	-0.012	-0.065	-0.172
		Nectarívora	0.000	0.000	0.052	0.000	0.000	0.025	-0.032	0.000	0.000	-0.041
		Granívora	0.029	0.001	0.000	0.000	-0.016	-0.046	0.001	-0.037	0.001	-0.043
		Herbívora	0.000	0.000	-0.014	0.094	0.000	0.000	0.000	0.060	0.000	0.122
		Omnívora	-0.054	0.000	0.000	0.000	0.000	0.055	-0.053	-0.007	0.042	0.047
		Agua	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-0.002	0.000	-0.003	0.000
	Sitio de forrajeo	Suelo	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.013	-0.037	-0.031	0.000	0.000
		Sotobosque	0.020	-0.026	0.022	0.000	0.000	-0.013	0.034	0.000	0.071	0.000
		Media altura	0.000	0.091	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-0.065	-0.003
		Dosel	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.099	0.000	0.000	-0.017
	Multisitio	0.048	-0.096	0.012	0.037	0.068	0.000	-0.022	0.000	-0.060	-0.159	
	Masa corporal (g)	0.021	0.023	0.000	0.000	0.000	0.000	-0.064	0.034	-0.072	0.037	
	Sitio de nidificación	Edificios	0.123	0.058	0.011	0.042	0.000	-0.016	-0.042	-0.027	-0.098	0.000
		Arbustos	-0.085	-0.105	0.000	-0.027	0.015	0.000	0.000	0.033	0.051	0.044
		Árboles	0.098	0.177	0.093	0.102	0.000	0.000	-0.082	-0.099	-0.010	-0.090
	Sitio de nidificación	Suelo	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-0.004	0.000	0.000	0.053	0.063
		Parásita	0.000	0.000	0.000	0.000	-0.009	0.000	0.049	0.040	0.000	-0.058
Nidos de aves	0.000	-0.073	0.045	-0.035	0.011	0.000	0.000	0.000	0.000	-0.040	0.023	
Tamaño de nidada	-0.116	0.000	0.000	0.000	0.000	-0.064	0.198	0.052	0.241	0.090		
Estatus migratorio	0.233	0.000	0.000	0.000	0.000	-0.008	0.290	0.000	0.301	-0.022		

Anexo XVI. Valores de los coeficientes de interacción del análisis de las cuatro esquinas de las especies migradoras entre los sectores y los rasgos funcionales por etapa.

		Sectores por etapa							
		A_Rep	M_Rep	E_Rep	P_Rep	P_NoRep	R_Rep	R_NoRep	
Rasgos funcionales- migradoras	Dieta	Invertebrados	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
		Nectarívora	0.000	0.065	0.024	0.000	0.000	0.000	0.000
		Granívora	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.138	0.000
	Sitio de forrajeo	Herbívora	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
		Suelo	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.060	0.000
		Sotobosque	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.139	0.000
		Media altura	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
		Dosel	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
		Multisitio	0.055	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
		Masa corporal (g)	0.045	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
	Sitio de nidificación	Edificios	0.152	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
		Arbustos	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
		Árboles	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
		Suelo	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
		Nidos de aves	0.000	0.000	0.000	0.069	0.000	0.000	0.000
	Tamaño de nidada	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	

Anexo XVII. Valores resultantes del modelo lineal generalizado entre la magnitud de efecto estandarizado de la diversidad alfa funcional y los sectores categorizados dentro del área urbana y el área no urbana divididas por etapa.

Referencias: "A NoRep": Altamente Urbanizado en etapa no reproductiva, "M NoRep": Moderadamente Urbanizado en etapa no reproductiva, "E NoRep": Escasamente Urbanizado en etapa no reproductiva, "P NoRep": Periurbano en etapa no reproductiva, "R NoRep": Rural en etapa no reproductiva, "R Rep": Rural en etapa reproductiva, "EE": error estándar. El asterisco (\*) corresponde a un p-valor <0.05.

	Estimador	EE	Valor t	P valor
Intercepto (R NoRep)	-0.016	0.138	-0.116	0.908
P NoRep	0.033	0.182	0.181	0.857
E NoRep	-0.228	0.188	-1.209	0.228
M NoRep	-0.639	0.183	-3.495	0.001*
A NoRep	-0.872	0.178	-4.906	<0.001*
R Rep	0.563	0.102	5.500	<0.001*

Anexo XVIII. Valores estimados de la magnitud de efecto estandarizado de la diversidad alfa funcional y los sectores categorizados dentro del área urbana y el área no urbana divididas por etapa con sus intervalos de confianza.

Referencias: "A": Altamente Urbanizado, "M": Moderadamente Urbanizado, "E": Escasamente Urbanizado, "P": Periurbano, "R": Rural, "EE": error estándar, "GL": grados de libertad, "IC inf"= intervalo de confianza inferior, "IC sup"= intervalo de confianza superior.

Sector	Etapa	Estimador	EE	GL	IC inf	IC sup
R	NoRep	-0.016	0.138	120	-0.288	0.256
P	NoRep	0.017	0.139	123	-0.259	0.293
E	NoRep	-0.244	0.148	116	-0.536	0.049
M	NoRep	-0.655	0.141	119	-0.934	-0.377

Sector	Etapa	Estimador	EE	GL	IC inf	IC sup
A	NoRep	-0.888	0.137	141	-1.159	-0.617
R	Rep	0.547	0.138	120	0.274	0.819
P	Rep	0.580	0.138	121	0.306	0.853
E	Rep	0.319	0.148	116	0.027	0.611
M	Rep	-0.093	0.141	119	-0.371	0.186
A	Rep	-0.326	0.131	131	-0.584	-0.067





Anexo XIX. Rasgos funcionales por especie.

Referencias: Dieta: "I": invertebrados, "V": vertebrados, "C": carroña, "F": frugívora, "N": nectarívora, "G": granívora, "H": herbívora, "O": omnívora; Sitio de forrajeo: "A": agua, "S": suelo, "So": sotobosque, "MA": media altura, "D": dosel, "MS": multi sitio; Sitio de nidificación: "E": edificio, "Ar": arbusto, "A": árbol, "S": suelo, "P": parásita, "Av": nidos de otras aves.

	Dieta								Sitio de forrajeo					Masa corporal (g)	Sitio de nidificación						Tamaño de nidada	Migración	
	I	V	C	F	N	G	H	O	A	S	So	MA	D		MS	E	Ar	A	S	P			Av
age_bad	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	45.25	0	0	0	0	0	1	4	0
amm_hum	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	15.99	0	0	0	1	0	0	3.5	0
ana_fla	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	434	0	0	0	1	0	1	9	0
ant_sp	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	20.9	0	0	0	1	0	0	3	0
ara_ype	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	700.07	0	1	0	0	0	0	5.5	0
ath_cun	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	150.61	0	0	0	1	0	0	5	0
bas_cul	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	10.5	0	0	0	1	0	0	2	0
bro_chi	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	61.6	0	0	1	0	0	0	5	0
but_mag	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	269	0	0	1	0	0	0	3	0
car_pla	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1078.62	0	1	1	0	0	0	3	0
chl_ame	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	33.73	0	0	0	1	0	0	4.5	0
chl_aur	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	3.5	1	1	0	0	0	0	2	1
cin_fus	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	30	1	0	0	1	0	0	3	1
col_cam	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	158	1	0	1	0	0	0	4	0
col_liv	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	354.2	1	0	1	0	0	0	2	0
col_mel	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	127.27	0	0	1	0	0	0	4	0
col_pic	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	47	1	1	1	0	0	1	2	0
ela_par	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	13.8	0	0	1	0	0	0	2.5	1
emb_pla	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	45.5	0	1	0	0	0	0	3	0
fal_spa	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	114.61	0	1	0	0	0	1	4.5	0
fur_ruf	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	46.42	1	1	1	1	1	1	4	0
geo_aeq	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	13.1	0	1	0	1	0	0	3.5	1
gla_bra	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	75.1	0	0	1	0	0	1	5	0
gui_gui	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	141	1	1	1	0	0	0	11	0
hir_rus	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	17.91	1	0	0	0	0	0	5	1
hyl_chr	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	4.5	0	1	1	0	0	0	2	0
hym_per	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	22.9	0	1	0	1	0	0	3	0
ict_pyr	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	35.44	0	0	1	0	0	0	2.5	0
lar_mac	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	339	0	0	0	1	0	0	3.5	0
lep_ang	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	29.59	1	0	1	0	0	1	3.5	0
lep_pla	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	10.6	0	0	1	0	0	1	3.5	0
lep_ver	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	146.88	0	1	1	0	0	0	2	0
mac_rix	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	29.6	1	0	0	0	0	1	4.5	0

	Dieta								Sitio de forrajeo						Masa corporal (g)	Sitio de nidificación						Tamaño de nidada	Migración
	I	V	C	F	N	G	H	O	A	S	So	MA	D	MS		E	Ar	A	S	P	Av		
mil_chi	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	296	0	1	1	1	0	0	3	0
mim_sat	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	63.7	1	1	1	0	0	0	3.5	0
mim_tri	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	47.2	0	1	0	0	0	0	4	1
mol_bon	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	41.49	0	0	0	0	1	0	4.5	0
mol_ruf	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	47.5	0	0	0	0	1	0	4.5	0
myi_mon	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	120	1	0	1	0	0	0	7	0
myo_mac	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	43.2	0	0	1	0	0	1	3	1
not_mac	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	257.48	0	1	0	1	0	0	10	0
par_uni	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	850.28	0	0	1	0	0	0	2	0
pas_dom	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	26.51	1	0	1	0	0	1	4.5	0
pat_mac	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	347	0	1	1	0	0	0	1	0
pat_pic	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	279	0	0	1	0	0	0	1	0
pha_str	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	40.5	0	1	1	0	0	1	4	0
phy_rut	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	40.5	0	1	1	0	0	0	3	1
pip_bon	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	36	0	1	1	0	0	0	3	0
pit_sul	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	62.85	0	0	1	0	0	1	3	0
pol_dum	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	7	0	1	1	0	0	0	3	0
poo_mel	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	13.1	0	1	0	0	0	0	2.5	0
pro_cha	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	42.9	1	0	0	0	0	0	4.5	1
pro_tap	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	32	0	0	0	0	0	1	4	1
pse_vir	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	79.93	0	1	0	0	0	0	4	0
pyr_fro	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	72	0	0	1	0	0	0	4.5	0
ryn_ruf	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	843.47	0	0	0	1	0	0	11	0
sch_pry	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	18.6	0	1	1	0	0	1	4.5	0
ser_sub	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	6.6	0	1	1	0	0	0	3	0
set_pit	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	6.82	0	0	1	0	0	0	3	0
sic_fla	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	16.89	1	0	0	0	0	1	5	0
sic_lut	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	15.9	0	0	0	1	0	0	4.5	0
spi_mag	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	13.6	0	0	1	0	0	0	3.5	0
spo_cae	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	9.73	0	1	1	0	0	0	3	1
stu_sup	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	45.32	0	0	0	1	0	0	3.5	0
stu_vul	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	77.14	1	0	1	0	0	1	6	0
sui_sui	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	14.53	0	0	1	0	0	0	3	0
syn_fro	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	14	0	1	1	0	0	0	3.5	0
tac_leu	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	15.3	1	0	1	0	0	1	4	1
thr_say	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	32.49	0	0	1	0	0	0	3	0
tro_aed	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	10.85	1	0	1	0	0	1	5	0



	Dieta								Sitio de forrajeo						Masa corporal (g)	Sitio de nidificación						Tamaño de nidada	Migración
	I	V	C	F	N	G	H	O	A	S	So	MA	D	MS		E	Ar	A	S	P	Av		
tur_ama	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	57.9	0	1	1	0	0	0	3	0
tur_ruf	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	69.44	1	0	1	0	0	0	3	0
tyr_mel	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	37.4	0	0	1	0	0	0	3.5	1
tyr_sav	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	31.9	0	0	1	0	0	0	3	1

Anexo XX. Valores resultantes del modelo lineal generalizado entre la diversidad alfa filogenética y los sectores categorizados dentro del área urbana y el área no urbana divididas por etapa.

Referencias: "A NoRep": Altamente Urbanizado en etapa no reproductiva, "M NoRep": Moderadamente Urbanizado en etapa no reproductiva, "E NoRep": Escasamente Urbanizado en etapa no reproductiva, "P NoRep": Periurbano en etapa no reproductiva, "R NoRep": Rural en etapa no reproductiva, "R Rep": Rural en etapa reproductiva, "EE": error estándar. El asterisco (\*) corresponde a un p-valor <0.05.

	Estimador	EE	Valor t	P valor
Intercepto (R NoRep)	103.431	3.081	33.566	<0.001*
P NoRep	-8.445	5.012	-1.685	0.094
E NoRep	12.163	3.286	3.701	<0.001*
M NoRep	-4.345	4.442	-0.978	0.329
A NoRep	-12.326	5.587	-2.206	0.029*
R Rep	2.512	2.424	1.036	0.301

Anexo XXI. Comparaciones de a pares de Tukey de la diversidad alfa filogenética entre etapas del modelo aditivo.

Referencias: "A": Altamente Urbanizado, "M": Moderadamente Urbanizado, "E": Escasamente Urbanizado, "P": Periurbano, "R": Rural, "EE": error estándar, "GL": grados de libertad. El asterisco (\*) corresponde a un p-valor >0.05.

Contrastes	Estimador	EE	GL	Valor t	P valor
NoRep-Rep	-2.51	2.42	184	-1.036	0.301
R-P	8.44	5.01	184	1.685	0.446
R-E	-12.16	3.29	184	-3.701	0.003*
R-M	4.34	4.44	184	0.978	0.865
R-A	12.33	5.59	184	2.206	0.182
P-E	-20.61	4.54	184	-4.539	<0.001*
P-M	-4.1	5.44	184	-0.754	0.943
P-A	3.88	6.4	184	0.606	0.974
E-M	16.51	3.9	184	4.23	<0.001*
E-A	24.49	5.17	184	4.738	<0.001*
M-A	7.98	5.97	184	1.337	0.669

Anexo XXII. Valores resultantes del modelo lineal generalizado entre la distancia media por pares de las relaciones filogenéticas entre etapas y los sectores categorizados dentro del área urbana y el área no urbana divididas por etapa.

Referencias: "A": Altamente Urbanizado, "M": Moderadamente Urbanizado, "E": Escasamente Urbanizado, "P": Periurbano reproductiva, "R": Rural, "EE": error estándar. El asterisco (\*) corresponde a un p-valor <0.05.

	Estimador	EE	Valor t	P valor
R	129.256	3.073	42.064	<0.001*
P	-8.201	6.773	-1.211	0.229
E	1.345	3.581	0.376	0.708
M	-9.037	5.897	-1.532	0.129
A	-19.443	5.497	-3.537	0.001*

Anexo XXIII. Comparaciones de a pares de Tukey de la distancia media por pares de las relaciones filogenéticas entre etapas.

Referencias: "A": Altamente Urbanizado, "M": Moderadamente Urbanizado, "E": Escasamente Urbanizado, "P": Periurbano, "R": Rural, "EE": error estándar, "GL": grados de libertad. El asterisco (\*) corresponde a un p-valor >0.05.

Contrastes	Estimador	EE	GL	Valor t	P valor
R-P	8.201	6.77	28.3	1.211	0.745
R-E	-1.345	3.58	30.4	-0.376	0.996
R-M	9.037	5.9	30.4	1.532	0.550
R-A	19.443	5.5	37.5	3.537	0.009*
P-E	-9.546	6.31	22.5	-1.513	0.565
P-M	0.836	7.86	36.1	0.106	1.000
P-A	11.242	7.56	36.8	1.486	0.578
E-M	10.382	5.36	23	1.937	0.327
E-A	20.788	4.91	28.7	4.23	0.002*
M-A	10.406	6.79	38.6	1.532	0.548

Anexo XXIV. Valores resultantes del modelo lineal generalizado entre la diversidad alfa filogenética con y sin migradoras en todo el gradiente urbano- rural.

Referencias: "EE": error estándar. El asterisco (\*) corresponde a un p-valor <0.05.

	Estimador	EE	Valor t	P valor
Sin Migradoras	100.009	1.762	56.774	<0.001*
Con Migradoras	1.475	0.705	2.093	0.037

Anexo XXV. Comparaciones de a pares de Tukey de la diversidad alfa filogenética con y sin migradoras en todo el gradiente urbano- rural.

Referencias: "EE": error estándar, "GL": grados de libertad. El asterisco (\*) corresponde a un p-valor >0.05.

Contrastes	Estimador	EE	GL	Valor t	P valor
Sin Migradoras - Con Migradoras	-1.47	0.705	187	-2.093	0.038*

Anexo XXVI. Valores resultantes del modelo lineal generalizado entre la magnitud de efecto estandarizado de la diversidad alfa filogenética entre etapas y los sectores categorizados dentro del área urbana y el área no urbana divididas por etapa.

Referencias: "A": Altamente Urbanizado, "M": Moderadamente Urbanizado, "E": Escasamente Urbanizado, "P": Periurbano reproductiva, "R": Rural, "EE": error estándar. El asterisco (\*) corresponde a un p-valor <0.05.

	Estimador	EE	Valor t	P valor
Intercepto (R NoRep)	0.377	0.191	1.975	0.050
P NoRep	-0.664	0.274	-2.425	0.016
E NoRep	0.074	0.282	0.263	0.793
M NoRep	-0.500	0.274	-1.825	0.070
A NoRep	-0.454	0.278	-1.636	0.104
R Rep	-0.836	0.270	-3.094	0.002
P Rep	0.388	0.385	1.009	0.314
E Rep	0.695	0.399	1.744	0.083
M Rep	0.874	0.387	2.257	0.025
A Rep	1.050	0.380	2.766	0.006

Anexo XXVII. Valores estimados de la magnitud de efecto estandarizado de la diversidad alfa filogenética y los sectores categorizados dentro del área urbana y el área no urbana divididas por etapa con sus intervalos de confianza.

Referencias: "A": Altamente Urbanizado, "M": Moderadamente Urbanizado, "E": Escasamente Urbanizado, "P": Periurbano, "R": Rural, "EE": error estándar, "GL": grados de libertad, "IC inf"= intervalo de confianza inferior, "IC sup"= intervalo de confianza superior

Sector	Etapa	Estimador	EE	GL	IC inf	IC sup
A	NoRep	-0.0768	0.201	183	-0.474208	0.3206
E	NoRep	0.4516	0.207	183	0.042632	0.8605
M	NoRep	-0.1224	0.196	183	-0.509174	0.2644
P	NoRep	-0.2866	0.196	183	-0.673422	0.1002
R	NoRep	0.3773	0.191	183	0.000305	0.7543
A	Rep	0.1368	0.174	183	-0.207379	0.4809
E	Rep	0.3106	0.207	183	-0.098342	0.7195
M	Rep	-0.0848	0.196	183	-0.471596	0.302
P	Rep	-0.7347	0.191	183	-1.111723	-0.3577
R	Rep	-0.4589	0.191	183	-0.835885	-0.0819

## LITERATURA CITADA

Alessa, L., & Chapin, F. S. (2008). Anthropogenic biomes: a key contribution to earth-system science. *Trends in Ecology and Evolution*, 23(10), 529–531. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.07.002>

Amaya-Espinel, J. D., Hostetler, M., Henríquez, C., & Bonacic, C. (2019). The influence of building density on Neotropical bird communities found in small urban parks. *Landscape and Urban Planning*, 190, 103578. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2019.05.009>

Avery, M. L., & Van Ripper III, C. (1989). Seasonal changes in bird communities of the Chaparral and Blue-Oak Woodlands in Central California. *The Condor*, 91, 288–295. <https://doi.org/10.2307/1368306>

Barçante, L., M. Vale, M., & Maria, M. A. (2017). Altitudinal migration by birds: a review of the literature and a comprehensive list of species. *Journal of Field Ornithology*, 88(4), 321–335. <https://doi.org/10.1111/jfo.12234>

- Barsky, A. (2005). El periurbano productivo, un espacio en constante transformación. Introducción al estado del debate, con referencias al caso de Buenos Aires. *Scripta Nova*, 9. [http://pdfhumanidades.com/sites/default/files/apuntes/Barsky\\_El periurbanoProductivo.pdf](http://pdfhumanidades.com/sites/default/files/apuntes/Barsky_El%20periurbanoProductivo.pdf)
- Bates, D., Maechler, M., Bolker, B., Walker, S., Bojensen Christensen, R. H., Singmann, H., Bin, D., Scheipl, F., Grothendieck, G., Gree, P., Fox, J., Bauer, A., & Krivitsky, P. N. (2021). Package “lme4”. Linear Mixed-Effects Models using ‘Eigen’ and S4.
- Bilenca, D., Codesido, M., González Fischer, C., Pérez Carusi, L., Zufiaurre, E., & Abba, A. (2012). Impactos de la transformación agropecuaria sobre la biodiversidad en la provincia de Buenos Aires. *Revista Del Museo Argentino de Ciencias Naturales*, 14(2), 189–198.
- Birkhofer, K., Gossner, M. M., Diekötter, T., Drees, C., Ferlian, O., Maraun, M., Scheu, S., Weisser, W. W., Wolters, V., Wurst, S., Zaitsev, A. S., & Smith, H. G. (2017). Land-use type and intensity differentially filter traits in above- and below-ground arthropod communities. *Journal of Animal Ecology*, 86, 511–520. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12641>
- Blair, R. B. (1996). Land use and avian species diversity along an urban gradient. *Ecological Applications*, 6(2), 506–519. <https://doi.org/10.2307/2269387>
- Bolar, K. (2019). Package “stats”. Interactive Document for Working with Basic Statistical Analysis.
- Bonnet-Lebrun, A. S., Manica, A., & Rodrigues, A. S. L. (2020). Effects of urbanization on bird migration. *Biological Conservation*, 244(October 2019). <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108423>
- Bray, J. R., & Curtis, J. T. (1957). An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. *Ecological Monographs*, 27(4), 325–349.
- Browder, S. F., Johnson, D. H., & Ball, I. J. (2002). Assemblages of breeding birds as indicators of grassland condition. *Ecological Indicators*, 2, 257–270. [https://doi.org/10.1016/S1470-160X\(02\)00060-2](https://doi.org/10.1016/S1470-160X(02)00060-2)
- Brown, A. M., Warton, D. I., Andrew, N. R., Binns, M., Cassis, G., & Gibb, H. (2014). The fourth-corner solution - using predictive models to understand how species traits interact with the environment. *Methods in Ecology and Evolution*, 5, 344–352. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12163>
- Burkart, R., Bárbaro, N. O., Sánchez, R. O., & Gómez, D. A. (1999). Eco-rregiones de la Argentina. In *Administración de Parques Nacionales*.

- Buyantuyev, A., & Wu, J. (2012). Urbanization diversifies land surface phenology in arid environments: Interactions among vegetation, climatic variation, and land use pattern in the Phoenix metropolitan region, USA. *Landscape and Urban Planning*, 105(1–2), 149–159. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.12.013>
- Cabrera, A. L. (1971). Fitogeografía de la república Argentina. *Boletín de La Sociedad Argentina de Botánica*, 14, 1–42.
- Cadotte, M. W., & Tucker, C. M. (2017). Should Environmental Filtering be Abandoned? *Trends in Ecology and Evolution*, 32(6), 429–437. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2017.03.004>
- Calderón-Patrón, J. M., Moreno, C. E., & Zuria, I. (2012). La diversidad beta: medio siglo de avances. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 83(3), 879–891. <https://doi.org/10.7550/rmb.25510>
- Camilloni, I., & Barrucand, M. (2012). Temporal variability of the Buenos Aires, Argentina, urban heat island. *Theoretical and Applied Climatology*, 107(1–2), 47–58. <https://doi.org/10.1007/s00704-011-0459-z>
- Catterall, C. P., Kingston, M. B., Park, K., & Sewell, S. (1998). Deforestation, urbanisation and seasonality: interacting effects on a regional bird assemblage. *Biological Conservation*, 84, 65–81. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(97\)00076-1](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(97)00076-1)
- Caula, S., Marty, P., & Martin, J. L. (2008). Seasonal variation in species composition of an urban bird community in Mediterranean France. *Landscape and Urban Planning*, 87(1), 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.03.006>
- Cavender-Bares, J., Kozak, K. H., Fine, P. V. A., & Kembel, S. W. (2009). The merging of community ecology and phylogenetic biology. *Ecology Letters*, 12(7), 693–715. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01314.x>
- Chamberlain, D. E., Cannon, A. R., Toms, M. P., Leech, D. I., Hatchwell, B. J., & Gaston, K. J. (2009). Avian productivity in urban landscapes: A review and meta-analysis. *Ibis*, 151(1), 1–18. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2008.00899.x>
- Chapin III, F. S., Zavaleta, E. S., Eviner, V. T., Naylor, R. L., Vitousek, P. M., Reynolds, H. L., Hooper, D. U., Lavorel, S., Sala, O. E., Hobbie, S. E., Mack, M. C., & Díaz, S. (2000). Consequences of changing biodiversity. *Nature*, 405, 234–242.
- Che, X., Chen, D., Zhang, M., Quan, Q., Møller, A. P., & Zou, F. (2019). Seasonal dynamics of waterbird assembly mechanisms revealed by patterns in phylogenetic and functional diversity in a subtropical wetland. *Biotropica*, 51(3), 421–431. <https://doi.org/10.1111/btp.12648>

Clarke, K. R. (1993). Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18, 117–143. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x>

Clergeau, P., Savard, J. P. L., Mennechez, G., & Falardeau, G. (1998). Bird abundance and diversity along an urban-rural gradient: a comparative study between two cities on different continents. *The Condor*, 100, 413–425.

Collin, P. (2004). Dictionary of Environment & Ecology: Over 9,000 Terms Clearly Defined. In Reference Reviews. <http://www.emeraldinsight.com/doi/full/10.1108/09504120510573800>

Corbelli, J. M., Zurita, G. A., Filloy, J., Galvis, J. P., Vespa, N. I., & Bellocq, I. (2015). Integrating taxonomic, functional and phylogenetic beta diversities: Interactive effects with the biome and land use across taxa. *PLoS ONE*, 10(5), 1–17. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0126854>

Cramer, W. (1997). Modeling the Possible Impact of Climate Change on Broad-Scale Vegetation Structure: Examples from Northern Europe. In *Global change and Arctic terrestrial ecosystems* (pp. 312–329).

Croci, S., Butet, A., & Clergeau, P. (2008). Does urbanization filter birds on the basis of their biological traits? *The Condor*, 110(2), 223–240. <https://doi.org/10.1525/cond.2008.8409>

Crutzen, P. J., & Stoermer, E. F. (2000). The “Anthropocene.” *Global Change Newsletter*, 41, 17–18.

Cueto, V. R., & Lopez de Casenave, J. (2000). Seasonal changes in bird assemblages of coastal woodlands in East-Central Argentina. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 35(3), 173–177. <https://doi.org/10.1076/snfe.35.3.173.8859>

Cueto, Victor Rodolfo, & Jahn, A. E. (2008). Sobre la necesidad de tener un nombre estandarizado para las aves que migran dentro de América del Sur. *Hornero*, 23(1), 1–4.

de Abelleira, D., Verón, S., Banchemo, S., Iturralde Elortegui, M., Valiente, S., Puig, O., Murray, F., Martini, J. P., Zelaya, K., Maidana, D., Varlamoff, N., Peiretti, J., Benedetti, P., Portillo, J., Melilli, M., Maidana, E., Goytía, Y., Sapino, V., Regonat, A., ... Volante, J. (2021). Mapa Nacional de Cultivos campaña 2020/2021.

de la Peña, M. R. (2013). Nidos y reproducción de las aves argentinas. In *Ediciones Biológica. Serie Naturaleza, Conservación y Sociedad N° 8*. Ediciones Biológica.

de la Peña, M. R. (2020). Aves Argentinas: descripción , comportamiento, reproducción y distribución. Rheidae, Tinamidae, Anhimidae, Anatidae, Cracidae, Odontophoridae,



Phasianidae. In *Comunicaciones del Museo Provincial de Ciencias Naturales "Florentino Ameghino"* (Nueva Serie) (pp. 1–300).

Devictor, V., & Jiguet, F. (2007). Community richness and stability in agricultural landscapes: The importance of surrounding habitats. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 120(2–4), 179–184. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.08.013>

Devictor, V., Julliard, R., Clavel, J., Jiguet, F., Lee, A., & Couvet, D. (2008). Functional biotic homogenization of bird communities in disturbed landscapes. *Global Ecology and Biogeography*, 17, 252–261. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00364.x>

Devictor, V., Julliard, R., & Jiguet, F. (2008). Distribution of specialist and generalist species along spatial gradients of habitat disturbance and fragmentation. *Oikos*, 117, 507–514. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2008.16215.x>

Devictor, V., Mouillot, D., Meynard, C., Jiguet, F., Thuiller, W., & Mouquet, N. (2010). Spatial mismatch and congruence between taxonomic, phylogenetic and functional diversity: The need for integrative conservation strategies in a changing world. *Ecology Letters*, 13(8), 1030–1040. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01493.x>

Di Pace, M., & Caride Bartrons, H. (Eds.). (2012). *Ecología urbana*.

Di Virgilio, M. M., & Vio, M. (2009). La geografía del proceso de formación de la Región Metropolitana de Buenos Aires. Versión Preliminar, 1–20.

Díaz, S., & Cabido, M. (2001). Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology and Evolution*, 16(11), 646–655. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(01\)02283-2](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(01)02283-2)

Díaz, S., Lavorel, S., Chapin III, F. S., Tecco, P. A., Gurvich, D. E., & Grigulis, K. (2007). Functional diversity — at the crossroads between ecosystem functioning and environmental filters. In *Terrestrial ecosystems in a changing world* (pp. 81–91). Springer Berlin Heidelberg.

Duckworth, R. A. (2013). Human-induced changes in the dynamics of species coexistence: an example with two sister species. In *Avian urban ecology: physiological and behavioural adaptations to the urban habitat* (pp. 181–191). Oxford University Press.

Ellis, E. C., & Ramankutty, N. (2008). Putting people in the map: anthropogenic biomes of the world. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(8), 439–447. <https://doi.org/10.1890/070062>

Elmqvist, T., Fragkias, M., Goodness, J., Güneralp, B., Marcotullio, P. J., McDonald, R. I., Parnell, S., Schewenius, M., Sendstad, M., Seto, K. C., Wilkinson, C., Alberti, M., Folke, C.,

- Frantzeskaki, N., Haase, D., Katti, M., Nagendra, H., Niemelä, J., Pickett, S. T. A., ... Tidball, K. (2013). Urbanization, biodiversity and ecosystem services: challenges and opportunities. In Springer Nature. [https://doi.org/10.1007/978-94-007-7088-1\\_33](https://doi.org/10.1007/978-94-007-7088-1_33)
- Emerson, B. C., & Gillespie, R. G. (2008). Phylogenetic analysis of community assembly and structure over space and time. *Trends in Ecology and Evolution*, 23(11), 619–630. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.07.005>
- Evans, K. L., Newton, J., Gaston, K. J., Sharp, S. P., McGowan, A., & Hatchwell, B. J. (2012). Colonisation of urban environments is associated with reduced migratory behaviour, facilitating divergence from ancestral populations. *Oikos*, 121(4), 634–640. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2011.19722.x>
- Faeth, S. H., Bang, C., & Saari, S. (2011). Urban biodiversity: patterns and mechanisms. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1223(1), 69–81. <https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2010.05925.x>
- Faith, D. P. (1992). Conservation evaluation and phylogenetic diversity. *Biological Conservation*, 61, 1–10. [https://doi.org/10.1016/0003-2697\(75\)90168-2](https://doi.org/10.1016/0003-2697(75)90168-2)
- Faith, D. P. (2008). Threatened species and the potential loss of phylogenetic diversity: Conservation scenarios based on estimated extinction probabilities and phylogenetic risk analysis. *Conservation Biology*, 22(6), 1461–1470. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.01068.x>
- Ferger, S. W., Schleuning, M., Hemp, A., Howell, K. M., & Böhning-Gaese, K. (2014). Food resources and vegetation structure mediate climatic effects on species richness of birds. *Global Ecology and Biogeography*, 23(5), 541–549. <https://doi.org/10.1111/geb.12151>
- Filloy, J., & Bellocq, M. I. (2007). Patterns of bird abundance along the agricultural gradient of the Pampean region. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 120(2–4), 291–298. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.09.013>
- Filloy, J., Grosso, S., & Bellocq, M. I. (2015). Urbanization altered latitudinal patterns of bird diversity-environment relationships in the southern Neotropics. *Urban Ecosystems*, 18, 777–791. <https://doi.org/10.1007/s11252-014-0429-1>
- Filloy, J., Zurita, G. A., & Bellocq, M. I. (2018). Bird diversity in urban ecosystems: the role of the biome and land use along urbanization gradients. *Ecosystems*. <https://doi.org/10.1007/s10021-018-0264-y>

- Filloy, Julieta, Zurita, G. A., & Bellocq, M. I. (2019). Bird Diversity in Urban Ecosystems: The Role of the Biome and Land Use Along Urbanization Gradients. *Ecosystems*, 22(1), 213–227. <https://doi.org/10.1007/s10021-018-0264-y>
- Flynn, D. F. B., Gogol- Prokurat, M., Nogeire, T., Molinari, N., Trautman Richers, B., Lin, B. B., Simpson, N., Mayfield, M. M., & DeClerck, F. (2009). Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecology Letters*, 12, 22–33. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01255.x>
- Flynn, D. F. B., Mirotchnick, N., Jain, M., Palmer, M. I., & Naeem, S. (2011). Functional and phylogenetic diversity as predictors of biodiversity- Ecosystem-function relationships. *Ecology*, 92(8), 1573–1581. <https://doi.org/10.1890/10-1245.1>
- Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., Chapin, F. S., Coe, M. T., Daily, G. C., Gibbs, H. K., Helkowski, J. H., Holloway, T., Howard, E. A., Kucharik, C. J., Monfreda, C., Patz, J. A., Prentice, I. C., Ramankutty, N., & Snyder, P. K. (2005). Global consequences of land use. *Science*, 309(5734), 570–574. <https://doi.org/10.1126/science.1111772>
- Forest, F., Grenyer, R., Rouget, M., Davies, T. J., Cowling, R. M., Faith, D. P., Balmford, A., Manning, J. C., Procheş, Ş., Van Der Bank, M., Reeves, G., Hedderson, T. A. J., & Savolainen, V. (2007). Preserving the evolutionary potential of floras in biodiversity hotspots. *Nature*, 445(7129), 757–760. <https://doi.org/10.1038/nature05587>
- Fournier, B., Frey, D., & Moretti, M. (2020). The origin of urban communities: From the regional species pool to community assemblages in city. *Journal of Biogeography*, 47(3), 615-629.
- Garaffa, P. I., Filloy, J., & Bellocq, M. I. (2009). Bird community responses along urban-rural gradients: Does the size of the urbanized area matter? *Landscape and Urban Planning*, 90, 33–41. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.10.004>
- Gaston, K. J., Warren, P. H., Thompson, K., & Smith, R. M. (2005). Urban domestic gardens (IV): The extent of the resource and its associated features. *Biodiversity and Conservation*, 14(14), 3327–3349. <https://doi.org/10.1007/s10531-004-9513-9>
- Giroux, M. A., Berteaux, D., Lecomte, N., Gauthier, G., Szor, G., & Bêty, J. (2012). Benefiting from a migratory prey: spatio-temporal patterns in allochthonous subsidization of an arctic predator. *Journal of Animal Ecology*, 81(3), 533–542. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2011.01944.x>

- Goldewijk, K. K., & Ramankutty, N. (2004). Land cover change over the last three centuries due to human activities: The availability of new global data sets. *GeoJournal* 61:, 61, 335–344.
- Gotelli, N., & Colwell, R. (2011). Estimating species richness. *Biological Diversity. Frontiers in Measurement and Assessment*, 2, 39–54. <https://doi.org/10.2307/3547060>
- Gotelli, N. J. (2000). Null model analysis of species co-occurrence patterns. *Ecology*, 81(9), 2606–2621. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2000\)081\[2606:NMAOSC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081[2606:NMAOSC]2.0.CO;2)
- 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. <https://doi.org/10.1126/science.1150195>
- Hashim, H., Abd Latif, Z., & Adnan, N. A. (2019). URBAN VEGETATION CLASSIFICATION with NDVI THRESHOLD VALUE METHOD with VERY HIGH RESOLUTION (VHR) PLEIADES IMAGERY. *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences - ISPRS Archives*, 42(4/W16), 237–240. <https://doi.org/10.5194/isprs-archives-XLII-4-W16-237-2019>
- Herrera, C. M. (1981). Organización temporal de las comunidades de aves. Doñana, *Acta Vertebrata*, 8, 79–101.
- Hillebrand, H., Bennett, D. M., & Cadotte, M. W. (2008). Consequences of dominance: a review of evenness effects on local and regional ecosystem processes. *Ecology*, 89(6), 1510–1520.
- Hillebrand, H., Blasius, B., Borer, E. T., Chase, J. M., Downing, J. A., Eriksson, B. K., Filstrup, C. T., Harpole, W. S., Hodapp, D., Larsen, S., Lewandowska, A. M., Seabloom, E. W., Van de Waal, D. B., & Ryabov, A. B. (2018). Biodiversity change is uncoupled from species richness trends: consequences for conservation and monitoring. *Journal of Applied Ecology*, 55(1), 169–184. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12959>
- Humphries, M. M., Studd, E. K., Menzies, A. K., & Boutin, S. (2017). To Everything There Is a Season: Summer-to-Winter Food Webs and the Functional Traits of Keystone Species. *Integrative and Comparative Biology*, 57(5), 961–976. <https://doi.org/10.1093/icb/ix119>
- Hurlbert, A. H., & Haskell, J. P. (2003). The effect of energy and seasonality on avian species richness and community composition. *The American Naturalist*, 161(1), 83–97. <https://doi.org/10.1086/345459>

Ibáñez-Álamo, J. D., Rubio, E., Benedetti, Y., & Morelli, F. (2017). Global loss of avian evolutionary uniqueness in urban areas. *Global Change Biology*, 23(8), 2990–2998. <https://doi.org/10.1111/gcb.13567>

Imhoff, M. L., Tucker, C. J., Lawrence, W. T., Stutzer, D., & Greenbelt, M. (2000). The Use of Multi-Source Satellite and Geospatial Data to Study the Effect of Urbanization of Primary Productivity in the United States. *IEEE Trans. Geosci. Remote Sens*, 38, 2549–2556.

INDEC. (2003). ¿ Qué es el Gran Buenos Aires ? 12.

Instituto Geográfico Nacional. (n.d.). Catálogo de objetos geográficos versión 2.0. Retrieved July 12, 2021, from <https://www.ign.gob.ar/NuestrasActividades/InformacionGeoespacial/catalogo-de-objetos-geograficos>

Instituto Nacional de Estadística y Censos (INDEC). (2010). Estadísticas básicas. Total de personas en el hogar. Censo de Población, Hogares y Viviendas 2010. [https://redatam.indec.gob.ar/argbin/RpWebEngine.exe/PortalAction?&MODE=MAIN&BASE=CPV2010B&MAIN=WebServerMain.inl&\\_ga=2.160198014.2143654589.1623172429-797322923.1623172429](https://redatam.indec.gob.ar/argbin/RpWebEngine.exe/PortalAction?&MODE=MAIN&BASE=CPV2010B&MAIN=WebServerMain.inl&_ga=2.160198014.2143654589.1623172429-797322923.1623172429)

Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. (2014). Agricultura Urbana y Periurbana en el Área Metropolitana de Buenos Aires.

J.B.Kruskal. (1964). Nonmetric Multidimensional Scaling: A Numerical Method. *Psychometrika*, 29(2), 115–129.

Jensen, J. R. (2014). Remote sensing of the environment: an earth resource perspective second edition. In Pearson Education Limited, Harlow, England (Vol. 1).

Jetz, W., Thomas, G. H., Joy, J. B., Hartmann, K., & Mooers, A. O. (2012). The global diversity of birds in space and time. *Nature*, 491(7424), 444–448. <https://doi.org/10.1038/nature11631>

Jetz, Walter, Thomas, G. H., Joy, J. B., Redding, D. W., Hartmann, K., & Mooers, A. O. (2014). Global Distribution and Conservation of Evolutionary Distinctness in Birds. *Current Biology*, 24(9), 919–930. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2014.03.011>

Jokimäki, J., Suhonen, J., Inki, K., & Jokinen, S. (1996). Biogeographical comparison of winter bird assemblages in urban environments in Finland. *Journal of Biogeography*, 23(3), 379–386. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.1996.00033.x>

- Jones, C. G., & Gutiérrez, J. L. (2007). On the purpose, meaning, and usage of the physical ecosystem engineering concept. *Theoretical Ecology Series*, 4(C), 3–24. [https://doi.org/10.1016/S1875-306X\(07\)80003-7](https://doi.org/10.1016/S1875-306X(07)80003-7)
- Jones, D. (2011). An appetite for connection: Why we need to understand the effect and value of feeding wild birds. *Emu*, 111(2). [https://doi.org/10.1071/MUv111n2\\_ED](https://doi.org/10.1071/MUv111n2_ED)
- Juri, M. D., & Chani, J. M. (2009). Variación Estacional en la Composición de las Comunidades de Aves en un Gradiente Urbano. *Ecología Austral*, 19(October), 175–184. [papers3://publication/uuid/D5C59864-D6F2-49F3-8FDA-838BFCAE26E6](https://doi.org/10.1016/j.ecoa.2009.08.006)
- Kembel, S. (2010). An introduction to the picante package. *R Project*, April, 1–16.
- Kembel, S W, Ackerly, D. D., Blomberg, S. P., Cornwell, K., Cowan, P. D., Helmus, M. R., Morlon, H., & Webb, C. O. (2010). Package ‘picante’. *Angewandte Chemie International Edition*, 21(52), 4172–9913.
- Kembel, Steven W. (2009). Disentangling niche and neutral influences on community assembly: assessing the performance of community phylogenetic structure tests. *Ecology Letters*, 12, 949–960. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01354.x>
- Kraft, N. J. B., & Ackerly, D. D. (2010). Functional trait and phylogenetic tests of community assembly across spatial scales in an Amazonian forest. *Ecological Monographs*, 80(3), 401–422. <https://doi.org/10.1890/09-1672.1>
- Kraft, N. J. B., Adler, P. B., Godoy, O., James, E. C., Fuller, S., & Levine, J. M. (2015). Community assembly, coexistence and the environmental filtering metaphor. *Functional Ecology*, 29(5), 592–599. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12345>
- La Sorte, F. A., Lepczyk, C. A., Aronson, M. F. J., Goddard, M. A., Hedblom, M., Katti, M., MacGregor-Fors, I., Mörtberg, U., Nilon, C. H., Warren, P. S., Williams, N. S. G., & Yang, J. (2018). The phylogenetic and functional diversity of regional breeding bird assemblages is reduced and constricted through urbanization. *Diversity and Distributions*, 24(7), 928–938. <https://doi.org/10.1111/ddi.12738>
- La Sorte, F. A., Tingley, M. W., & Hurlbert, A. H. (2014). The role of urban and agricultural areas during avian migration: An assessment of within-year temporal turnover. *Global Ecology and Biogeography*, 23, 1225–1234. <https://doi.org/10.1111/geb.12199>
- Laliberté, E., & Legendre, P. (2010). A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, 91(1), 299–305. <https://doi.org/10.1890/08-2244.1>

- Laliberté, E., Legendre, P., Shipley, B., & Laliberté, M. E. (2015). Package FD: Measuring functional diversity (FD) from multiple traits, and other tools for functional ecology. R package version 1.0-12.
- Laureto, L. M. O., Cianciaruso, M. V., & Samia, D. S. M. (2015). Functional diversity: An overview of its history and applicability. *Natureza e Conservacao*, 13(2), 112–116. <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2015.11.001>
- Lenth, R. V., Buerkner, P., Herve, M., Love, J., Riebl, H., & Singmann, H. (2021). Package “emmeans”: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means. <https://doi.org/10.1080/00031305.1980.10483031>>.License
- Leong, M., & Roderick, G. K. (2015). Remote sensing captures varying temporal patterns of vegetation between human-altered and natural landscapes. *PeerJ*, 3:e1141. <https://doi.org/10.7717/peerj.1141>
- Lepczyk, C. A., Flather, C. H., Radeloff, V. C., Pidgeon, A. M., Hammer, R. B., & Liu, J. (2008). Human impacts on regional avian diversity and abundance. *Conservation Biology*, 22(2), 405–416. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.00881.x>
- Leprieur, F., Albouy, C., de Bortoli, J., Cowman, P. F., Bellwood, D. R., & Mouillot, D. (2012). Quantifying phylogenetic beta diversity: Distinguishing between “true” turnover of lineages and phylogenetic diversity gradients. *PLoS ONE*, 7(8). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0042760>
- Leveau, C. M., & Leveau, L. M. (2005). Avian community response to urbanization in the pampean region, Argentina. *Ornitologia Neotropical*, 16(4), 503–510.
- Leveau, L. M. (2018). Urbanization, environmental stabilization and temporal persistence of bird species: A view from Latin America. *PeerJ*, 6, e6056. <https://doi.org/10.7717/peerj.6056>
- Leveau, Lucas M. (2013). Relaciones aves-habitat en el sector suburbano de Mar del Plata, Argentina. *Ornitologia Neotropical*, 24, 201–212.
- Leveau, Lucas M. (2021). Consistency in bird community assembly over medium-term along rural-urban gradients in Argentina. *Ecological Processes*, 10(1). <https://doi.org/10.1186/s13717-021-00302-8>
- Leveau, Lucas M., Isla, F. I., & Bellocq, M. I. (2015). Urbanization and the temporal homogenization of bird communities: a case study in central Argentina. *Urban Ecosystems*, 18(4), 1461–1476. <https://doi.org/10.1007/s11252-015-0469-1>

- Leveau, Lucas M., Isla, F. I., & Bellocq, M. I. (2018). Predicting the seasonal dynamics of bird communities along an urban-rural gradient using NDVI. *Landscape and Urban Planning*, 177(March), 103–113. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.04.007>
- Leveau, Lucas M., Isla, F. I., & Isabel Bellocq, M. (2020). From town to town: Predicting the taxonomic, functional and phylogenetic diversity of birds using NDVI. *Ecological Indicators*, 119, 106703. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106703>
- Leveau, Lucas M., Jokimäki, J., & Kaisanlahti-Jokimäki, M. L. (2021). Urbanization buffers seasonal change in composition of bird communities: A multi-continental meta-analysis. *Journal of Biogeography*, 48(10), 2391–2401. <https://doi.org/10.1111/jbi.14236>
- Leveau, Lucas M., & Leveau, C. M. (2004). Comunidades de aves en un gradiente urbano de la ciudad de Mar del Plata, Argentina. *Hornero*, 19(1), 13–21.
- Leveau, Lucas M., & Leveau, C. M. (2011). Uso de bordes de cultivo por aves durante invierno y primavera en la Pampa Austral. *Hornero*, 26(2), 149–157.
- Leveau, Lucas M., & Leveau, C. M. (2012). The role of urbanization and seasonality on the temporal variability of bird communities. *Landscape and Urban Planning*, 106(3), 271–276. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.03.008>
- Lopez de Casenave, J., Cueto, V. R., & Marone, L. (2008). Seasonal dynamics of guild structure in a bird assemblage of the central Monte desert. *Basic and Applied Ecology*, 9(1), 78–90. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2006.08.006>
- Loram, A., Warren, P. H., Thompson, K. & Gaston, K. J. (2011). Urban Domestic Gardens: The Effects of Human Interventions on Garden Composition. *Environmental Management*, 48(4), 808–824.
- Luck, G. W., Smallbone, L., & Sheffield, K. J. (2013). Environmental and socio-economic factors related to urban bird communities. *Austral Ecology*, 38, 111–120. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2012.02383.x>
- Lunetta, R. S., Knight, J. F., Ediriwickrema, J., Lyon, J. G., & Worthy, L. D. (2006). Land-cover change detection using multi-temporal MODIS NDVI data. *Remote Sensing of Environment*, 105(2), 142–154. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2006.06.018>
- MacArthur, R. H. and J. W. M. (1961). On Bird Species Diversity. *Ecology*, 42(3), 594–598.
- MacArthur, Robert H. (1965). Patterns of species diversity. *Biological Reviews*, 40, 510–533.



- MacGregor-Fors, I., & Schondube, J. E. (2011). Gray vs. green urbanization: Relative importance of urban features for urban bird communities. *Basic and Applied Ecology*, 12(4), 372–381. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2011.04.003>
- Magnusson, A., Skaug, H., Nielsen, A., Berg, C., Kristensen, K., Maechler, M., van Benthem, K., Sadat, N., Bolker, B., & Brooks, M. (2021). Package “glmmTMB”. Generalized linear mixed models using template model builder.
- Marone, L. (1992). Seasonal and year to year fluctuations of bird populations and guilds in the Monte Desert, Argentina. *Journal of Field Ornithology*, 63(3), 294–308.
- Marzluff, J M. (2001). Worldwide urbanization and its effect on birds. In *Avian Ecology and Conservation in an Urbanizing World* (pp. 19–47). Springer. [https://doi.org/10.1007/978-1-4615-1531-9\\_2](https://doi.org/10.1007/978-1-4615-1531-9_2)
- Marzluff, John M., Bowman, R., & Donnelly, R. (2001). A historical perspective on urban bird research: trends, terms, and approaches. *Avian Ecology and Conservation in an Urbanizing World*, 1–17. [https://doi.org/10.1007/978-1-4615-1531-9\\_1](https://doi.org/10.1007/978-1-4615-1531-9_1)
- Marzluff, John M., & Ewing, K. (2001). Restoration of fragmented landscapes for the conservation of birds: A general framework and specific recommendations for urbanizing landscapes. In John M. Marzluff, E. Shulenberger, W. Endlicher, M. Albert, G. Bradley, C. Ryan, U. Simon, & C. ZumBrunnen (Eds.), *Urban Ecology* (Vol. 9, Issue 3, pp. 280–292). [https://doi.org/10.1007/978-0-387-73412-5\\_48](https://doi.org/10.1007/978-0-387-73412-5_48)
- McColl, R. W. (2005). *Encyclopedia of world geography*. Golson Books.
- McDonald, R. I., Mansur, A. V., Ascensão, F., Colbert, M., Crossman, K., Elmqvist, T., Gonzalez, A., Güneralp, B., Haase, D., Hamann, M., Hillel, O., Huang, K., Kahnt, B., Maddox, D., Pacheco, A., Pereira, H. M., Seto, K. C., Simkin, R., Walsh, B., ... Ziter, C. (2020). Research gaps in knowledge of the impact of urban growth on biodiversity. *Nature Sustainability*, 3(1), 16–24. <https://doi.org/10.1038/s41893-019-0436-6>
- McDonnell, M. J., & Pickett, S. T. A. (1990). Ecosystem structure and function along urban-rural gradients: an unexploited opportunity for ecology. *Ecology*, 71(4), 1232–1237.
- McGill, B. J., Enquist, B. J., Weiher, E., & Westoby, M. (2006). Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in Ecology and Evolution*, 21(4), 178–185. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.02.002>
- McIntyre, N. E., Rango, J., Fagan, W. F., & Faeth, S. H. (2001). Ground arthropod community structure in a heterogeneous urban environment. *Landscape and Urban Planning*, 52, 257–274. <https://doi.org/10.1080/10228199608566114>

McKinney, M. L. (2002). Urbanization, biodiversity, and conservation. *BioScience*, 52(10), 883–890.

McKinney, M. L. (2006). Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, 127, 247–260. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.005>

McKinney, M. L., & Lockwood, J. L. (1999). Biotic homogenization: A few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology and Evolution*, 14(11), 450–453. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(99\)01679-1](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(99)01679-1)

Menezes, B. S., Martins, F. R., Carvalho, E. C. D., Souza, B. C., Silveira, A. P., Loiola, M. I. B., & Araújo, F. S. (2020). Assembly rules in a resource gradient: Competition and abiotic filtering determine the structuring of plant communities in stressful environments. *PLoS ONE*, 15(3), 1–19. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0230097>

Mennis, J. (2013). Socioeconomic-Vegetation Relationships in Urban, Residential Land. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 72(8), 911–921. <https://doi.org/10.14358/pers.72.8.911>

Meynard, C. N., Devictor, V., Mouillot, D., Thuiller, W., Jiguet, F., & Mouquet, N. (2011). Beyond taxonomic diversity patterns: How do  $\alpha$ ,  $\beta$  and  $\gamma$  components of bird functional and phylogenetic diversity respond to environmental gradients across France? *Global Ecology and Biogeography*, 20(6), 893–903. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00647.x>

Mimet, A., Pellissier, V., Quénot, H., Aguejdad, R., Dubreuil, V., & Rozé, F. (2009). Urbanisation induces early flowering: Evidence from *Platanus acerifolia* and *Prunus cerasus*. *International Journal of Biometeorology*, 53, 287–298. <https://doi.org/10.1007/s00484-009-0214-7>

Ministerio de Agricultura Ganadería y Pesca. (2019). Mapa de cultivo campaña fina 2019.

Molinari, R. L. (1987). Biografía de la Pampa: 4 siglos de historia del campo argentino. Fundación Colombina “V Centenario”

Morelli, F., Benedetti, Y., Ibáñez-Álamo, J. D., Jokimäki, J., Mänd, R., Tryjanowski, P., & Møller, A. P. (2016). Evidence of evolutionary homogenization of bird communities in urban environments across Europe. *Global Ecology and Biogeography*, 25(11), 1284–1293. <https://doi.org/10.1111/geb.12486>

Mouquet, N., Devictor, V., Meynard, C. N., Munoz, F., Bersier, L. F., Chave, J., Coutron, P., Dalecky, A., Fontaine, C., Gravel, D., Hardy, O. J., Jabot, F., Lavergne, S., Leibold, M., Mouillot, D., Münkemüller, T., Pavoine, S., Prinzing, A., Rodrigues, A. S. L., ... Thuiller, W.

- (2012). Ecophylogenetics: advances and perspectives. *Biological Reviews*, 87(4), 769–785. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2012.00224.x>
- Nagy, J., Végvári, Z., & Varga, Z. (2019). Phylogeny, migration and life history: filling the gaps in the origin and biogeography of the *Turdus* thrushes. *Journal of Ornithology*, 160(2), 529–543. <https://doi.org/10.1007/s10336-019-01632-3>
- Narosky, T., & Yzurieta, D. (2010). Guía para la identificación de las aves de Argentina y Uruguay (Vazquez & Mazzini (Eds.); 16a ed.).
- Neil, K., & Wu, J. (2006). Effects of urbanization on plant flowering phenology: A review. *Urban Ecosystems*, 9, 243–257. <https://doi.org/10.1007/s11252-006-9354-2>
- Newton, I. (2011). The migration ecology of birds. In DNV Technical report No 2011-0053.
- Nilon, C. H., Aronson, M. F. J., Cilliers, S. S., Dobbs, C., Frazee, L. J., Goddard, M. A., O'Neill, K. M., Roberts, D., Stander, E. K., Werner, P., Winter, M., & Yocom, K. P. (2017). Planning for the future of urban biodiversity: A global review of city-scale initiatives. *BioScience*, 67(4), 332–342. <https://doi.org/10.1093/biosci/bix012>
- Norberg, J. (2004). Biodiversity and ecosystem functioning: a complex adaptive systems approach. *Limnology and Oceanography*, 49, 1269–1277.
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Szoecs, E., & Wagner, H. (2020). Package “vegan”. Community ecology package. <https://github.com/vegandevs/vegan>
- Olden, J. D. (2006). Biotic homogenization: A new research agenda for conservation biogeography. *Journal of Biogeography*, 33, 2027–2039. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01572.x>
- Olden, J. D., & Rooney, T. P. (2006). On defining and quantifying biotic homogenization. *Global Ecology and Biogeography*, 15, 113–120. <https://doi.org/10.1111/j.1466-822X.2006.00214.x>
- ONU. (2019). World population prospects 2019. In Department of Economic and Social Affairs. World Population Prospects 2019. (Issue 141). <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/12283219>
- Oyarzabal, M., Clavijo, J., Oakley, L., Biganzoli, F., Tognetti, P., Barberis, I., Maturo, H. M., Aragón, R., Campanello, P. I., Prado, D., Oesterheld, M., & León, R. J. C. (2018). Unidades de vegetación de la Argentina. *Ecología Austral*, 28, 40–63. <https://doi.org/10.25260/ea.18.28.1.0.399>

- Palacio, Facundo X., Ibañez, L. M., Maragliano, R. E., & Montalti, D. (2018). Urbanization as a driver of taxonomic, functional, and phylogenetic diversity losses in bird communities. *Canadian Journal of Zoology*, 96(10), 1114–1121. <https://doi.org/10.1139/cjz-2018-0008>
- Palacio, Facundo Xavier. (2020). Urban exploiters have broader dietary niches than urban avoiders. *Ibis*, 162, 42–49. <https://doi.org/10.1111/ibi.12732>
- Paradis, E., & Schliep, K. (2019). Ape 5.0: An environment for modern phylogenetics and evolutionary analyses in R. *Bioinformatics*, 35(3), 526–528. <https://doi.org/10.1093/bioinformatics/bty633>
- Park, C. R., & Lee, W. S. (2000). Relationship between species composition and area in breeding birds of urban woods in Seoul, Korea. *Landscape and Urban Planning*, 51(1), 29–36. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(00\)00094-3](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(00)00094-3)
- Parlow, E. (2011). Urban climate. In J. Niemelä (Ed.), *Urban ecology: patterns, processes and applications* (pp. 31–44). Oxford University Press.
- Parris, K. M., & Hazell, D. L. (2005). Biotic effects of climate change in urban environments: The case of the grey-headed flying-fox (*Pteropus poliocephalus*) in Melbourne, Australia. *Biological Conservation*, 124(2), 267–276. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.01.035>
- Peel, M. C., Finlayson, B. L., & McMahon, T. A. (2007). Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences*, 11, 1633–1644. <https://doi.org/10.5194/hess-11-1633-2007>
- Petchey, O. L., Evans, K. L., Fishburn, I. S., & Gaston, K. J. (2007). Low functional diversity and no redundancy in British avian assemblages. *Journal of Animal Ecology*, 76, 977–985. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2007.01271.x>
- Pielou, E. C. (1966). The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology*, 13, 131–144.
- Pinheiro, J., Bates, D., DebRoy, S., & Sarkar, D. (2019). Package “nlme”. Linear and nonlinear mixed effects models.
- R Development Core Team. (2020). R: a language and environment for statistical computing.
- Ralph, C. J., Geupel, G. R., Pyle, P., Martin, T. E., Desante, D. F., & Milá, B. (1996). Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres. In Pacific Southwest Res. Station. For. Serv. U.S. Dep. Agric. Albany, CA.
- Rega-Brodsky, C. C., Aronson, M. F. J., Piana, M. R., Carpenter, E. S., Hahs, A. K., Herrera-Montes, A., Knapp, S., Kotze, D. J., Lepczyk, C. A., Moretti, M., Salisbury, A. B., Williams, N.

- S. G., Jung, K., Katti, M., MacGregor-Fors, I., MacIvor, J. S., La Sorte, F. A., Sheel, V., Threfall, C. G., & Nilon, C. H. (2022). Urban biodiversity: State of the science and future directions. *Urban Ecosystems*, 1990. <https://doi.org/10.1007/s11252-022-01207-w>
- Robb, G. N., McDonald, R. A., Chamberlain, D. E., & Bearhop, S. (2008). Food for thought: supplementary feeding as a driver of ecological change in avian populations. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(9), 476–484. <https://doi.org/10.1890/060152>
- Rouse, J. W., Haas, R. H., Schell, J. A., Deering, D. W., & Harlan, J. C. (1974). Monitoring the vernal advancements and retrogradation of natural vegetation. NASA/GSFC, Final Report, Greenbelt, MD, USA, September 1972, 1–137. [http://scholar.google.com/scholar?q=related:kfZY0xukQScJ:scholar.google.com/&hl=en&num=20&as\\_sdt=0,5%5Cnpapers2://publication/uuid/FB22B85B-B2F9-442E-AF63-58F3517012FC](http://scholar.google.com/scholar?q=related:kfZY0xukQScJ:scholar.google.com/&hl=en&num=20&as_sdt=0,5%5Cnpapers2://publication/uuid/FB22B85B-B2F9-442E-AF63-58F3517012FC)
- Sekercioglu, C. H. (2006). Increasing awareness of avian ecological function. *Trends in Ecology and Evolution*, 21(8), 464–471. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.05.007>
- Shochat, E., Lerman, S. B., Anderies, J. M., Warren, P. S., Faeth, S. H., & Nilon, C. H. (2010). Invasion, competition, and biodiversity loss in urban ecosystems. *BioScience*, 60(3), 199–208. <https://doi.org/10.1525/bio.2010.60.3.6>
- Shochat, E., Warren, P. S., Faeth, S. H., McIntyre, N. E., & Hope, D. (2006). From patterns to emerging processes in mechanistic urban ecology. *Trends in Ecology and Evolution*, 21(4), 186–191. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.11.019>
- Silva, G. G., & Guadagnin, D. L. (2017). Effect of land use in seasonal abundance of Eared Dove (*Zenaida auriculata*) in Southwestern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 78(1), 18–24. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.21115>
- Smith, B. D. (2007). The ultimate ecosystem engineers. *Science*, 315(5820), 1797–1798. <https://doi.org/10.1126/science.1137740>
- Sol, D., Bartomeus, I., González-Lagos, C., & Pavoine, S. (2017). Urbanisation and the loss of phylogenetic diversity in birds. *Ecology Letters*, 20(6), 721–729. <https://doi.org/10.1111/ele.12769>
- Sol, D., González-Lagos, C., Moreira, D., Maspons, J., & Lapiedra, O. (2014). Urbanisation tolerance and the loss of avian diversity. *Ecology Letters*, 17(8), 942–950. <https://doi.org/10.1111/ele.12297>

- Sol, D., Trisos, C., Múrria, C., Jeliaskov, A., González-Lagos, C., Pigot, A. L., Ricotta, C., Swan, C. M., Tobias, J. A., & Pavoine, S. (2020). The worldwide impact of urbanisation on avian functional diversity. *Ecology Letters*, 23(6), 962–972. <https://doi.org/10.1111/ele.13495>
- Swenson, N. G. (2011). The role of evolutionary processes in producing biodiversity patterns, and the interrelationships between taxonomic, functional and phylogenetic biodiversity. *American Journal of Botany*, 98(3), 472–480. <https://doi.org/10.3732/ajb.1000289>
- Swenson, N. G. (2014). Functional and Phylogenetic Ecology in R. In *Use R!* <https://doi.org/10.1007/978-1-4614-9542-0>
- Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielbörger, K., Wichmann, M. C., Schwager, M., & Jeltsch, F. (2004). Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography*, 31, 79–92. <https://doi.org/10.1046/j.0305-0270.2003.00994.x>
- Tilman, D. (1982). *Resource competition and community structure*. Princeton University Press.
- Tocci, J., Nava, O., Galetto, A., Actis, J. J., & Occhiuzzi, S. (2002). Zonificación Agroeconómica y Sistemas Productivos Predominantes. In Sub Proyecto “Riesgo y Seguros Agropecuarios” PROSAP ARG 96/006.
- Tremoleras, J. (1929). Curiosa nidificación del Hornero [*Furnarius rufus* (Gm.)]. *El Hornero*, 004(03), 294–298. [http://digital.bl.fcen.uba.ar/gsd1-282/cgi-bin/library.cgi?a=d&c=publicaciones/hornero&d=008\\_EIHornero\\_v004\\_n03\\_articulo294](http://digital.bl.fcen.uba.ar/gsd1-282/cgi-bin/library.cgi?a=d&c=publicaciones/hornero&d=008_EIHornero_v004_n03_articulo294)
- Tryjanowski, P., Skórka, P., Sparks, T. H., Biaduń, W., Brauze, T., Hetmański, T., Martyka, R., Indykiewicz, P., Myczko, Ł., Kunysz, P., Kawa, P., Czyż, S., Czechowski, P., Polakowski, M., Zduniak, P., Jerzak, L., Janiszewski, T., Goławski, A., Duduś, L., ... Wysocki, D. (2015). Urban and rural habitats differ in number and type of bird feeders and in bird species consuming supplementary food. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(19), 15097–15103. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4723-0>
- Tucker, C. J., & Garrat, M. W. (1977). Leaf optical system modeled as a stochastic process. *Applied Optics*, 16(3), 635–642.
- Vaccaro, A. S., & Bellocq, M. I. (2019). Diversidad taxonómica y funcional de aves: diferencias entre hábitats antrópicos en un bosque subtropical. *Ecología Austral*, 29(3), 391–404. <https://doi.org/10.25260/ea.19.29.3.0.873>

- Wang, Y., Naumann, U., Eddelbuettel, D., Warton, D., Byrnes, J., Silva, S., Niku, J., Renner, I., & Wright, S. (2020). Package "mvabund". Statistical methods for analysing multivariate abundance data.
- Webb, C. O. (2000). Exploring the phylogenetic structure of ecological communities: An example for rain forest trees. *American Naturalist*, 156(2), 145–155. <https://doi.org/10.1086/303378>
- Webb, C. O., Ackerly, D. D., McPeck, M. A., & Donoghue, M. J. (2002). Phylogenies and community ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 33, 475–505. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.33.010802.150448>
- Weng, Q. (2011). Remote Sensing of Environment Remote sensing of impervious surfaces in the urban areas: Requirements, methods, and trends. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.02.030>
- Whittingham, M. J., & Evans, K. L. (2004). The effects of habitat structure on predation risk of birds in agricultural landscapes. *Ibis*, 146(SUPPL. 2), 210–220. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2004.00370.x>
- Wilman, H., Belmaker, J., Simpson, J., de La Rosa, C., Rivadeneira, M. M., & Jetz, W. (2014). EltonTraits 1.0: Species-level foraging attributes of the world's birds and mammals. *Ecology*, 95(7), 2027. <https://doi.org/10.1890/13-1917.1>
- Winter, M., Devictor, V., & Schweiger, O. (2013). Phylogenetic diversity and nature conservation: Where are we? *Trends in Ecology and Evolution*, 28(4), 199–204. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.10.015>
- Xu, X., Xie, Y., Qi, K., Luo, Z., & Wang, X. (2018). Detecting the response of bird communities and biodiversity to habitat loss and fragmentation due to urbanization. *Science of the Total Environment*, 624, 1561–1576. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.143>
- Yengoh, G. T., Dent, D., Olsson, L., Tengberg, A. E., & Tucker III, C. J. (2015). Use of the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) to assess land degradation at multiple scales. Springer.
- Zhang, Y., Odeh, I. O. A., & Han, C. (2009). Bi-temporal characterization of land surface temperature in relation to impervious surface area, NDVI and NDBI, using a sub-pixel image analysis. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 11(4), 256–264. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2009.03.001>
- Zhou, D., & Chu, L. M. (2014). Do avian communities vary with season in highly urbanized Hong Kong. *The Wilson Journal of Ornithology*, 126(1), 69–80.

Zobel, M. (2016). The species pool concept as a framework for studying patterns of plant diversity. *Journal OfVegetation Science*, 27, 8–18. <https://doi.org/10.1111/jvs.12333>



