



Universidad Nacional de Córdoba
Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales,
Carrera de Ciencias Biológicas

“Efectos de los cambios de composición vegetal y fluctuación de recursos alimenticios inducidos por la invasión de especies de *Pyracantha* sobre aspectos de la biología reproductiva de *Turdus chiguanco* y *Turdus rufiventris*”

Tesinista: Dall Armellina, Ezequiel

Firma:

Directora: Peluc, Susana Ines

Firma:

Lugar de trabajo: Centro de Zoología Aplicada, Córdoba, Argentina.

Fecha

Diciembre, 2022

“Efectos de los cambios de composición vegetal y fluctuación de recursos alimenticios inducidos por la invasión de especies de Pyracantha sobre aspectos de la biología reproductiva de Turdus chiguanco y Turdus rufiventris”

Tribunal Examinador

Nombre y Apellido: Dra. Paula Tecco

Firma:.....

Nombre y Apellido: Dr. Diego Valdez

Firma:.....

Nombre y Apellido: Dr. Fernando Barri

Firma:.....

Calificación:

Fecha:

“Efectos de los cambios de composición vegetal y fluctuación de recursos alimenticios inducidos por la invasión de especies de *Pyracantha* sobre aspectos de la biología reproductiva de *Turdus chiguanco* y *Turdus rufiventris*”

Tesinista: Dall Armellina Ezequiel

Directora: Susana Peluc

Lugar de trabajo: Centro de Zoología Aplicada



Instituto de Diversidad y Ecología Animal (CONICET- UNC)

CIENCIAS BIOLÓGICAS

2021

Resumen

En el presente trabajo evaluamos el efecto de la presencia de arbustos del género *Pyracantha* sobre aspectos de la biología reproductiva de *Turdus chiguanco* y *Turdus rufiventris*, dos especies de aves abundantes en el sistema y que consumen frutos de la exótica y dispersan sus semillas. En las laderas occidentales de las Sierras Grandes de Córdoba, Argentina, una región en la que se pueden distinguir áreas invadidas por *Pyracantha sp.* y otras áreas donde esas invasoras aún no han colonizado, seleccionamos para desarrollar este estudio dos sitios invadidos, Los Hornillos y San Javier; y un área libre de invasión que se encuentra en el Refugio de Vida Silvestre Los Barrancos, Luyaba. Describimos la composición vegetal de los sitios y comparamos entre ellos patrones de nidificación (variables del microhábitat seleccionado) y otros parámetros reproductivos (tamaño de la puesta, tamaño y peso de los huevos y fecha de inicio de la reproducción) de ambas especies de aves. Observamos que la presencia de la planta invasora está asociada a cambios en aspectos de la biología reproductiva de *T. rufiventris* y *T. chiguanco*. Para *T. chiguanco* se detectó una variación en el microhábitat de nidificación, documentando que los nidos construidos en los sitios invadidos tenían una menor distancia a la copa de la planta soporte. En *T. rufiventris* detectamos cambios en la selectividad de la planta soporte para anidar, mostrando cierta preferencia a anidar en *Pyracantha sp.* en sitios invadidos. Además, se pudo apreciar que ambas especies en los sitios no invadidos anidan con mayor frecuencia en la especie arbórea Tala (*Celtis enherbengiana*) destacando la importancia de esta nativa como sitio de nidificación para estas aves. Adicionalmente observamos que en los sitios invadidos la densidad de nidos de *T. chiguanco* fue mayor que en el sitio no invadido. Por último y en contraposición a lo esperado, ni el tamaño de puesta, ni las fechas de nidificación, ni el peso y volumen de los huevos difirieron entre los sitios de estudio para ninguna de las especies de aves.

PALABRAS CLAVE

Aves frugívoras, plantas exóticas, bosque Chaqueño

INTRODUCCIÓN

Las invasiones biológicas son una de las principales causas de pérdida de biodiversidad en la actualidad (Mack et al. 2000; Schirmel et al. 2016). En particular las plantas invasoras presentan un desafío global para la conservación (Vitousek et al. 1996; Pysěk et al. 2012; Simberloff et al. 2013), ya que a menudo forman rodales dominantes y modifican la composición de especies, la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas nativos (Brooks et al. 2004; Weidenhamer y Callaway 2010). Los cambios producidos por plantas invasoras pueden resultar en el empobrecimiento de las comunidades nativas (Lichstein et al. 2004; Paritsis y Aizen 2008), facilitando el establecimiento de otras especies exóticas que pueden convertirse en invasoras (Zeballos et al. 2014), lo que impacta negativamente en la biodiversidad nativa y el funcionamiento general de los ecosistemas (Richardson et al. 2000).

Se ha postulado que las plantas exóticas invasoras afectan negativamente a la mayoría de los componentes de la comunidad nativa (Nelson 2017), siendo las aves uno de los grupos en que más se ha estudiado la consecuencia de invasiones (Zurita et al. 2006). La distribución, uso de hábitat y otros aspectos de la supervivencia de las aves pueden ser particularmente sensibles a las invasiones de plantas exóticas, ya que la estructura de la vegetación es un factor que tiene gran influencia en la presencia de ciertas especies, su selección de hábitat e incluso en aspectos de su reproducción como la supervivencia de nidos (Nelson et al. 2017). Se ha reportado que las invasiones de plantas modifican la heterogeneidad del hábitat utilizado por aves, alteran la disponibilidad de sitios de nidificación y el suministro de diversos alimentos (Nelson 2017). Aunque hay evidencias de que algunas especies de aves pueden utilizar plantas introducidas para anidar (Aslan y Rejmanek 2010; Aslan 2011; Gleditsch y Carlo 2014; Smith y Finch 2014; Nelson et al. 2017), el uso de especies invasoras como sustratos de anidamiento puede tener distintas consecuencias en el éxito reproductivo. En este sentido, las consecuencias en distintos aspectos de la reproducción de las aves son por lo general especie-específicas y dependientes del contexto (Lloyd y Martin 2005). Algunos estudios sugieren que la vegetación exótica puede proporcionar hábitats de anidación de calidad, e incluso conferir éxitos reproductivos equivalentes o superiores a hábitats nativos (Schlossberg y King 2010; Meyer et al. 2015). Esto puede ocurrir por ejemplo en el caso que la vegetación exótica se asemeje de alguna manera (e.g. estructuralmente, presencia de espinas, etc.) a las especies que conforman el elenco nativo. Sin embargo, en ciertos casos, las plantas introducidas pueden generar trampas ecológicas, es decir hábitats preferidos por las aves a pesar de brindar condiciones subóptimas para la reproducción (Battin 2004; Robertson y Hutto 2006).

Por otro lado, la invasión de plantas con frutos puede afectar a las aves a través de vías tróficas, alterando la cantidad o la calidad de los recursos alimenticios en el ambiente (e.g. Gleditsch y Carlo 2011), o si ofrecen nutrientes en distintas proporciones que las plantas nativas (Ingold y Craycraft 1983), o en momentos en que las nativas no lo hacen (Rojas et al. 2018). Los cambios en un ecosistema inducidos por plantas invasoras pueden tener un impacto positivo o negativo en distintas especies residentes, dependiendo de su plasticidad respecto al uso de los nuevos recursos disponibles (Lindenmayer et al. 2002; Shahabuddin y Kumar 2007; Gleditsch y Carlo 2011, 2014; Zeballos et al. 2014). Incluso es de esperar que los efectos sobre especies nativas dependan del gremio trófico al que pertenezcan. Por ejemplo, cambios en la oferta de frutos a causa de invasiones de plantas puede repercutir directamente en las especies de aves nativas que los consumen, promoviendo mejoras en parámetros corporales (Rojas et al. 2018). La evidencia contrastante respecto al efecto de las plantas invasoras sobre la distintas especies de la comunidad de aves, sumado a que una fracción importante de especies de plantas invasoras son leñosas que producen frutos carnosos consumidos por animales (Richardson et al. 2000, Kueffer et al. 2009), pone de manifiesto la necesidad de evaluar en qué medida la invasión de plantas con frutos carnosos afecta distintos aspectos de la biología de las aves que dispersan sus frutos y que pueden facilitar que sigan avanzando en ambientes nativos.

En los bosques montanos de la provincia de Córdoba, extensas áreas han sido invadidas por plantas exóticas de frutos carnosos (Giorgis et al. 2011; Giorgis y Tecco 2014). De estas especies invasoras, las del género *Pyracantha* son de las más extendidas en la región de las Sierras Grandes y pueden formar parches aislados de diferentes extensiones entre los rodales de vegetación nativa, dependiendo de la topografía del área invadida (Giorgis et al. 2011). A diferencia de las especies nativas que fructifican entre noviembre y abril (e.g. *Celtis ehrenbergiana*, *Lithraea molleoides*, *Condalia sp.*; Giorgis y Tecco 2014), las diferentes especies de *Pyracantha* fructifican entre mayo y septiembre (Gurvich et al. 2005). Los frutos carnosos de *Pyracantha* representan un abundante recurso alimenticio ampliamente consumido por aves durante una época del año en que otros recursos nativos son escasos (Gurvich et al. 2005; Tecco et al. 2013, Vergara et al. 2015). En áreas aún no invadidas por las citadas exóticas, las aves frugívoras están expuestas a una reducción en los recursos frutales nativos durante el invierno (finales de mayo a principios de octubre), mientras que, en áreas invadidas por *Pyracantha*, tienen acceso a una fuente suplementaria de alimento durante el invierno (Vergara-Tabares et al. 2015; Rojas et al. 2018). Entre estas aves, los zorzales (*Turdus chiguanco*, *T. rufiventris* y *T. amaurochalinus*) son los que con mayor frecuencia consumen los frutos de *Pyracantha* en zonas invadidas de las Sierras Grandes de Córdoba (e.g. Vergara et al. 2015, 2018). Se ha demostrado además que el consumo de frutos de las exóticas durante el invierno tiene consecuencias en las aves, como por ejemplo alterando sus parámetros corporales como mayor deposición de grasa y mayor peso que individuos de sitios no invadidos (*T. Chiguanco*, Rojas et al 2018; y *T. amaurochalinus*, Canio 2022). Incluso sus perfiles nutricionales varían entre sitios invadidos y no invadidos (Díaz et al., datos no publicados del grupo de investigación). Sin embargo, no se conoce aún si los beneficios nutricionales que proporcionan los frutos exóticos consumidos por las aves en el invierno tienen consecuencias en aspectos reproductivos de los individuos en la primavera.

El estado nutricional de las aves y cantidad de reservas acumuladas previo al inicio de la temporada reproductiva tiene incidencias en varios aspectos asociados a la reproducción (Drent y Daan 1980; Price et al. 1988; Smith y Moore 2003, Jaatinen, et al. 2016; Ewald y Rowher 1982; Smith, et al. 1980). La disponibilidad de recursos en forma de reservas de grasa endógena puede resultar en beneficios traducidos en el éxito reproductivo de las aves (Sandberg y Moore 1996). Por ejemplo, la producción de los huevos requiere de una alta inversión maternal, en la que la hembra deposita lípidos, proteínas y calcio, primariamente provenientes de la combinación de sus reservas endógenas, además de algunos recursos exógenos provenientes de la dieta (Perrins 1996; Jaatinen, et al. 2016). Contar con reservas de grasa al inicio de la temporada reproductiva puede ser ventajoso ya que estas reservas se pueden utilizar para compensar parte del gasto de energía de la producción de huevos (Jaatinen, et al. 2016). En ese sentido, hay evidencia de que la condición corporal de los progenitores (i.e. reservas de grasa, peso) puede influir en aspectos reproductivos como el tamaño de la nidada (cantidad de huevos puestos), tamaño/peso de los huevos (Smith y Moore 2003, Davies y Lundberg 1985, Arcese y Smith, 1988; Daan et al. 1988 Meijer y Drent 1999; Ruuskanen et al. 2016). Estudios previos mostraron que el tamaño del huevo es un efecto materno que tiene un fuerte límite de recursos, lo que sugiere que tales inversiones son costosas para las hembras y solo pueden llevarse a cabo cuando el aumento de los recursos alimentarios está a disposición de la hembra. El aumento del tamaño del huevo a través de la suplementación de alimentos se ha relacionado con una mejor capacidad de eclosión del huevo, un mayor tamaño en la eclosión, crecimiento temprano y supervivencia durante la etapa de cría (Williams 1994; Christians 2002, Grindstaff, Demas y Ketterson 2005). Por otro lado, se ha encontrado que el tamaño del huevo determina el crecimiento y la supervivencia en varios vertebrados (e.g. Semlitsch y Gibbons 1990; Chambers y Leggett 1996; Räsänen et al. 2005). Un aumento en el tamaño del huevo tendría un efecto positivo sobre la masa corporal de la descendencia, lo que indica que hay claros beneficios de desarrollarse en un huevo grande (Karell et al. 2008). De manera similar, la fecha de inicio de la puesta depende directamente de la disponibilidad de alimento (reservas) de la hembra (Ewald y Rowher, 1982; Smith, et al. 1980), y puede

tener incidencia en las tasas de éxito reproductivo a causa de la capacidad de escapar temporalmente a la depredación de nidadas. Se ha observado en muchas especies que el éxito reproductivo disminuye en el transcurso de la temporada a causa del aumento de la depredación de nidos (e.g. Verhulst y Nilsson, 2008).

En base a los antecedentes citados, se pretende evaluar si la invasión de *Pyracantha* sp. en la región de las Sierras Grandes de Córdoba altera aspectos de la biología reproductiva de dos especies de zorzal, *Turdus Rufiventris* y *Turdus Chiguanco*, abundantes en la región y que consumen sus frutos durante el invierno. Debido a que en la zona se pueden diferenciar sitios invadidos y otros en los que la invasora todavía no ha avanzado, el sistema proporciona un experimento natural ideal para indagar sobre los efectos de cambios en la composición de especies vegetales y cambios en la fluctuación estacional de los frutos (a causa de la asincronía en fructificación entre las plantas exóticas y las nativas), generados por la invasión de *Pyracantha* sobre patrones de nidificación (variables del microhábitat seleccionado) y otros parámetros reproductivos (tamaño de la puesta, tamaño de huevos y fecha de inicio de la reproducción) de las aves.

Se propone como hipótesis que los cambios inducidos por la invasión de especies de *Pyracantha*, cambios en la composición vegetal y alteraciones en la fluctuación natural de la oferta de frutos en el ecosistema, alteran diferentes parámetros de la biología reproductiva de *Turdus Chiguanco* y *Turdus Rufiventris*. Se predice que:

- En ambientes invadidos, se observará mayor dominancia de *Pyracantha* sp. y como consecuencia una disminución en la diversidad y abundancia de especies nativas. Eso afectaría la disponibilidad de sitios de nidificación para las especies foco, y la abundancia de especies ornitócoras (recurso alimenticio).
- Se sabe que ambas especies de zorzal usan a las invasoras como sitio para nidificar (Vergara y Peluc 2013), y teniendo en cuenta que la arquitectura de *Pyracantha* es similar a la de algunas de las nativas del sistema, podría predecirse que en sitios invadidos la exótica pueda ser seleccionada como sustrato de nidificación..
- Debido a que las aves en sitios invadidos tienen acceso a una fuente suplementaria de alimento durante el invierno, lo que promueve mejoras en sus parámetros corporales, predecimos que el tamaño de puesta y tanto el tamaño (volumen) como el peso de los huevos será mayor en ambientes invadidos.
- Se observarán fechas de postura más tempranas en ambientes invadidos que en no invadidos.

METODOLOGÍA

Sistema de estudio

El estudio se realizó en las laderas occidentales de las Sierras Grandes de Córdoba, Argentina, una región en la que se pueden distinguir áreas de vegetación nativa invadida por especies de *Pyracantha*, entre otras invasoras, y otras áreas donde esas invasoras aún no han colonizado. Se seleccionaron tres áreas distanciadas lo suficientemente entre sí para garantizar la independencia de las observaciones: dos áreas invadidas, Los Hornillos (31°54'13" S, 64°59'22" O) y San Javier (32°02'00" S 65°03'00" O); y un área libre de invasión que se encuentra en el Refugio de Vida Silvestre Los Barrancos, en Luyaba (en adelante, "sitio no invadido", 31°48' S, 65°02' O). Los sitios de estudio se encuentran a la misma altitud (900 - 1000 m.s.n.m.), separados por varios cerros de baja altura. Los mismos presentan vegetación que pertenece al bosque serrano chaqueño, un bosque abierto a semicerrado (Cabrera, 1976; Giorgis et al. 2011), con una composición florística nativa similar, en la que se destacan *L. molleoides*, *C. ehrenbergiana*, *Acacia caven*, *Bougainvillea stipitata*, *Heterotalamus alienus*, *Flourensia* sp. y *Baccharis* sp. (Giorgis et al. 2011), difiriendo los sitios de estudio en la presencia de *Pyracantha* spp. La precipitación media anual en ambos

sitios es de aproximadamente 700–800 mm (concentrada en verano) y la temperatura media anual es de 17.5 ° C (datos tomados en la estación La Ventana, Acosta et al., 1992). Cabe destacar que la superficie total muestreada fue igual en los tres sitios, aproximadamente 30 ha.

Seleccionamos el Zorzal Chiguanco (*Turdus chiguanco*) y el Zorzal Colorado (*Turdus rufiventris*) como las especies focales residentes más abundantes para el estudio. Son especies frugívoras con alta territorialidad y movimientos de corta distancia (Collar 2017, obs. pres.), que consumen frutos carnosos de especies nativas (*L. molleoides*, *C. ehrenbergiana*, *Condalia sp.*) y exóticas (*Pyracantha*, *Ligustrum lucidum*, *Morus sp.*; Vergara et al. 2016, 2018, obs. per.). Ambas especies se alimentan principalmente de frutos cuando están disponibles, pero pueden incorporar artrópodos, lombrices de tierra y pequeños reptiles en su dieta (Collar 2017). Se ha informado que los zorzales son importantes dispersores de semillas en todo el mundo, no solo para las especies nativas sino también para las introducidas, incluidas varias especies pertenecientes a la familia de las rosáceas (e.g. Sallabanks 1992; Jordano 1995, Vergara et al. 2016, 2018).

Búsqueda y monitoreo de nidos y medición de huevos

Entre los meses de septiembre a noviembre de 2019 - 2022, se realizaron búsquedas sistemáticas de nidos de Zorzal Chiguanco y Zorzal Colorado revisando sistemáticamente la vegetación, y siguiendo a los adultos de la especie en relación a claves comportamentales que brindaran indicios de presencia del nido (e.g. vocalizaciones de alarma, acarreo de materiales de construcción de nidos o alimento, etc.; Ralph et al. 1996).

Se establecieron las fechas del inicio de la nidificación para cada especie en cada uno de los tres sitios de muestreo a partir de la primera observación de construcción de nidos. Todos los sitios fueron diariamente recorridos y exhaustivamente revisados desde el mes de septiembre de 2019 en busca de señales de nidificación, por lo que las fechas determinadas para ese año son muy confiables. En tanto en 2021 y 2022, utilizando la misma metodología, los primeros nidos que se encontraron ya estaban en etapa de puesta, por lo que si el primer nido encontrado ya poseía un huevo a la fecha de encuentro se le restó 1 día por la puesta y cinco días más correspondientes a la construcción del nido de acuerdo a la bibliografía (Vergara y Peluc 2013, obs. Pers.). Las fechas se expresan en números julianos.

Una vez detectados los nidos en construcción, el monitoreo de los mismos consistió en visitas diarias hasta detectar la presencia del primer huevo puesto. Las inspecciones se realizaron sigilosamente y con previa verificación desde una distancia prudencial (30–40 m) que no se encuentre la hembra incubando, debido a que la puesta es un período generalmente sensible y proclive al abandono del nido ante perturbaciones. Una vez finalizada la puesta y previo al inicio de la incubación, se midieron diámetro mayor y longitud) y peso de los huevos de la camada con calibres y balanza de precisión. Debido a un desperfecto en la balanza durante la primera temporada de muestreo, la variable peso se obtuvo solamente en 2021 y 2022, registrándose esta variable en el primer huevo de la puesta. Los nidos fueron monitoreados cada 2 días para verificar su actividad y se determinó la fecha aproximada de éxito o fracaso, y en caso de éste último el período en que ocurrió (puesta, incubación, pichones).

Caracterización del microhábitat de nidificación y vegetación de los sitios de estudio

Para obtener las características de nidificación de cada especie, una vez finalizada la camada (nidos exitosos y fallidos), se midió diámetro externo e interno del nido, profundidad interna y altura externa del mismo. Se identificó la especie de la planta soporte y se tomaron medidas de: la altura de la especie

soporte, de altura del nido con respecto al suelo, distancia del nido a la copa del arbusto o árbol, distancia al borde de copa más cercano y distancia al centro de cada planta soporte. Asimismo, se estimó la cobertura del nido desde los cuatros puntos cardinales, desde una distancia de un metro al nido. Además, se midió la distancia desde el nido al curso de agua más cercano, in situ. Al final de la nidificación, se caracterizó también la vegetación disponible para nidificar en los sitios de estudio (sitios invadido y no invadido), en 20 parcelas de 20m x 20m ubicadas al azar, donde se determinó la composición florística y cobertura arbóreo-arbustiva. En cada parcela se contó el número de individuos de cada especie vegetal y se estimó su porcentaje de cobertura. La comparación entre los valores de cobertura por especie registrada en las parcelas y la proporción de uso como sustrato de nidificación de cada especie vegetal permitió analizar si las especies de zorzal seleccionan algún sustrato específico de nidificación o utilizan los sustratos al azar en relación a su disponibilidad.

Análisis Estadístico

Determinación de la composición arbóreo-arbustiva en los sitios de muestreo

Se comparó la diversidad alfa de especies arbóreas y arbustivas de cada sitio mediante los índices de diversidad alfa Shannon y equitatividad. Para evaluar diferencias entre los tres sitios se realizaron pruebas no paramétricas de a pares de Kruskal Wallis. Para evaluar el grado de recambio de especies entre los tres sitios se calculó la diversidad beta usando el índice de disimilitud Whittaker (Whittaker 1956). Para comparar la composición de especies se realizó un análisis PERMANOVA a una vía de a pares entre los tres sitios de muestreo, y a continuación se realizó un análisis SIMPER para identificar la/las especies responsables de la disimilitud global entre los tres sitios. Dichos análisis se realizaron mediante el software PAST.

Caracterización de los micrositos de nidificación de *T. chiguanco* y *T. rufiventris*

Para describir los micrositos de nidificación se realizó un análisis de componentes principales (PCA) en el que se incluyeron todas las variables que caracterizan los sitios de nidificación. Luego se seleccionaron aquellas variables de mayor contribución a la variabilidad entre nidos, se les aplicó el test de normalidad de los datos y se contrastó dichas variables respecto a las situaciones invadido y no invadido a través de un test de Wilcoxon. Todos estos análisis se realizaron con el software R.

Para identificar si las especies de ave estudiadas ejercían selección de la planta soporte para nidificar con respecto a la disponibilidad, se hizo un test de contingencia usando la frecuencia de uso y la disponibilidad de las plantas soporte. Cuando se encontró diferencias en el test global se realizó otro test adicional de proporciones individuales a cada relación de la planta soporte donde se nidificó y la disponibilidad de dicha planta en cada sitio a fin de determinar cuál planta era seleccionada o cual era evitada. Todos estos análisis se hicieron con el software INFOSTAT.

Se estimó la densidad de nidos por especie en cada uno de los tres sitios de muestreo, utilizando la distancia de cada nido al nido activo más cercano de la misma especie, tomando la distancia lineal entre puntos georeferenciados utilizando la plataforma GoogleEarth. Los datos obtenidos se contrastaron por medio de un test no paramétrico Kruskal Wallis utilizando el programa INFOSTAT.

Análisis de tamaño de la puesta, volumen y peso de los huevos

Se realizó un test de la varianza no paramétrica Kruskal Wallis para comparar la variable “tamaño de puesta” para cada especie entre los tres sitios de estudio.

Con el valor de la altura y el diámetro de cada huevo se calculó el volumen de los mismos mediante la fórmula $\frac{2}{3}r^2\pi$ (Pietiäinen, Asúrela y Väisänen, 1986), para cada especie se comparó entre sitios por medio de modelos lineales generalizados mixtos (MLGM) que incluyeron al sitio como factor fijo, y al nido como factor aleatorio (varios huevos del mismo nido), utilizando el software INFOSTAT.

Para el peso de los huevos se realizó un test de la varianza no paramétrico Kruskal Wallis ya que los valores obtenidos no cumplían el test de normalidad.

RESULTADOS

Comparación de la diversidad de la vegetación en dos situaciones de invasión

Diversidad alfa

Encontramos diferencias significativas entre los sitios de las distintas situaciones de invasión respecto al índice de Shannon (Prueba de Kruskal-Wallis **H: 6,73 p: 0,0346**). Se observa que Luyaba (sitio no invadido) posee el valor más alto de diversidad, a pesar de ello no difiere significativamente con Los Hornillos (Sitio invadido), aunque si difiere significativamente con San Javier (Sitio invadido) (Tabla 1). El índice de equitatividad muestra un patrón similar, con diferencias significativas en general entre los tres sitios de muestreo (**H: 7,18; p: 0,0276**) (Tabla 1), siendo San Javier (sitio invadido) el sitio con menor equitatividad de especies.

Tabla 1. Valores promedio de índices de Shannon y Equitatividad del ensamble de especies arbóreas y arbustivas de las distintas situaciones de invasión. Se agrupa con la misma letra aquellas medias que no difieren significativamente.

Tratamiento	Shannon (Medias)	Equitatividad (Medias)
San Javier (invadido)	1,45 A	0,55 A
Los Hornillos (invadido)	1,67 A B	0,67 B
Luyaba (no invadido)	1,76 B	0,7 B

Diversidad Beta

El análisis de disimilitud entre las comunidades vegetales de sitios invadidos y no invadido, muestra que la mayor diferencia en la composición de especies vegetales se da entre San Javier (Invadido) y Luyaba (No invadido) mientras que los sitios que menos difieren son Los Hornillos y San Javier (Tabla 2).

Tabla 2. Índice de disimilitud (Whitaker) de especies vegetales entre los distintos sitios.

Sitios	Los Hornillos	Luyaba	San Javier
Los Hornillos	0	0.42308	0.35593
Luyaba		0	0.55932
San Javier			0

Mediante un análisis PERMANOVA se verificó que la diferencia de composición de especies vegetales es significativa entre los sitios (**F: 5,789 y p: 0,0001**), sin embargo, solo el sitio no invadido difiere de los sitios invadidos (**p = 0,0003**), y los invadidos no difieren significativamente entre sí (**p= 0,27**). Un análisis SIMPER permitió identificar las especies vegetales que explican la diferencia en la composición vegetal. La tabla arrojada por este análisis fue acotada solo a las especies que representan un 40% de la contribución acumulada a la diferencia de composición (Tabla 3). Las especies exóticas invasoras como *Pyracantha sp* y Siempreverde (*Ligustrum lucidum*) dominan en los dos sitios invadidos siendo mayor la abundancia de estas especies en San Javier.

Tabla 3. Análisis SIMPER. Se muestran las especies vegetales que contribuyen en un 40% a la diferencia de composición entre sitios.

Especie	Disimilitud promedio	%Contrib.	%Contrib. Acum.	#promedio de individuos Los Hornillos	#promedio de individuos Luyaba	# promedio de individuos San Javier
Pyracantha sp.	9,224	12,29	12,29	4,45	0	13,4
Espinillo	7,742	10,32	22,61	10,8	7,35	11,8
Siempreverde	7,296	9,723	32,33	3,45	0	11,2
Tala	7,083	9,439	41,77	2,85	11,6	0,833

La altura promedio de las plantas más representativas de cada sitio de muestreo se representa en la figura 1 Las especies exóticas como *Pyracantha sp.* suelen tener alturas promedio inferiores a las alturas de las nativas más abundantes como lo son el Tala y Molle.

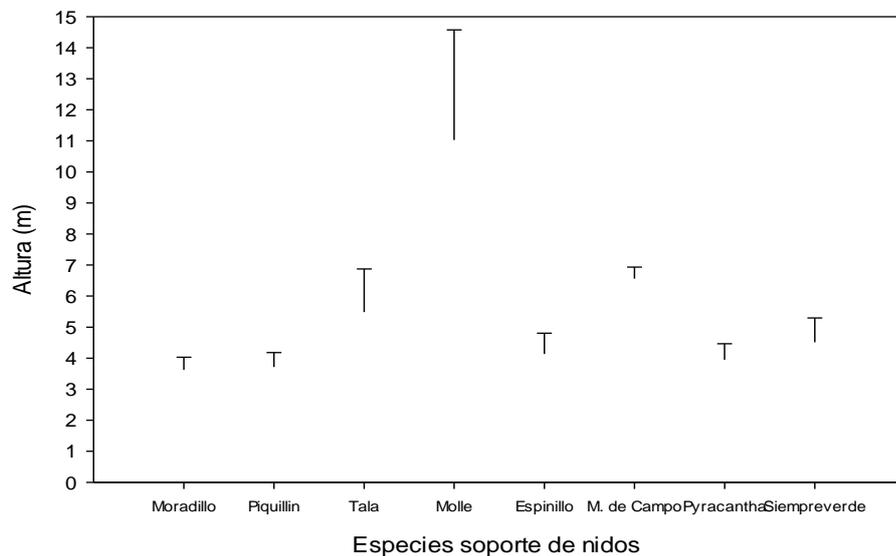


Figura 1. Altura promedio de las especies soporte más utilizadas por ambas especies de *Turdus* en los tres sitios de muestreo.

Se encontraron en total 86 nidos de *T. chiguanco* y 56 nidos de *T. rufiventris*

Para *Turdus chiguanco* en Luyaba(no invadido) durante 2019 se encontraron 15 nidos, 18 en 2021 y 20 en 2022, en Los hornillos(invadido) se encontraron 8 nidos en 2019, solo 2 en 2021 por que

abandonamos la búsqueda por un control exhaustivo de pyracantha en este sitio. En San Javier(invadido 2) se encontraron 8 nidos en 2021 y 15 nidos en 2022.

Para turdus rufiventris en Luyaba se encontraron 8 nidos en 2019, 9 nidos en 2021 y 4 en 2022. En Los Hornillos(invadido 1) durante 2019 se encontraron 11 nidos y solo 3 en 2021 por el manejo de la exótica pyracantha mencionado anteriormente. En San Javier(invadido 2) durante 2021 se encontraron 5 nidos y 16 en el 2022

Caracterización de los micrositios de nidificación de T. Chiguanco y T. rufiventris.

Un análisis de componentes principales (PCA) permitió identificar las variables que más contribuyen a la variabilidad de los micrositios de nidificación de las especies de ave. En el caso de *Turdus chiguanco*, para la dimensión 1, los valores más altos de contribución lo aportan el porcentaje de cobertura vegetal del nido desde el norte y este; mientras que los valores de mayor contribución para la dimensión 2 lo aportan el sitio, distancia a la copa y distancia al eje central de la planta soporte (Fig. 2 y Tabla 4).

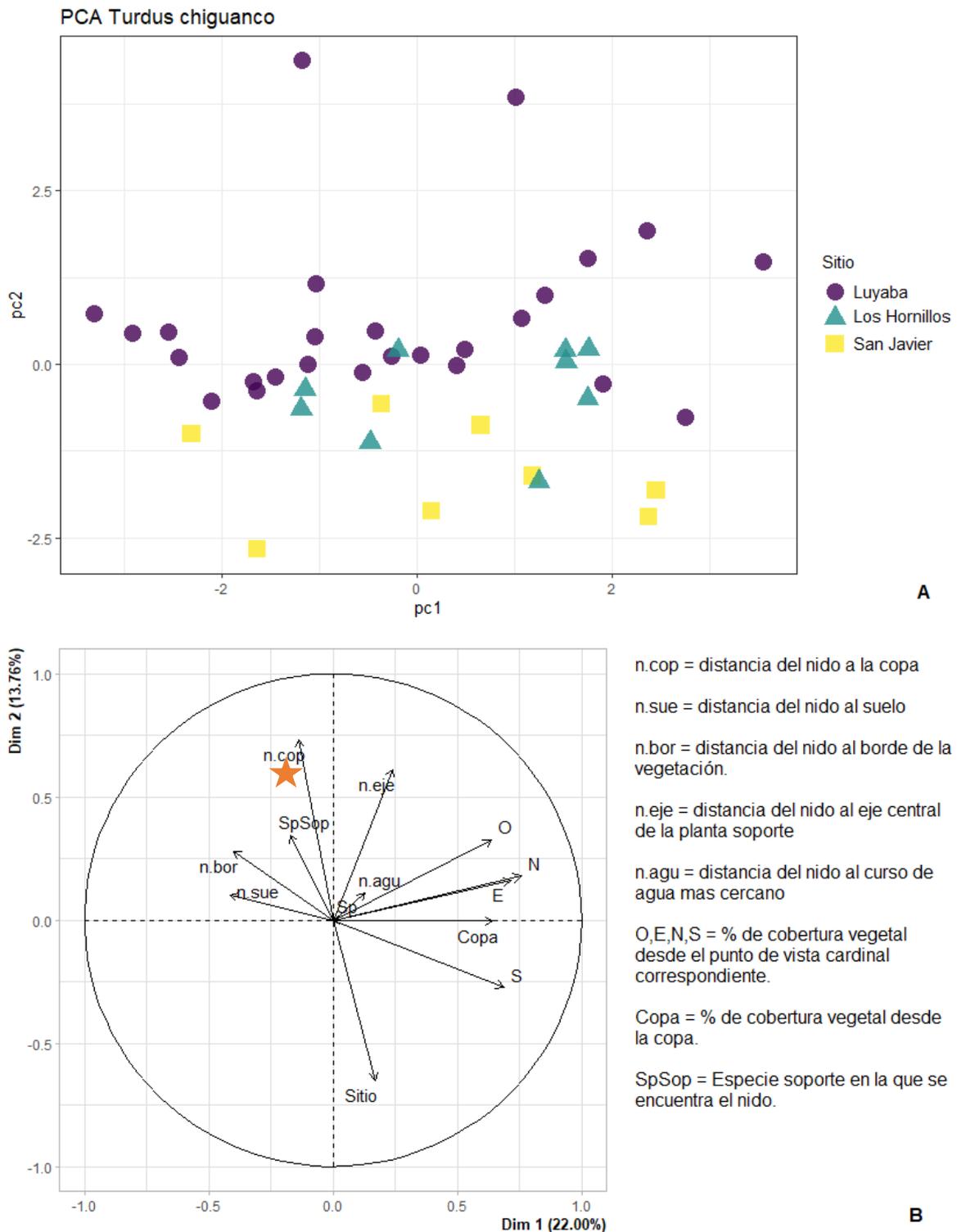


Figura 2. Análisis de componentes principales de los nidos de *Turdus chiguanco* y sus respectivas variables (PCA). **A)** Cada punto representa un nido y su color el sitio; **B)** Cada vector representa una variable, la longitud del vector representa la contribución (valor de coeficiente) de esa variable. Mientras más largo el vector mayor es su valor ya sea positivo o negativo; es decir mayor es su contribución a la variabilidad entre los sitios analizados. Se destaca con una estrella la variable que explica significativamente la diferencia.

Un Test de Wilcoxon permitió contrastar esas variables con respecto a la “situación de invasión”, y se observó que la única variable que presentó diferencia significativa entre sitios invadidos y no invadido fue la distancia a la copa de la planta soporte $p= 0,03^*$ (Tabla 4).

Tabla 4. Contribución de cada variable a dimensión del PCA y su valor p de significancia (Test de Wilcoxon) con respecto a la situación de invasión.

Variables de nidos de <i>Turdus chiguanco</i>	Dim. 1	W	p	Dim. 2	W	p
Sitio	1,01			23,7		
Especie soporte	1,05			6,56		
Distancia del suelo (altura del nido)	6,03			0,553		
Distancia a la copa del árbol	0,68			29,9	310,5	0,03
Distancia al eje central	1,98			21	214	0,87
Distancia al borde más lejano	6			4,35		
Distancia al curso de agua	0,59			0,66		
Cobertura Norte	20,07	173,5	0,24	1,78		
Cobertura Sur	16,48			4,23		
Cobertura Este	17,92	206,5	0,72	1,43		
Cobertura Oeste	14,20			5,86		
Cobertura de la Copa	14,44			0,000825		

Una Prueba de Kruskal-Wallis ($H = 5$; $p = 0,026$) reflejó diferencias en la variable distancia a la copa del árbol entre situaciones de invasión (Fig. 3). El sitio no invadido Luyaba registra las mayores distancias para esta variable comparadas con los dos sitios invadidos Los Hornillos y San Javier con valores promedios similares. Además, una prueba de Kruskal Wallis comparando la altura de nidos entre las situaciones de invasión no resultó significativa ($H 0,02$ y $p 0,9$) con los valores promedios de distancia de 2,64 metros (invadido) y 2,56 metros (no invadido)

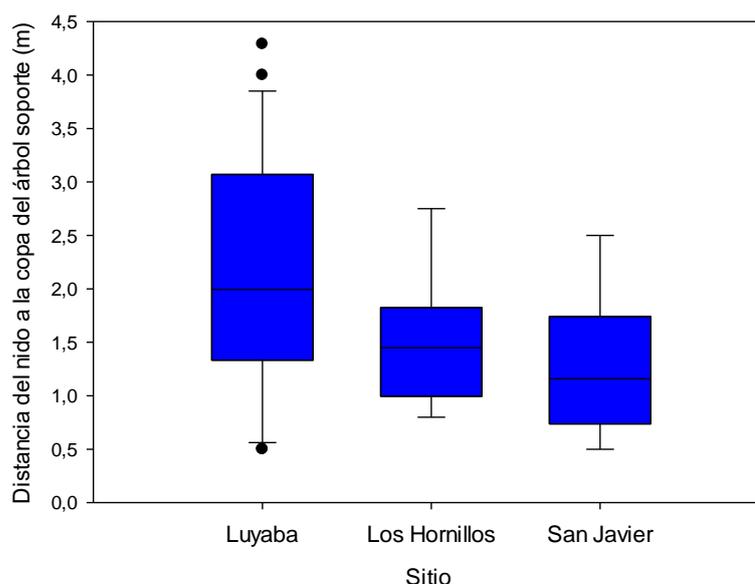


Figura 3. Distancia de los nidos de *T. chiguanco* hacia las copas de las plantas soporte usadas en los tres sitios de muestreo, Luyaba el sitio no invadido con vegetación nativa; y los dos sitios invadidos por *Pyracanta sp.* Los Hornillos y San Javier.

En el caso de *Turdus rufiventris*, el análisis PCA para las variables de micrositio, indica que los valores de mayor contribución para la dimensión 1 lo aportan los “porcentajes de cobertura vegetal del nido desde el este (E) y Oeste (O) (Fig. 4 y Tabla 5). Para la dimensión 2, los valores más altos de contribución fueron los de las variables “sitio”, “especie soporte” y “distancia al eje central de la planta soporte”.

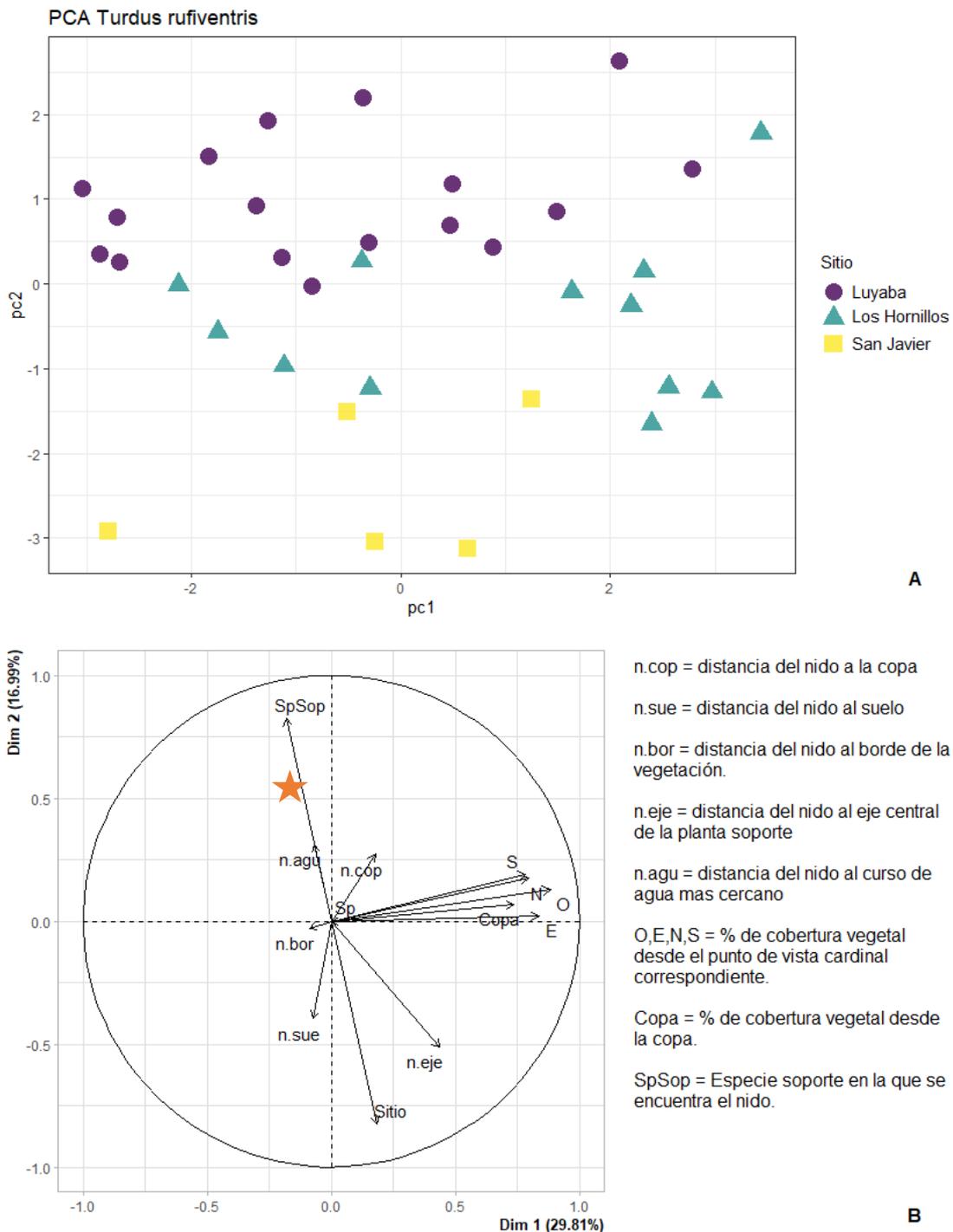


Figura 4. Análisis de componentes principales de los nidos de *Turdus rufiventris* y sus respectivas variables (PCA). **A)** Cada punto representa un nido y su color el sitio; **B)** Cada vector representa una variable, la longitud del vector representa la contribución (valor de coeficiente) de esa variable. Mientras más largo el vector mayor es su valor ya sea positivo o negativo; es decir mayor es su contribución a la variabilidad entre los sitios analizados. Se destaca con una estrella la variable que explica significativamente la diferencia

Nuevamente se llevó a cabo un Test de Wilcoxon para cada una de las variables de mayor contribución mencionadas contrastándolas con respecto a la situación de invasión, siendo la especie soporte la única variable que presentó diferencias significativas con respecto a la situación (Tabla 5).

Tabla 5. Contribución de cada variable en dos dimensiones del PCA y test de Wilcoxon (W) y su valor p de significancia con respecto a la situación de invasión.

Variables de nidos de <i>Turdus rufiventris</i>	Dim. 1.	W	p	Dim. 2.	W	p
Sitio	0,96			33,5		
Especie soporte	0,93			33,2	277	0,000003*
Distancia del suelo	0,15			7,73		
Distancia a la copa	0,90			3,62		
Distancia al eje central	5,36			12,9	277	0,87
Distancia al borde más lejano	0,21			0,0396		
Distancia al curso de agua	0,12			4,72		
Cobertura Norte	17,66			1,48		
Cobertura Sur	17,14			1,79		
Cobertura Este	19,60	103,5	0,16	0,0192		
Cobertura Oeste	21,78	109,5	0,23	0,805		
Cobertura de la Copa	15,20			0,23		

Selección de la planta soporte para nidificar en relación a la oferta

Se realizó un test de contingencia contrastando la oferta y el uso de las plantas soporte de nidificación de *Turdus Chiguanco* y *Turdus rufiventris* en los tres sitios de muestreo contemplando los nidos encontrados en los tres años de muestreo: Luyaba, Los Hornillos y San Javier.

Para *Turdus Chiguanco* en Luyaba, se encontró un uso desproporcionado de Tala ($X^2 = 17,455$; $p = 0,04$). En tanto en los sitios invadidos se observó un uso desproporcionado de Ligustrin (*Ligustrum sinense*) (Los Hornillos, $X^2=16$ $p=0,006$) y Madreselva (San Javier, $X^2= 56,83$; $p = 0,019$) (Fig. 5).

En el caso de *Turdus rufiventris* no se detectó selección de planta soporte en Luyaba ($X^2 = 3,5$; $p = 0,6$), observándose una proporción de uso similar a la de oferta. Por el contrario, en los sitios invadidos, este zorzal usó desproporcionadamente más al *Pyracantha sp.* y menos el espinillo en Los Hornillos ($X^2 = 13,84$; $p = 0,01$) y usó desproporcionadamente más al pino, zarzamora y madreselva en San Javier ($X^2 = 35,27$; $p = 0,0013$) (Fig. 6).

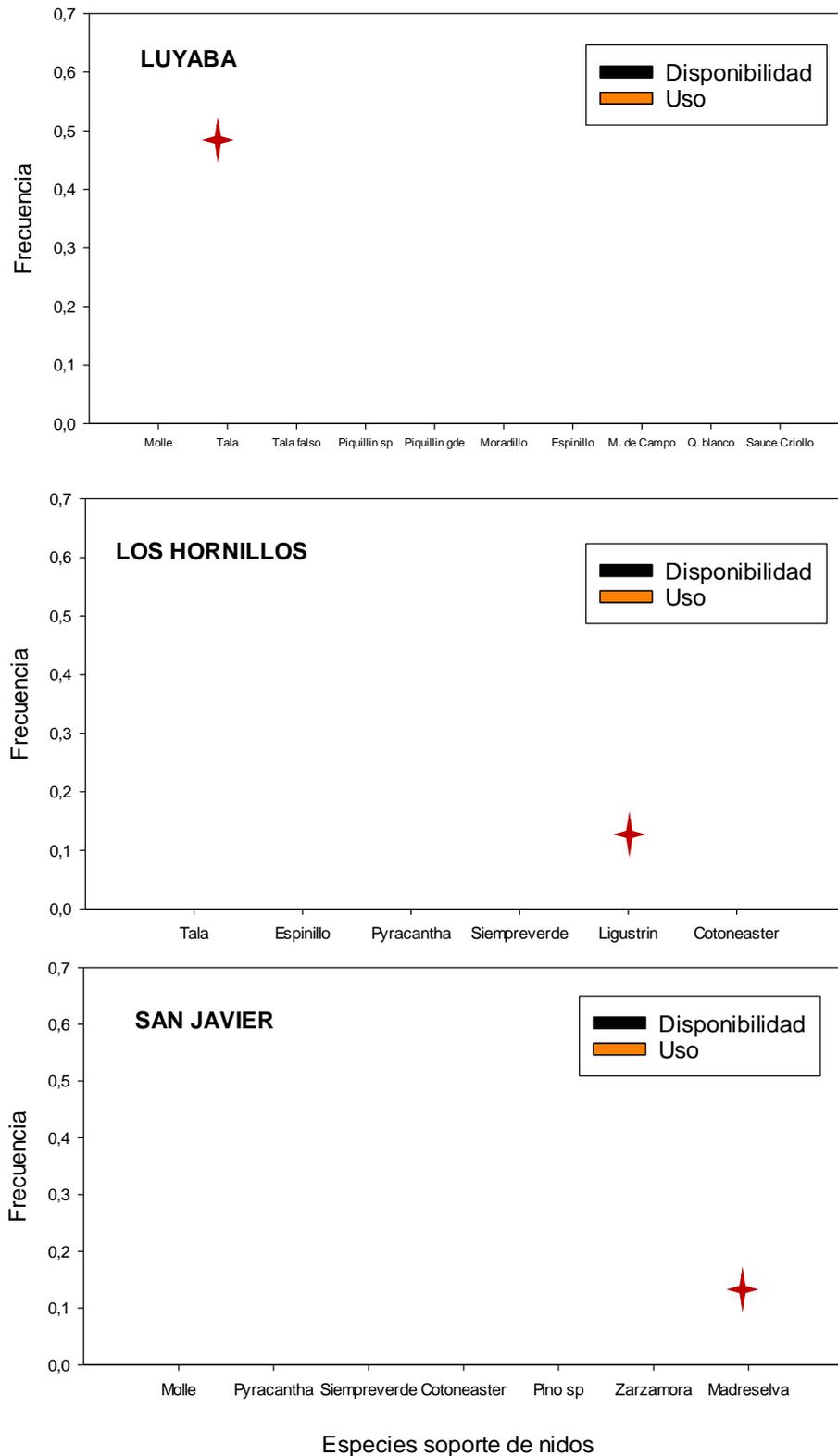


Figura 5. Frecuencia de uso de las especies vegetales utilizadas como soporte del nido por *Turdus chiguanco* (color naranja) y la frecuencia de disponibilidad de tales especies (color negro) en los tres sitios de muestreo **A)** Luyaba (no invadido), **B)** Los Hornillos (invadido) y **C)** San Javier (invadido). Se destacan las diferencias significativas.

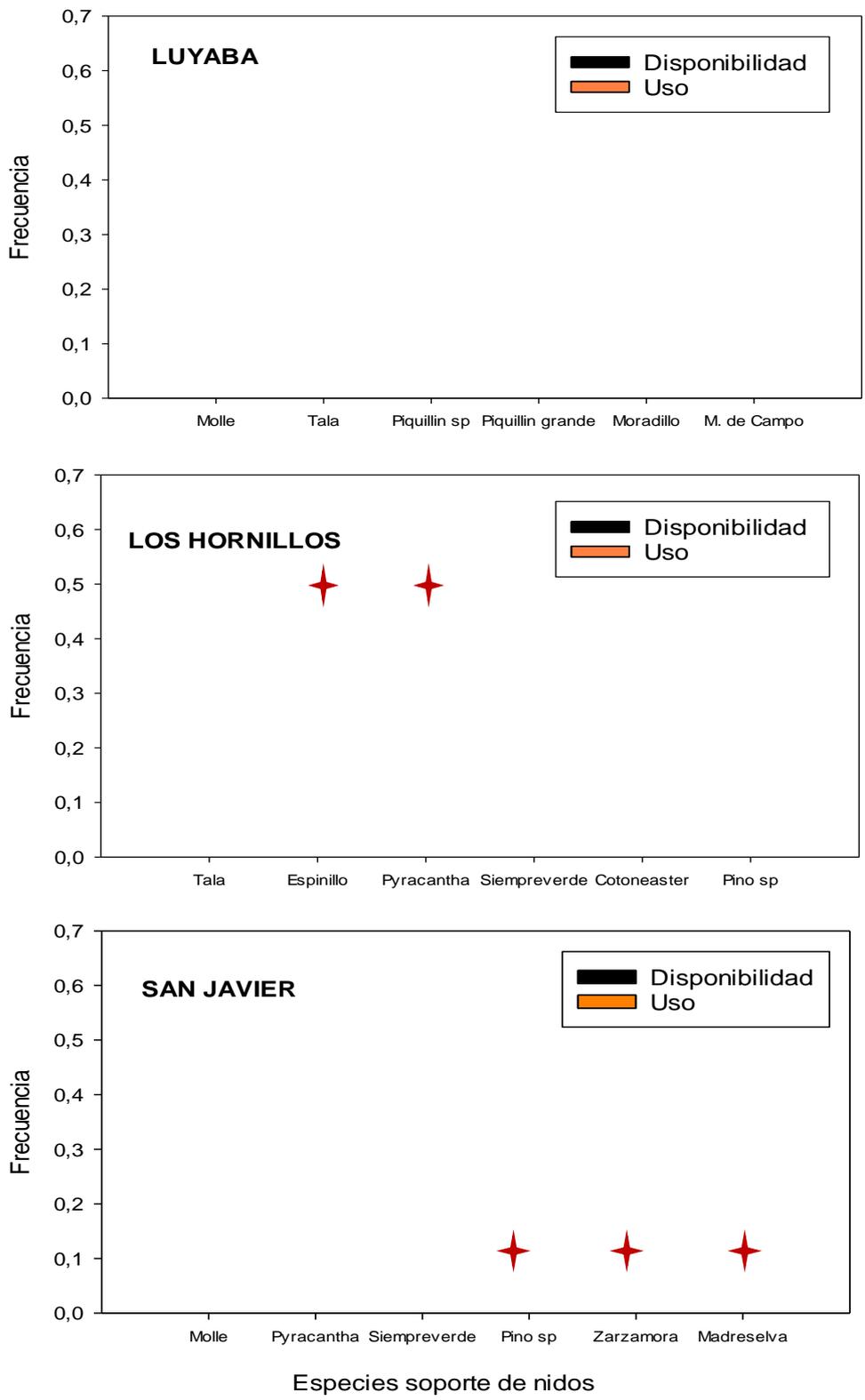


Figura 6. Frecuencia de uso de las especies vegetales utilizadas como soporte del nido por *Turdus rufiventris* (color naranja) y la frecuencia de disponibilidad de tales especies (color negro) en los tres sitios de muestreo **A)** Luyaba (no invadido), **B)** Los Hornillos (invadido) y **C)** San Javier (invadido). Se destacan las diferencias significativas.

Estimación de la densidad de los nidos respecto a la situación de invasión

Para *Turdus Chiguanco* las distancias entre nidos resultaron significativamente inferiores en sitios invadidos que en sitios no invadidos (Tabla 6). Los nidos en los sitios no invadidos se encontraron significativamente más alejados entre sí, evidenciando una menor densidad en el terreno. Mientras que para *T. rufiventris* no se encontraron diferencias significativas en esta variable ($H= 3,62$; $p = 0,16$). Vale destacar que el esfuerzo de búsqueda de nidos fue similar para ambas especies en todos los sitios de muestreo, lo mismo que la superficie recorrida en cada uno de los sitios, es por eso que las diferencias encontradas no podrían atribuirse a esfuerzos de muestreos disimiles.

Tabla 6. Prueba de Kruskal-Wallis de la distancia al nido más próximo de las especies *Turdus Chiguanco* y *Turdus rufiventris*, registrados durante la temporada 2019 y 2021 en las dos situaciones de invasión. Letras diferentes indican diferencia de medias entre sitios.

<i>Turdus Chiguanco</i>					
Sitio	n	Distancia promedio (m)	D.E.	H	P
San Javier (invadido)	8	27,12 A	13,66	10,98	0,012*
Los Hornillos (invadido)	10	56,01 AB	31,33		
Luyaba (no invadido)	33	108,02 B	88,07		

<i>Turdus rufiventris</i>					
Sitio	n	Distancia promedio (m)	D.E.	H	P
San Javier (invadido)	5	193,81 A	61,63	3,62	0,16
Los Hornillos (invadido)	14	112,54 A	73,71		
Luyaba (no invadido)	17	125,11 A	88,8		

Fechas de inicio de la nidificación

Considerando el día juliano (día 1 = 1 de enero), se observaron ciertas diferencias en la fecha de inicio de la nidificación para ambas especies, pero el patrón no es consistente entre los años (Tabla 7).

Tabla 7. Fecha y día juliano (día 1 = 1 de enero) de inicio de nidificación (comienzo de la construcción de nidos) para *T. chiguanco* y *T. rufiventris* en las tres zonas muestreadas

Sitios	2019		2021		2022	
	<i>T. chiguanco</i>	<i>T. rufiventris</i>	<i>T. chiguanco</i>	<i>T. rufiventris</i>	<i>T. chiguanco</i>	<i>T. rufiventris</i>
Luyaba (No Invadido)	23/10 (296)	26/10 (299)	11/10 (284)	11/10 (284)	19/10 (292)	24/10 (297)
Los Hornillos (Invadido)	24/10 (297)	27/10 (300)	28/10 (301)	27/10 (300)	-	-
San Javier (Invadido)	-	-	20/10 (293)	20/10 (293)	12/10 (285)	12/10 (285)

Tamaño de la puesta.

No se encontró ninguna diferencia significativa (Kruskal Wallis $p > 0,05$) para ninguna de las especies de zorzal en ninguno de los tres sitios respecto al número promedio de huevos por nido. Ambas especies tuvieron una puesta total de entre 2 y 3 huevos independientemente del sitio muestreado.

Tabla 8.

Situación	Especie	N nidos	Número promedio de huevos por nido	Moda	P valor Krukall Wallis
Luyaba (No Invasido)	<i>Turdus chiguanco</i>	41	2,63	3	0,84
Los Hornillos(Invasido)	<i>Turdus chiguanco</i>	9	2,56	3	
San Javier (Invasido)	<i>Turdus chiguanco</i>	20	2,55	3	
Luyaba (No Invasido)	<i>Turdus rufiventris</i>	14	3	3	0,22
Los Hornillos (Invasido)	<i>Turdus rufiventris</i>	7	3,29	3	
San javier(Invasido)	<i>Turdus rufiventris</i>	17	2,88	3	

Comparación del tamaño y peso de los huevos de cada especie entre situaciones de invasión.

El análisis **glm** no arrojo diferencias significativas entre situaciones de invasión para ninguna de las dos especies de zorzal respecto al volumen de los huevos: *Turdus chiguanco* ($R^2=0,90$ $p=0,77$, valores promedio: Luyaba (no invadido) 8099 mm³, Los Hornillos (invadido 1) 7810 mm³, San Javier (invadido 2) 7964 mm³), *Turdus rufiventris* (R^2 **0,92** $p=0,13$, valores promedio: Luyaba (no invadido) 6664 mm³, Los Hornillos (invadido 1) 6198 mm³, San Javier (invadido 2) 6777 mm³).

En tanto para la variable peso de los huevos, *Turdus chiguanco* presento valores que no difirieron significativamente ($H=1,98$, $p=0,15$; Luyaba (no invadido) 8,91g y San Javier (invadido) 8,47g, el Los Hornillos no se obtuvo peso de los huevos por falla en el equipo). Por otra parte, *Turdus rufiventris* mostró la misma tendencia entre situaciones, las diferencias no resultaron estadísticamente significativas ($H=4$, $p=0,051$; Luyaba (no invadido) 6,94g y San Javier (invadido) 6,34g).

Discusión

El presente trabajo presenta resultados de un estudio exhaustivo sobre aspectos de la biología reproductiva de *Turdus Chiguanco* y *Turdus rufiventris* en relación a la invasión de arbustos del género *Pyracantha sp.*, en los faldeos occidentales de las Sierras Grandes. Se evidenció que la presencia de dichas exóticas tiene como consecuencia la modificación del hábitat de nidificación de las mencionadas especies de zorzal, las que amoldan aspectos de su reproducción a la invasión. Si bien en este estudio no se encontraron señales claras de efectos de la presencia de las exóticas sobre caracteres asociados al fitness, como el tamaño de la puesta o tamaño de huevos, pudo evidenciarse diferencias en cuanto al uso de micrositios de nidificación que podrían tener consecuencias en el éxito de las nidadas.

Los resultados del análisis de las comunidades vegetales en sitios invadidos y no invadido ponen de manifiesto una marcada diferencia en cuanto a la riqueza y diversidad de especies vegetales, su

abundancia y dominancia, siendo los ambientes invadidos por *Pyracantha sp.* menos ricos y diversos en su vegetación que los ambientes no invadidos. Mientras en sitios invadidos se evidencia la dominancia de las invasoras, en sitios no invadidos se observan una diversidad mayor de especies ornitócoras nativas representativas del Chaco serrano como el molle y tala. En ese sentido, la composición de especies leñosas difiere entre un 40% y un 55% entre los sitios invadidos y el no invadido (Tabla 2). Esta variación se debe principalmente a la presencia de las especies exóticas invasoras como la *Pyracantha sp* y Siempreverde en los sitios invadidos (San Javier y Los Hornillos), y una drástica disminución de nativas como por ejemplo el Tala (Tabla 3). Se ha registrado que *Pyracantha sp.* forma matorrales densos, lo que lleva a la exclusión de otras plantas, porque el dosel altera las condiciones microambientales necesarias para el crecimiento de algunas plantas nativas al tiempo que facilita el reclutamiento diferencial de especies que no forman bancos de semillas (Giantomasi et al. 2008). Por ejemplo, se ha observado que *Pyracantha* genera un efecto nodriza facilitando el reclutamiento de renovales de Siempreverde en una densidad cuatro veces mayor que una de las nativas abundante *Condalia* (Piquillín), y que esto podría deberse al efecto sombra que genera el dosel del arbusto invasor sobre otra exótica tolerante a la sombra como lo es el Siempreverde (Tecco et al 2006). Además, el hecho de que *Pyracantha* y Siempreverde fructifican cuando las nativas no lo hacen (Tecco et al. 2013), favorece su dispersión (muchas aves consumen sus frutos y las dispersan, Vergara et al 2016, 2018) y el avance de la invasión, con las consecuencias que hemos observado en las comunidades vegetales sobre las que avanzan.

Entre los sitios invadidos y no invadidos se registraron variaciones en las características del micrositio de nidificación para ambas especies de zorzales, que podrían estar asociadas a la diferencia en composición vegetal entre esas situaciones de invasión. Para *Turdus chiguanco*, por ejemplo, se encontró que entre las características del micrositio evaluadas, la distancia entre el nido y la copa de la planta soporte, difirió entre sitios invadidos y no invadido, siendo mayor esta distancia en este último. Asimismo, la altura promedio de los nidos de esta especie no difirió entre situaciones, pero dado que la composición de especies vegetales difiere entre sitios invadidos y no invadidos, proponemos que la diferencia de la distancia entre el nido y la copa de la planta soporte podría estar relacionado a la diferencia en las alturas de especies arbóreas y arbustivas disponibles para nidificar en cada situación (Fig 1). Por ejemplo, en sitios no invadidos, las especies nativas disponibles para nidificar como el Tala (la planta soporte más disponible y usada por esta especie) o el molle tienen en promedio mayor altura que la especie dominante de sitios invadidos, *Pyracantha*, cuyo promedio de altura es más bajo (de manera similar a espinillo y piquillín, que son especies también abundantes en sitios invadidos).

En cuanto al micrositio de nidificación de *T. rufiventris*, la planta soporte fue la variable que mejor explicó las diferencias entre situaciones de invasión. En sitios invadidos se observó que esas aves seleccionan nidificar en *Pyracantha* y usan el espinillo significativamente en menor proporción que su presencia en la comunidad (Fig 6). En tanto en sitios no invadidos, *T. rufiventris* tiende a nidificar en Tala con mayor frecuencia a la disponibilidad de esa especie, aunque esta última tendencia no resultó significativamente diferente. En el caso de *T. chiguanco*, aunque esta variable no resultó explicativa en relación a las diferencias de micrositio, tanto en sitios invadidos como no invadidos se apreció una selección de planta soporte, usando por ejemplo desproporcionadamente más al Tala en sitios no invadidos y a dos especies exóticas en sitios invadidos (Fig. 5). Estos resultados sugieren que ambas especies de zorzal son relativamente flexibles en cuanto a la especie soporte en la que anidan, ya que usan un variado repertorio de especies, y además que estarían amoldando su elección de planta soporte para el nido según estén en sitios invadidos o no. Cabe destacar además que el Tala, muy utilizado por ambos zorzales para nidificar, cambia significativamente su abundancia respecto a la situación de invasión (Tabla 3), lo que evidentemente influye en la selección de la especie soporte. Esta especie sería un elemento importante en la biología reproductiva de los zorzales, pero además por sus frutos es una especie clave para las aves ornitócoras.

Las diferencias encontradas en cuanto a los microsítios de nidificación de ambas especies (distancia del nido a la copa de la planta soporte para *T. chiguanco*, o identidad de la especie soporte para *T. rufiventris*) podrían tener consecuencias en el éxito reproductivo de las aves. Algunos autores han encontrado que las aves seleccionan la localización de sus nidos en función de características que le ayuden a ocultarlo de los depredadores (Lima 2009, Martin y Briskie 2009), ya que la depredación de huevos y pichones es una de las principales causas del fracaso de nidos en aves (Ricklefs 1969, Martin 1993, Lima 2009). Por ejemplo, Segura y Arturi (2009) encontraron que la frecuencia de anidación del Cardenal Común (*Paroaria coronata*) fue mayor en árboles más altos y con mayor cobertura de copa, donde resultaron más exitosos (Segura et al 2012, Segura y Berkunsky 2012). Un estudio llevado a cabo en EE.UU. (Schmidt y Whelan 1999) documentó que los nidos de *Turdus migratorius* en dos plantas exóticas, *Lonicera maackii* y *Rhamnus cathartica*, experimentaron una mayor depredación que los nidos construidos en árboles y arbustos nativos. Esto se debió a la combinación de una menor altura de los nidos, la ausencia de espinas afiladas en las especies exóticas y, quizás, una arquitectura de las ramas que facilitó el movimiento de los depredadores entre las especies exóticas. Un estudio de *T. rufiventris* en las yungas del Noroeste argentino reveló que en sitios no perturbados esa especie seleccionó bromelias para anidar en proporciones superiores a lo esperado correlacionándose con una mayor tasa de supervivencia (Lomascolo et al. 2010). En el caso de *T. chiguanco* en nuestro estudio, la mayor distancia a la copa registrada en sitios no invadidos podría estar asociado a mayor cobertura superior por la fronda del árbol que resulte menor accesibilidad por depredadores aéreos. De manera similar la selección de ciertas especies soporte que se observaron en este estudio podría repercutir en la tasa de depredación, por ejemplo, en el caso de *Pyracantha* su arquitectura (son densos y cerrados) y espinas podrían dificultar el acceso de depredadores a los nidos y puede que los elijan porque les brinda más protección contra depredadores. Por ejemplo los depredadores aéreos como el Benteveo rayado (*Myiodynastes maculatus*) es abundante en la zona y encuentra las presas visualmente, por lo que un nido cubierto en la densidad de la planta soporte podría estar más a salvo de tales depredadores. Sin embargo, no evaluamos el éxito reproductivo asociado a esas variables, y es un rasgo que se evaluará en el futuro. De la misma manera, la ubicación de los nidos también puede influenciar su microclima, con consecuencias en el comportamiento de cuidado parental y eventualmente en el éxito. Los aspectos microclimáticos resultan también importantes ya que, para algunas especies de aves, nidificar en sitios con mayor densidad de follaje significa una ventaja de protección térmica (Murphy 1985, Sakai & Noon 1991). La ubicación del nido más alejado de la copa, es decir ubicado en un sitio más profundo dentro de la copa, podría determinar ventajas microclimáticas como menor insolación y temperaturas menores durante los veranos tan calurosos de la región muestreada. Una vez más, estas son solo especulaciones ya que no contamos con esta información, y deberían evaluarse a futuro.

Un hallazgo interesante en este estudio fue la detección de que la distancia entre los nidos de *Turdus chiguanco* fue menor en los sitios invadidos que en el no invadido. Cabe destacar que en los sitios de muestreo el territorio recorrido para la búsqueda de nidos, así como el esfuerzo de muestreo fueron similares. Es por eso que se interpreta que esta mayor proximidad de los nidos entre sí, y por ende mayor densidad de parejas nidificantes, en los sitios invadidos podría ser una consecuencia de la presencia de *Pyracantha*. Se ha observado que esta especie forma rodales dominantes en las quebradas cercanas a los cursos de agua, que son los lugares donde nidifican más frecuentemente los zorzales. Un estudio llevado a cabo por Vergara et al. (2017) en el Bosque Chaqueño serrano en la provincia de Córdoba, en los mismos sitios donde se realizó este estudio, documentó un aumento de frugívoros durante la temporada de mayor fructificación (otoño-invierno) de *Pyracantha* sp con respecto a una zona no invadida. Particularmente, de las aves frugívoras más comunes, se detectó una abundancia significativamente mayor de *Turdus chiguanco*. Es plausible que la mayor abundancia de esa especie en otoño-invierno se relacione con una mayor abundancia de individuos en la época reproductiva y a raíz de ello se observe mayor densidad de

aves nidificando en sitios invadidos, lo que resultaría en la mayor densidad de nidos de *Turdus chiguanco* encontrados en sitios invadidos. Otra investigación en el centro de Pensilvania que evaluó parámetros reproductivos de aves en relación a la presencia de una invasora con frutos carnosos, demostró una tendencia similar. Se observó una correlación positiva entre la densidad de frutos de *Lonicera* sp y la abundancia poblacional de los dos frugívoros comunes de la zona, *Turdus migratorius* y *Dumetella carolinensis*, nidificantes en la región (Gleditsch y Carlo, 2011) En este sentido, sería posible interpretar las diferencias en cuanto a la densidad de nidos en términos de un gradiente. De acuerdo al resultado del análisis SIMPER, se evidencia una mayor abundancia de las especies invasoras *Pyracantha* y Siempreverde en el sitio invadido San Javier, que en el otro sitio invadido, Los Hornillos. Posiblemente, la mayor abundancia de esas especies exóticas en San Javier, asociado a una mayor producción de frutos, permite mantener una población más abundante de zorzales, que en Los Hornillos, donde en definitiva la densidad de nidos aparece como intermedia entre el sitio con mayor invasión y el sitio sin invasión, Luyaba..

Por último, analizando características morfométricas de los huevos como el peso y volumen de los mismos para ambas especies, no se encontró diferencia significativa para ninguna de las especies entre ninguno de los sitios de estudio.

Además, tampoco se encontró en este estudio diferencias en el tamaño de puesta para ninguna de las especies de zorzales entre los sitios y tampoco se detectó un patrón consistente respecto de las fechas de inicio de la nidificación. Aunque estudios previos han observado que la suplementación de alimento inmediatamente antes de la puesta afecta la masa corporal de las hembras y resulta en incrementos de la inversión parental, ya sea tamaños de puesta mayores y/o huevos más grandes (Williams 1994; Christians 2002, Grindstaff et al. 2005), poco se sabe si el suplemento alimenticio recibido durante los meses previos a la época reproductiva tiene efectos similares. En este estudio, partiendo del conocimiento que el suplemento alimenticio representado por los frutos de las invasoras en otoño – invierno repercute en parámetros corporales (e.g. peso, acumulación de grasa; Rojas et al. 2018) e incluso en perfiles nutricionales de las aves que consumen esos frutos (datos no publicados de nuestro grupo de investigación), se esperaba una mayor inversión parental en zorzales de sitios invadidos. Aunque no se encontraron diferencias en cuanto a número de huevos por nido o tamaño de los huevos, es posible que cambios en la inversión parental se vieran reflejados en la calidad de los huevos (Perrins 1996; Jaatinen, et al. 2016). Queda pendiente analizar si el efecto en inversión parental está asociado a cambios en la composición de los huevos (i.e. concentración de nutrientes en yema).

Los resultados obtenidos nos permitieron conocer algunos patrones de la biología reproductiva de ambas especies de *Turdus* y como algunos de ellos se vieron modificados en un contexto de invasión por un arbusto exótico. Este estudio constituye un aporte más a la vasta investigación en el campo de la ecología de invasiones y nos permiten adquirir más información de la interacción mutualista que generan las plantas exóticas con la fauna nativa, en este caso con dos especies de *Turdus*. Esta información podría ser fundamental para nutrir tomas de decisión en cuanto al manejo efectivo de las invasiones de plantas exóticas en la región.

Bibliografía

Acosta, A., Diaz, S., Menghi, M. and Cabido, M. (1992). Patrones comunitarios a diferentes escalas espaciales en pastizales de las Sierras de Córdoba, Argentina. *Revista Chilena de Historia Natural*, 65: 195–207.

- Alonso J.A., Alonso J.C., Muñoz-Pulido R. y Bautista L.M. (1991). Nest-site selection and nesting success in the azure-winged magpies *Cyanopica cyana* in central Spain. *Bird Study*, 38:45–51.
- Arcese, P., & Smith, J. N. (1988). Effects of population density and supplemental food on reproduction in song sparrows. *The Journal of Animal Ecology*, 119-136.
- Aslan, C.E. (2011). Implications of newly-formed seed-dispersal mutualisms between birds and introduced plants in northern California, USA. *Biological Invasions* **13**, 2829–2845
<https://doi.org/10.1007/s10530-011-9966-1>.
- Aslan C., Rejmanek, M. (2010). Avian use of introduced plants: ornithologist records illuminate interspecific associations and research needs. *Ecol. Appl.* 20:1005–1020.
- Battin J. (2004). When good animals love bad habitats: Ecological traps and the conservation of animal populations. *Conserv. Biol.* 18:1482–1491.
- Bellis L. M., Astudillo A., Gavier-Pizarro G., Dardanelli S., Landi M., y Hoyos L., (2020). Glossy privet (*Ligustrum lucidum*) invasion decreases Chaco Serrano forest bird diversity but favors its seed dispersers, *Biological Invasions*, 10.1007/s10530-020-02399.
- Bernardo, J. (1996). The particular maternal effect of propagule size, especially egg size: patterns, models, quality of evidence and interpretations. *American Zoologist*, 36, 216–236.
- Bond WJ (1994). Do mutualisms matter? Assessing the impact of pollinator and disperser disruption on plant extinction. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci* 344(1307):83–90
- Bowman, G.B. y Harris, L.D. (1980). Effect of spatial heterogeneity on ground-nest depredation. *J. Wildl. Mgmt.* 44, 806-813.
- Borgmann, K.L. & Rodewald, A.D. (2004). Nest predation in an urbanizing landscape: the role of exotic shrubs. *Ecol. Appl.* 14, 1757-1765.
- Brooks, Matthew L., D'Antonio CM., Richardson, DM., Grace, JB., Keeley, JE., DiTomaso, JM., Hobbs, RJ., Pellant, M., Pyke, D.(2004). Effects of Invasive Alien Plants on Fire Regimes, *BioScience*, Volume 54, [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2004\)054\[0677:EOIAP0\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2004)054[0677:EOIAP0]2.0.CO;2).
- Burhans, D.E. & Thompson, F.R. III (1999). Habitat patch size and nesting success of yellow-breasted chats. *Wilson Ornithological Society* 111, 210-215.
- Canio, E. 2022. Efecto del consumo de frutos de arbustos invasores del género *Pyracantha* sobre la condición corporal y la coloración del plumaje de un ave nativa del Chaco Serrano de Córdoba. Tesina para optar por el título de Bióloga, FCEfyN, Universidad Nacional de Córdoba. 32 pp.
- Cabrera, AL. (1976). Regiones fitogeográficas argentinas. Pp. 1–85 in WF Kugler (ed). *Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería*. 2nd ed. Acme, Buenos Aires, Argentina.
- Chalfoun, A.D. & Martin, T.E. (2009). Habitat structure mediates predation risk for sedentary prey: experimental tests of alternative hypotheses. *J. Anim. Ecol.* 78, 497-503.
- Chambers, R.C. & Leggett, W.C. (1996). Maternal influences on variation in egg sizes in temperate marine fishes. *American Zoologist*, 36, 180–196.
- Christians, J.K. (2002) Avian egg size: variation within species and inflexibility within individuals. *Biological Reviews*, 77, 1–26.
- Collar, N. & de Juana, E. (2017). Chiguanco Thrush (*Turdus chiguanco*). In: del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J., Christie, D.A. & de Juana, E. (eds.). *Handbook of the Birds of the World Alive*. Lynx Edicions, Barcelona.
- Daan, S., Dijkstra, C., Drent, R., & Meijer, T. (1988). Food supply and the annual timing of avian reproduction. In *Proceedings of the International Ornithological Congress* (Vol. 19, pp. 392-407). Ottawa: University of Ottawa Press.
- Davies, N. B., & Lundberg, A. (1985). The influence of food on time budgets and timing of breeding of the Dunnock *Prunella modularis*. *Ibis*, 127(1), 100-110.
- Díaz Vélez María C., Sérsic Alicia N., Traveset, A., Paiaro, V., (2018). The role of frugivorous birds in fruit removal and seed germination of the invasive alien *Cotoneaster franchetii* in central Argentina, *Austral Ecology*, 10.1111/aec.12592, 43, 5, (558-566).
- Drent, R. H., & Daan, S. (1980). The prudent parent: energetic adjustments in avian breeding 1. *Ardea*, 55(1–2), 225-252

- Ewald, P. W., & Rohwer, S. (1982). Effects of supplemental feeding on timing of breeding, clutch-size and polygyny in red-winged blackbirds *Agelaius phoeniceus*. *The Journal of Animal Ecology*, 429-450.
- García D, Ortiz-Pullido, R. (2004). Patterns of resource tracking by avian frugivores at multiple spatial scales: two case studies on discordance among scales. *Ecography* 27(2):187–196. <https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2004.03751.x>
- Giorgis M.A., Tecco P.A., Cingolani A.M, (2011). Factors associated with woody alien species distribution in a newly invaded mountain system of central Argentina. *Biol. Invasions* 13: 1423-1434.
- Giorgis M.A., Tecco P.A. (2014). Árboles y arbustos invasores de la Provincia de Córdoba (Argentina): una contribución a la sistematización de bases de datos globales. *Bol. Soc. Argent. Bot.* 49: 581-603.
- Giorgis, M. A. and Tecco, P. A. (2014). Invasive alien trees and shrubs in Cordoba Province (Argentina): a contribution to the systematization of global bases. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 49(4), 581–603.
- Giorgis, M. A., Cingolani, A. M., Chiarini, F., Chiapella, J., Barboza, G., Espinar, L. A., Morero, R., Gurvich, D. E., Tecco, A., Subils, R. and Cabido, M. (2011). Composición florística del Bosque Chaqueño Serrano de la provincia de Córdoba , Argentina. *Kurtziana*, 36(1), 9–43.
- Gleditsch, J. M. and Carlo, T. a. (2011). Fruit quantity of invasive shrubs predicts the abundance of common native avian frugivores in central Pennsylvania. *Diversity and Distributions*, 17(2), 244–253.
- Gleditsch J.M., Carlo T.A. (2014). Living with Aliens: Effects of Invasive Shrub Honeysuckles on Avian Nesting. *PLoS ONE* 9(9): e107120. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0107120>.
- Gosper, C. R., Stansbury, C. D., & Vivian-Smith, G. (2005). Seed dispersal of fleshy-fruited invasive plants by birds: contributing factors and management options. *Diversity and distributions*, 11(6), 549-558.
- Grindstaff, J.L., Demas, G.E. & Ketterson, E.D. (2005). Diet quality affects egg size and number but does not reduce maternal antibody transmission in Japanese quail *Coturnix japonica*. *Journal of Animal Ecology*, 74, 1051– 1058.
- Gutián, J., Munilla, I., (2008). Resource tracking by avian frugivores in mountain habitats of northern Spain. *Oikos* 117(2):265–272. <https://doi.org/10.1111/j.2007.0030-1299.16316>.
- Gurvich, D.E., Tecco P.A. & S Díaz (2005). Plant invasions in undisturbed ecosystems: the triggering attribute approach. *Journal of Vegetation Science* 16(6): 723–728.
- Heckscher, C.M. (2004). Lugares de nidificación de los venedos en un bosque del Piamonte medio del Atlántico: fisonomía vegetativa y uso de arbustos exóticos. *Am. Midl. Nat.* 151, 326-337.
- Herrera CM (1985) Habitat-consumer interactions in frugivorous birds. In: Cody M (ed) *Habitat selection in birds*. *Academic, New York*, pp 341–365.
- Herrera CM, Jordano P, Gutián J, Traveset A (1998). Annual variability in seed production by woody plants and the masting concept: reassessment of principles and relationship to pollination and seed dispersal. *Am. Nat.* 152(4):576–594. <https://doi.org/10.1086/286191>.
- Herrera, CM., Pellmyr, O. (2009). *Plant-animal interactions: an evolutionary approach*. Blackwell, Oxford
- Holway, D.A. (1991). Nest-site selection and the importance of nest concealment in the black-throated blue warbler. *Condor* 93, 575-581.
- Ingold, J.L., Craycraft, M.J. (1983). Avian frugivory on honeysuckle (*Lonicera*) in southwestern Ohio in fall. *Ohio J Sci* 83:256–258.
- Jaatinen, K., Öst, M., & Hobson, K. A. (2016). State-dependent capital and income breeding: a novel approach to evaluating individual strategies with stable isotopes. *Frontiers in zoology*, 13(1), 1-8.
- Jordano, P. (1995). Angiosperm fleshy fruits and seed dispersers: a comparative analysis of adaptation and constraints in plant-animal interactions. *The American Naturalist*, 145(2), 163-191.
- Jordano P, Godoy JA (2002). Frugivore-generated seed shadows: a landscape view of demographic and genetic effects. In: Levey DJ, Silva WR, Galetti M (eds) *Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation*. CABI, New York, pp 305–323.
- Karell P., Kontiainen, P., Pietiäinen, H., Siitari, H., y Brommer, J. E. (2008). Maternal effects on offspring lgs and egg size in relation to natural and experimentally improved food supply. *Functional Ecology* 2008, 22, 682-690 doi: 10.1111/j.1365-2435.2008.01425.x.

- Schmidt; KA., Whelan, CJ., (1999). Effects of Exotic *Lonicera* and *Rhamnus* in on Songbird nest predacion. *Conservation Biology*, Volume 13; Issue 6(dec 1999);1502-1506.
- Kueffer, C., Kronauer, L., Edwards, P.J. (2009). Wider spectrum of fruit traits in invasive than native floras may increase the vulnerability of oceanic islands to plant invasions. *Oikos* 118:1327–1334.
- Latif, Q., Heath, S. K., & Rotenberry, J. T. (2012). How avian nest site selection responds to predation risk: Testing an adaptive hypothesis. *Journal of Animal Ecology*, 81, 127-138.
- Lazo, I., & J. J. Anabalón. (1991). Nesting of the Common Diuca finch in the central Chilean scrub. *Wilson Bull.* 103: 143–146.
- Lichstein, J. W., Grau, H. R., & Aragón, R. (2004). Recruitment limitation in secondary forests dominated by an exotic tree. *Journal of Vegetation Science*, 15(6), 721-728.
- Lima, S. L. (2009). Predators and the breeding bird: behavioral and reproductive flexibility under the risk of predation. *Biol. Rev.* 84: 485–513.
- Lindenmayer DB, Cunningham RB, Donnelly CF, Nix H, Lindenmayer BD (2002). Effects of forest fragmentation in bird assemblages in a novel landscape context. *Ecol Manag* 72:1–18.
- Levey DJ, Benkman CW (1999) .Fruit–seed disperser interactions: timely insights from a long-term perspective. *Trends Ecol Evol* 14(2):41– 43. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(98\)01528-6](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(98)01528-6).
- Martin, T.E. (1988). On the advantage of being different: nest predation and the coexistence of bird species. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 85, 2196-2199.
- Martin, T.E. & Roper, J.J. (1988). Nest predation and nestsite selection of a western population of the hermit thrush. *Condor* 90, 51-57.
- Martin TE (2005). Reproductive success of chestnutcollared longspurs in native and exotic grassland. *Condor* 107:363–374.
- Mack, R.N., Simberloff, D., Lonsdale, W.M., Evans, H., Clout, M. & Bazzaz, F.A. (2000). Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecol. Appl.* 10, 689–710.
- Mazzei, B. (2009). Monitoring birds and habitat in earlysuccessional sites in Connecticut. Tesis de máster, Universidad de Massachusetts, Dartmouth.
- Meijer, T., & Drent, R. (1999). Re-examination of the capital and income dichotomy in breeding birds. *Ibis*, 141(3), 399-414.
- Meyer LM, Schmidt KA, Robertson BA (2015) Evaluating exotic plants as evolutionary traps for nesting veeries. *Condor* 117:320–327.
- Mousseau, T.A. & Fox, C.W. (1998) The adaptive significance of maternal effects. *Trends in Ecology and Evolution*, 13, 403–407.
- Murphy, M. T. (1985). Nestling Eastern Kingbird growth: effects of initial size and ambient temperature. *Ecology* 66: 162–170.
- Nelson SB, Coon JJ, Duchardt CJ et al (2017) Patterns and mechanisms of invasive plant impacts on North American birds: a systematic review. *Biol Invasions*. <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1377-5>.
- Ortiz-Pulido R, Laborde J, Guevara S (2000). Frugivoría por aves en un paisaje fragmentado: consecuencias en la dispersión de semillas. *Biotropica* 32(3):473–488. [https://doi.org/10.1646/0006-3606\(2000\)032%5B0473:FAPAEU%5D2.0.CO;2](https://doi.org/10.1646/0006-3606(2000)032%5B0473:FAPAEU%5D2.0.CO;2).
- Paritsis, J., & Aizen, M. A. (2008). Effects of exotic conifer plantations on the biodiversity of understory plants, epigeal beetles and birds in *Nothofagus dombeyi* forests. *Forest ecology and management*, 255(5-6), 1575-1583.
- Perrins, C. M. (1996). Eggs, egg formation and the timing of breeding. *Ibis*, 138(1), 2-15.
- Price, T., Kirkpatrick, M., & Arnold, S. J. (1988). Directional selection and the evolution of breeding date in birds. *Science*, 240(4853), 798-799.
- Pysěk P, Jarosšík V, Hulme, PE.(2012). A global assessment of invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: the interaction of impact measures, invading species' traits and environment. *Glob Change Biol* 18:1725–1737. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02636.x>

- Ralph, C. John; Geupel, Geoffrey R.; Pyle, Peter; Martin, Thomas E.; DeSante, David F; Milá, Borja. (1996). Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR- 159. Albany,CA: Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture, 46 p.
- Räsänen, K., Laurila, A. & Merilä, J. (2005). Maternal investment in egg size: environment- and population-specific effects on offspring performance. *Oecologia*, 142, 546–553.
- Remes, V. (2003). Efectos del hábitat exótico sobre el éxito de la nidificación, la densidad del territorio y los patrones de asentamiento en la curruca negra (*Sylvia atricapilla*). *Conserv. Biol.* 17, 1127-1133.
- Richardson DM, Allsopp N, D'Antonio CM.(2000). Plant invasions – the role of mutualisms. *Biol. Rev.* 75: 65-93.
- Robertson B, Hutto R (2006). A framework for understanding ecological traps and an evaluation of existing evidence. *Ecology* 87:1075–1085.
- Rojas, T., Vergara-Tabares, D., Valdez, D., Ponzio M., Peluc, S.(2018). Food supplementation by an invasive fleshy-fruited shrub sustains body condition of a native frugivorous bird during winter. *Integrative Zoology* .
- Ruuskanen Suvi, Veerle M. Darras, Bonnie de Vries, Marcel E. Visser and Ton G. G. GroothuisS (2016) Experimental manipulation of food availability leads to short-term intra-clutch adjustment in egg mass but not in yolk androgen or thyroid hormones. *Journal of Avian Biology* 47: 36–46 doi: 10.1111/jav.00728.
- Sakai, H. F., & B. R. Noon. (1991). Nest site characteristics of Hammond's and Pacific-slope flycatchers in northwest California. *Condor* 93:563–574.
- Sallabanks, R. (1992). Fruit fate, frugivory, and fruit characteristics: a study of the hawthorn, *Crataegus monogyna* (Rosaceae). *Oecologia* 91, 296–304 (1992). <https://doi.org/10.1007/BF00317800>.
- Sandberg, R., & Moore, F. R. (1996). Fat stores and arrival on the breeding grounds: reproductive consequences for passerine migrants. *Oikos*, 577-581.
- Schmidt, K.A., Nelis, L.C., Briggs, N. & Ostfeld, R.S. (2005). Invasive shrubs and songbird nesting success: effects of climate variability and predator abundance. *Ecol. Appl.* 15, 258-265.
- Schmidt, K.A. & Whelan, C.J. (1999). Efectos de las especies exóticas *Lonicera* y *Rhamnus* en la depredación de nidos de pájaros cantores. *Conserv. Biol.* 13, 1502-1506.
- Schirmel J, Bundschuh M, Entling MH et al (2016) Impacts of invasive plants on resident animals across ecosystems, taxa, and feeding types: a global assessment. *Glob Change Biol* 22:594–603. <https://doi.org/10.1111/gcb.13093>.
- Schlossberg S, King DI (2010). Effects of invasive woody plants on avian nest site selection and nesting success in shrub shrublands. *Anim Conserv* 13:286–293. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2009.00338.x>.
- Segura L.N. y Arturi M.F. (2009). Selección de sitios de nidificación del Cardenal Común (*Paroaria coronata*) en bosques naturales de Argentina. *Ornitología Neotropical*, 20: 203–213.
- Segura, L. N., & Berkunsky, I. (2012). Supervivencia de nidos del Cardenal Común (*Paroaria coronata*) en un hábitat modificado en Argentina. *Ornitología Neotropical*, 23: 489–498 .
- Segura, L. N., Masson, D. A., & Gantchoff, M. G. (2012). Microhabitat nest cover effect on nest survival of the Red-crested Cardinal. *The Wilson Journal of Ornithology*, 124(3), 506-512.
- Semlitsch, R.D. & Gibbons, J.W. (1990). Effects of egg size on success of larval salamanders in complex aquatic environments. *Ecology*, 71, 1789–1795.
- Shahabuddin, G., & Kumar, R. (2007). Effects of extractive disturbance on bird assemblages, vegetation structure and floristics in tropical scrub forest, Sariska Tiger Reserve, India. *Forest Ecology and Management*, 246(2-3), 175-185.

- Simberloff D, Martin JL, Genovesi P, Maris V, Wardle DA, Aronson J, Courchamp F, Galil B, García-Berthou E, Pascal M, Pysek P, Sousa R, Tabacchi E, Vila M (2013). Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends Ecol Evol* 28:58–66.
- Smith RJ, Moore FR (2003). Arrival fat and reproductive performance in a long-distance passerine migrant. *Oecologia* 134:325–331.
- Smith DM, Finch DM (2014). Use of native and nonnative nest plants by riparian-nesting birds along two streams in New Mexico. *River Res Appl* 30:1134–1145. <https://doi.org/10.1002/rra.2713>.
- Smith, J. N., Montgomerie, R. D., Taitt, M. J., & Yom-Tov, Y. (1980). A winter feeding experiment on an island song sparrow population. *Oecologia*, 47(2), 164-170.
- Stinson, L.T., Pejchar, L. (2018). The effects of introduced plants on songbird reproductive success. *Biol Invasions* 20, 1403–1416 <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1633-8>.
- Stoleson, S.H. & Finch, D.M. (2001). Uso de aves reproductoras y éxito de anidación en el olivo ruso exótico en Nuevo México. *Toro Wilson*. 113, 452-455.
- Tecco PA, Gurvich DE, Díaz S, Pérez-Harguindeguy N, Cabido M (2006). Positive interaction between invasive plants: the influence of *Pyracantha angustifolia* on the recruitment of native and exotic woody species. *Austral Ecol* 31(3):293–300. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2006.01557.x>.
- Tecco PA, Urcelay C, Diaz S, Cabido M, Perez-Harguindeguy N (2013). Contrasting functional trait syndromes underlay woody alien success in the same ecosystem. *Austral Ecol* 38(4):443–451. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2012.02428.x>.
- Vergara-Tabares David L., & Susana I. Peluc (2013). Aspectos de la biología reproductiva del zorzal chiguanco (*Turdus Chiguanco*) en el chaco serrano de Córdoba, Argentina. *Ornitología Neotropical* 24: XX–YY.
- Vergara-Tabares, D.L., Badini, J. & Peluc, S.I. (2016). Fruiting phenology as a “triggering attribute” of invasion process: Do invasive species take advantage of seed dispersal service provided by native birds?. *Biol Invasions* 18, 677–687. <https://doi.org/10.1007/s10530-015-1039-4>.
- Vergara-Tabares DL (2017). Interacciones entre aves frugívoras nativas y una planta exótica en el Chaco Serrano: consecuencias para las especies involucradas y el proceso de invasión. PhD dissertation. National University of Córdoba, Córdoba.
- Vergara-Tabares David L., Toledo M., García E., Peluc. Susana I. (2018). Aliens will provide: avian responses to a new temporal resource offered by ornithocorous exotic shrubs. *Oecologia* <https://doi.org/10.1007/s00442-018-4207-2>.
- Vergara-Tabares, DL, JI Whitworth-Hulse & G Funes (2018). Germination response of *Lithraea molleoides* seeds is similar after passage through the guts of several avian and a single mammalian disperser. *Botany* 96(7): 485–490.
- Verhulst, S., and Nilsson, J. A. 2008. The timing of birds' breeding seasons: a review of experiments that manipulated timing of breeding. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci.*;363:399-410. doi: 10.1098/rstb.2007.2146. PMID: 17666390; PMCID: PMC2606757.
- Vitousek, P., D'antonio, C., Loope, L., Rejmanek, M. & Westbrooks, R. (1997). Introduced species: a significant component of human-caused global change. *New Zealand J. of Ecology*,1-16.
- Weidenhamer, J. D., & Callaway, R. M. (2010). Direct and indirect effects of invasive plants on soil chemistry and ecosystem function. *Journal of chemical ecology*, 36(1), 59-69.
- Whelan, C.J. y Dilger, M.L. (1995). Arbustos exóticos e invasores: una paradoja revisada. *Nat. Areas* J. 15, 296.
- Wiens JA (1989). The ecology of bird communities. *Foundations and patterns*, vol 1. Cambridge University Press, Cambridge.
- Williams, T.D. (1994). Intraspecific variation in egg size and egg composition in birds: effects on offspring fitness. *Biological Reviews*, 68, 35–59.

- Zeballos, S. R., Tecco, P. A., Cabido, M., & Gurvich, D. E. (2014). Composición de especies leñosas en comunidades invadidas en montañas del centro de Argentina: su relación con factores ambientales locales. *Revista de Biología Tropical*, 62(4), 1673-1681.
- Zurita, G. A., Rey, N., Varela, D. M., Villagra, M., & Bellocq, M. I. (2006). Conversion of the Atlantic Forest into native and exotic tree plantations: Effects on bird communities from the local and regional perspectives. *Forest Ecology and Management*, 235(1-3), 164-173.