

## GERMINACIÓN DE SEMILLAS DE ESPECIES DISPERSADAS POR AVES EN UNA RESERVA NATURAL URBANA

Pablo Kamlofsky<sup>1</sup> y Mariano Devoto<sup>1, 2\*</sup>

<sup>1</sup> Universidad de Buenos Aires, Facultad de Agronomía, Cátedra de Botánica General

<sup>2</sup> Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET)

\*E-mail: mdevoto@agro.uba.ar

Recibido: 10/03/2023

Aceptado: 19/06/2024

### RESUMEN

Las reservas naturales urbanas desempeñan un papel crucial en el mantenimiento de poblaciones de especies animales y vegetales que de otra manera no estarían presentes en entornos urbanos. Estas reservas albergan especies de plantas nativas y exóticas que a menudo establecen interacciones mutualistas con la fauna local (e.g. polinización, dispersión). Estudiar estas interacciones permitiría diseñar estrategias de manejo de las comunidades vegetales de estos ambientes. Este estudio tiene como objetivo comprender el efecto del consumo de frutos del zorzal colorado (*Turdus rufiventris*) sobre la germinación de semillas en el Parque Natural Municipal Ribera Norte (provincia de Buenos Aires, Argentina), una reserva ecológica urbana, en la cual esta ave frugívora y consumidora de diversas especies vegetales es la más abundante. Para esto, se recolectaron muestras de semillas en cuatro momentos del año y se midió su poder germinativo bajo tres tratamientos: fruto entero, semillas con la pulpa removida y semillas recuperadas de las deyecciones de zorzal. El efecto del paso por el tracto digestivo del ave mostró variaciones estacionales en la germinación de la especie exótica *Ligustrum sinense* Lour., mientras que la especie nativa *Solanum bonariense* L. se benefició tanto de la remoción de la pulpa como del paso por el tracto digestivo del ave. Comprender el papel del zorzal colorado como agente dispersor de especies nativas y exóticas ayudará en la gestión de áreas protegidas urbanas.

**Palabras clave:** invasión biológica, *Ligustrum*, ornitocoria, frugivoría, zorzal colorado.

## SEED GERMINATION OF BIRD-DISPERSED SPECIES IN AN URBAN NATURE RESERVE

### ABSTRACT

Urban nature reserves play a crucial role in maintaining populations of animal and plant species that would otherwise not be present in urban environments. These reserves host native and exotic plant species that often establish mutualistic interactions with the local fauna (e.g. pollination, dispersal). Studying these interactions allows for the design of management strategies for the plant communities in these environments. This study aims to understand the effect of the consumption of fruits by the rufous-bellied thrush (*Turdus rufiventris*) on seed germination in the Ribera Norte Municipal Nature Park (Buenos Aires province, Argentina), an urban ecological reserve where this frugivorous bird and consumer of various plant species is the most abundant. Seed samples were collected at four times of the year, and their germinative power was measured under three treatments: whole fruit, seeds with the pulp removed, and seeds recovered from the thrush's droppings. The effect of passing through the bird's digestive tract showed seasonal variations in the germination of the exotic species *Ligustrum sinense* Lour., while the native species *Solanum bonariense* L. benefited both from pulp removal and from passing through the bird's digestive tract. Understanding the role of the rufous-bellied thrush as a dispersal agent of native and exotic species will aid in the management of urban protected areas.

**Key words:** biological invasion, *Ligustrum*, frugivory, ornithocory, rufous-bellied thrush.

## INTRODUCCIÓN

Una reserva ecológica urbana mantiene, en el contexto de alta artificialización de una ciudad, una porción del ecosistema nativo en condiciones de mínima alteración antrópica. Estas reservas, además, facilitan la oportunidad de conocer las especies y procesos ecológicos que en ellas se manifiestan. La biodiversidad de estos espacios es afectada de forma positiva (e.g. mejor acceso al voluntariado y financiamiento, facilidad de monitoreo) y negativa (e.g. disturbios antrópicos, contaminación, propagación de especies exóticas) por la población urbana que los rodea (Wiens, 2009).

Una especie exótica es aquella que se introduce en una región que no corresponde a su área natural de ocurrencia al ser dispersado el propágulo a través del accionar humano (deliberada o accidentalmente) o por animales (Vilá *et al.*, 2008). Por lo general, pocas especies exóticas logran el establecimiento como poblaciones persistentes (Van Dyke, 2008; Carvallo, 2009). Sin embargo, algunas de estas especies pueden tornarse problemáticas al experimentar un gran crecimiento poblacional e invadir el ecosistema nativo, lo que puede tener consecuencias ecológicas y económicas significativas (Elton, 1958; Van Dyke, 2008). Así, las invasiones de especies exóticas son consideradas como uno de los principales causantes de la pérdida de biodiversidad puesto que pueden competir con las especies nativas (y eventualmente desplazarlas), alterar los hábitats y modificar la dinámica de las comunidades, incluido el régimen de disturbios (Sax *et al.*, 2005; Daly *et al.*, 2023).

Numerosos estudios evaluaron el efecto de la dispersión por aves en la viabilidad y capacidad de germinación de las semillas dispersadas (Brunner *et al.*, 1976; Fowler *et al.*, 1982; Howe, 1986; Bustamante *et al.*, 1992; Traveset y Verdú, 2002). Estos efectos resultan de un proceso complejo que incluye la mandibulación con el pico, el paso por el tracto digestivo, el lugar de deposición de las semillas y las condiciones de competencia intra e interespecíficas durante el crecimiento, entre otros. En particular, la ingesta y paso por el tracto digestivo puede afectar la germinación de las semillas (McKey, 1975; Janzen, 1981, 1983; Howe, 1986), asumiendo como efecto positivo o negativo a la posibilidad de aumentar o disminuir el poder germinativo y el número de plántulas logradas de una especie determinada. Los efectos positivos podrían resultar de la escarificación mecánica producida por la acción trituradora del tracto digestivo y/o la escarificación química producida por su acción enzimática y corrosiva (McKey, 1975). Por

otro lado, Rogers *et al.* (2021) destacan que la remoción de la pulpa inhibidora durante el paso por el tracto digestivo es un mecanismo clave que aumenta la germinación, más que la escarificación mecánica de los tejidos de la semilla. Por su parte, los efectos negativos podrían producirse si las semillas son trituradas en el momento de la ingestión (Herrera, 1989) o si se mantienen en el tracto digestivo por un tiempo prolongado (Rick y Bowman, 1961).

Actualmente, el Parque Natural Municipal Ribera Norte (PNMRN; Buenos Aires, Argentina) está invadido por especies exóticas como ligustrina (*Ligustrum sinense* Lour.), ligustro (*Ligustrum lucidum* W.T. Aiton) y lirio amarillo (*Iris pseudacorus* L.), siendo la remoción de estos ejemplares en zonas determinadas una práctica común (DECB, 2012). Los espacios abiertos resultantes pueden ser recolonizados por especies nativas o exóticas cuyas semillas son dispersadas desde plantas cercanas o se encuentran presentes en el banco de semillas del suelo (Zietsman *et al.*, 2019). Un estudio previo en el PNMRN encontró que varios frutos de especies nativas y exóticas son consumidos por el zorzal colorado, *Turdus rufiventris* (Zietsman *et al.*, 2019), como ocurre en otras reservas ribereñas (Montaldo, 2005). Sin embargo, el rol de esta ave como agente dispersor de las especies vegetales que consume en el PNMRN no fue estudiado hasta el momento.

En este contexto, el objetivo del presente trabajo fue evaluar el efecto del consumo de frutos y semillas del zorzal colorado sobre la germinación, en condiciones de laboratorio, de las semillas dispersadas en distintos momentos del año.

## METODOLOGÍA

### Sitio de estudio

El PNMRN, creado en 1982, está ubicado en la ribera del Río de la Plata (San Isidro, provincia de Buenos Aires, Argentina; 34°28'7"S, 58°29'41"O). Cuenta con una superficie de 50 ha, de las cuales 10 ha corresponden a ambientes terrestres. En el PNMRN se registraron 318 especies de plantas vasculares, 74% de las cuales son autóctonas (DECB, 2011) y 272 son aves (Gasparri *et al.*, 2018).

El clima de la zona es templado con precipitaciones todo el año. La precipitación media anual es de 1263 mm y la temperatura media anual es de 17,9 °C (promedios 1981-2010, Servicio Meteorológico Nacional). El PNMRN protege un bosque ribereño costero del Río de la Plata enriquecido con plantas nativas características de

la unidad "Bosque y humedal deltaicos" de la provincia paranaense del dominio amazónico (Cabrera, 1976; Oyarzabal *et al.*, 2018). Dentro del PNMRN, un sendero circular de ca. 1200 m de longitud recorre los principales ambientes terrestres de la reserva.

### Especie ave focal

El zorzal colorado es un ave del orden Passeriformes, familia Turdidae; de tamaño mediano (aprox. 23 cm), coloración pardo-grisácea en dorso, alas y cola; blanquecino estriado de pardo oscuro en la garganta, que se torna rufo anaranjado en el vientre y abdomen. Frecuenta tanto las copas de los árboles como el suelo (Narosky e Yzurieta, 2010). En zonas urbanas, es abundante en jardines y parques con césped y árboles; prefiere lugares sombreados.

### Recolección de muestras

Se realizaron cuatro recolecciones de deyecciones, una por estación, en los meses de febrero, mayo, agosto y noviembre de 2013, en el sendero principal que atraviesa el PNMRN. En cada visita se recolectaron al menos 50 deyecciones de zorzal colorado del suelo, eligiendo aquellas de aspecto húmedo (*i.e.* de deposición reciente) y sin signos de deterioro por factores climáticos. Luego de la recolección, las muestras fueron almacenadas en recipientes tipo eppendorf en un lugar oscuro y fresco (ca. 15 °C) hasta el inicio de los ensayos de laboratorio (ca. 10-15 días).

Las deyecciones del zorzal colorado son distinguibles de las de otras aves menos abundantes, que representan junto con el zorzal colorado, el 77% de los individuos observados en estudios previos (Zietsman *et al.*, 2011): benteveo común (*Pitangus sulphuratus*), cuyas deyecciones no contienen semillas, y la paloma picazuro (*Patagioenas picazuro*) y yerutí común (*Leptotila verreauxi*), que producen deyecciones acuosas. Sin embargo, no se puede descartar completamente que las deyecciones analizadas pertenezcan a otras especies, aunque es poco probable, ya que el zorzal colorado es el ave más abundante del PNMRN, frecuenta los senderos de la reserva donde se tomaron las muestras, y las aves que le siguen en abundancia tienen deyecciones fácilmente distinguibles. Para garantizar la procedencia de las muestras sería necesario emplear el método de captura con redes de niebla y embolsado que permite recuperar las deyecciones (Rumeu *et al.*, 2018).

En las zonas aledañas al sendero se recolectaron los frutos enteros de las especies de plantas encontradas

en las deyecciones. Los frutos se cosecharon directamente desde las plantas, pocos días después de que se recogieron las muestras de fecas, para ser utilizados en los ensayos de laboratorio posteriores. Los frutos y semillas recolectados en el campo fueron identificados al menor nivel taxonómico posible utilizando la colección de referencia de semillas del Laboratorio Central de Análisis de Semillas del Instituto Nacional de Semillas y las obras de Cabrera y Zardini (1978) y Zuloaga *et al.* (2019).

### Experimento de germinación

Luego de cada recolección se realizaron ensayos en laboratorio para analizar la germinación de las especies vegetales identificadas en las deyecciones, la especie exótica *Ligustrum sinense* Lour. y la especie nativa *Solanum bonariense* L. El experimento consistió en la siembra en bandejas de los siguientes tratamientos: (i) fruto entero (sin remoción de la pulpa), (ii) semillas con la pulpa removida) y (iii) semillas recuperadas de las deyecciones. Para los tratamientos (i) y (ii) se utilizaron los frutos maduros cosechados directamente desde las plantas.

Las siembras se realizaron en las fechas en las que cada especie fue identificada en las deyecciones. Cada siembra constó de cuatro repeticiones (bandejas) por tratamiento. Se utilizaron bandejas plásticas de 15 x 10,5 x 4 cm. Siguiendo el protocolo ISTA (The International Seed Testing Association, 2021) las bandejas se dispusieron en cámara controlada con temperatura alternada, a 20 °C por 8 h sin luz y a 30 °C por 16 h con luz. Los protocolos de germinación y las cantidades recolectadas para cada especie se establecieron según las recomendaciones generales establecidas por familia en las reglas ISTA. Dado que dichos protocolos ofrecen condiciones de germinación óptimas acorde a cada especie, reducen la probabilidad de que se observen diferencias espurias entre tratamientos. El diseño experimental, que incluye la germinación de semillas desde frutos intactos, se alinea con las recomendaciones de Samuels y Levey (2005) para una evaluación completa del efecto del paso por el tracto digestivo de los vertebrados en la germinación de semillas. No se realizó una estimación de la viabilidad de las semillas previo al ensayo de germinación.

Al finalizar el período de incubación, se registró germinación y se estimó el poder germinativo, es decir, el porcentaje de plántulas que emergen y se desarrollan hasta un estado donde el aspecto de sus estructuras

esenciales indica si hay posibilidad o no de que se desarrolle a futuro una planta satisfactoria bajo condiciones favorables (ISTA, 2021). Siguiendo este criterio se contó el número de plántulas emergidas con al menos un nomofilo extendido, presentando su estructura normal sin síntomas de podredumbre o anomalías morfológicas.

### Ensayos con semillas y frutos de *L. sinense*

En todas las bandejas de cada fecha se colocó el mismo número de semillas o frutos, a saber 40, 10 y 30 semillas obtenidas en los muestreos de mayo, agosto y noviembre, respectivamente (total= 960 semillas y/o frutos). Las semillas o frutos se pusieron a germinar a 1 cm de profundidad en bandejas llenas de arena con granulometría inferior a 2 mm. Una vez enterrado el material, las bandejas fueron regadas hasta alcanzar capacidad de campo y cubiertas con polietileno transparente. Al cabo de 20 días para *L. sinense* se registró germinación y se determinó el poder germinativo.

### Ensayos con semillas y frutos de *S. bonariense*

En cada bandeja de cada fecha se colocaron 20 semillas y/o frutos (total= 480 semillas y/o frutos). Las semillas o frutos se pusieron a germinar sobre papel de germinación (marca comercial Anchor Paper #38) en las bandejas, con 80% de su capacidad máxima de retención hídrica, cubiertas con polietileno transparente. Al cabo de 15 días se registró germinación y se determinó el poder germinativo.

### Análisis estadístico

El poder germinativo se analizó utilizando modelos lineales generalizados de respuesta binomial. Debido a que el número de fechas de siembra resultó desigual entre especies se realizaron análisis separados para cada especie. El modelo incluyó el tratamiento (deyecciones, cosechado con pulpa y cosechado sin pulpa) y el muestreo (fechas de recolección) como efectos fijos. Se incorporó un término de interacción (fecha x tratamiento) para evaluar posibles diferencias en la respuesta a los tratamientos entre fechas. El modelo final para cada especie se seleccionó mediante la comparación de modelos alternativos anidados utilizando una prueba de máxima verosimilitud, determinando si la inclusión de variables adicionales mejora significativamente el ajuste del modelo. Se verificaron los supuestos de los modelos, incluyendo la sobredispersión estadística, para evaluar su desempeño (Zuur *et al.*, 2013). Dado que en

*L. sinense* la interacción tratamiento x fecha resultó significativa, se realizaron comparaciones de a pares entre los tratamientos dentro de cada fecha utilizando el método de mínimos cuadrados ajustados y se aplicó una corrección de Tukey para ajustar los valores P por múltiples comparaciones.

## RESULTADOS

Se recolectaron 196 deyecciones del zorzal colorado de las cuales se recuperaron 1102 semillas de la especie exótica, *L. sinense*, y 593 semillas de la especie nativa, *S. bonariense*. Las semillas de *L. sinense* fueron encontradas en todos los muestreos excepto en febrero, y fue la más abundante en cada fecha de muestreo. Las semillas de *S. bonariense* fueron halladas en los muestreos de primavera y verano, junto con restos de insectos en las heces. La germinación promedio ( $\pm$ DE) de los ensayos (*i.e.* considerando los tres tratamientos) fue de 34% ( $\pm$ 0,362) para *L. sinense*, y 47,5% ( $\pm$ 0,368) para *S. bonariense*. Se observaron también restos de semillas, posiblemente pertenecientes a otras especies, pero no pudieron ser identificadas por su grado de deterioro.

En *L. sinense* se observó una interacción significativa entre el tratamiento y la fecha de muestreo (prueba de máxima verosimilitud;  $X^2= 40,47$ ,  $P < 0,0001$ ; Cuadro 1). La germinación resultó muy baja en mayo con proporciones inferiores al 0,05 para todos los tratamientos (fruto entero-sin remoción de la pulpa, semillas con la pulpa removida y semillas recuperadas de las deyecciones), y aumentó progresivamente hacia la primavera (noviembre), alcanzando valores superiores al 0,75 en las semillas con la pulpa removida (Figura 1). En las comparaciones pareadas entre tratamientos dentro de cada fecha se observó que en mayo la germinación de las semillas con la pulpa removida fue significativamente superior a la de los frutos enteros (semillas con pulpa) y las semillas recuperadas de las deyecciones (ambos contrastes *post hoc* de Tukey  $P < 0,0001$ ; Figura 1), y en noviembre la germinación de frutos enteros resultó significativamente menor que las de semillas con la pulpa removida y las recuperadas de las deyecciones (ambos contrastes *post hoc* de Tukey;  $P < 0,0001$ ; Figura 1).

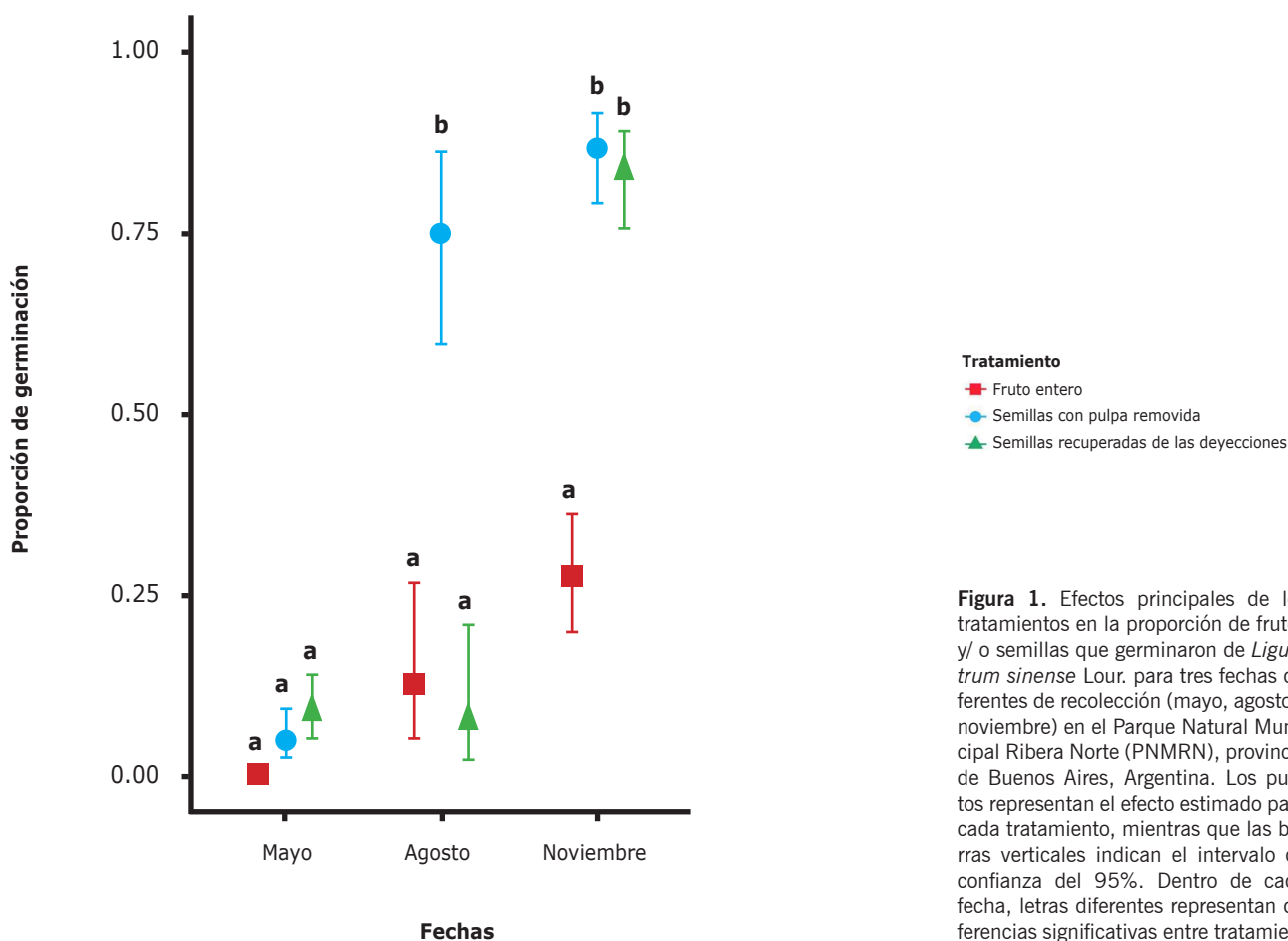
En *S. bonariense* no hubo diferencias significativas entre fechas de recolección en la germinación de las semillas (fecha:  $X^2= 2,40$ , g.l.= 1,  $P= 0,12$ ), pero sí hubo un efecto consistente del tratamiento (tratamiento:  $X^2= 27,88$ , g.l.= 1,  $P < 0,0001$ ). Los frutos enteros (semillas con pulpa) no germinaron. Las semillas recuperadas de las deyecciones germinaron más que las

semillas sin pulpa en ambas fechas (Figura 2). Para estos dos tratamientos, se observó una menor germinación en noviembre, con proporciones de aproximada-

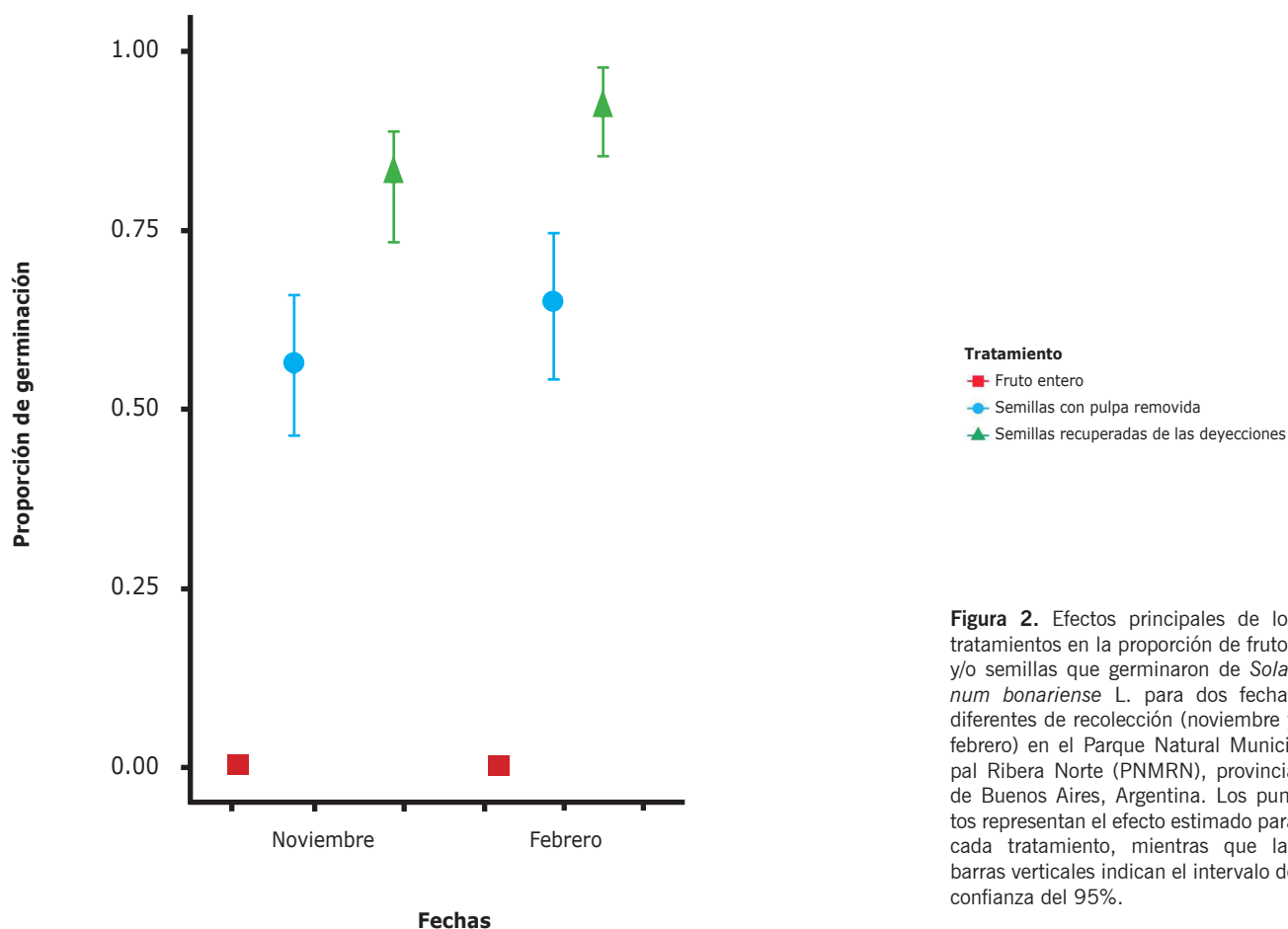
mente 0,5 en ambos casos, que aumentó notablemente en febrero, donde las semillas recuperadas de las deyecciones alcanzaron una germinación cercana a 1,0.

**Cuadro 1.** Resumen de los efectos evaluados mediante modelos lineales generalizados (GLM) binomiales sobre el poder germinativo de semillas de *Ligustrum sinense* Lour. y *Solanum bonariense* L. sometidas a tres tratamientos (fruto entero-sin remoción de la pulpa, semillas con la pulpa removida y semillas recuperadas de las deyecciones) obtenidas en cuatro fechas de recolección (febrero, mayo, agosto y noviembre) en el Parque Natural Municipal Ribera Norte (PNMN), provincia de Buenos Aires, Argentina.

Especie	Factor	Estadístico (X <sup>2</sup> )	Grados de libertad	P
<i>Ligustrum sinense</i> Lour.	Tratamiento	20,14	2	P < 0,0001
	Fecha	61,93	2	P < 0,0001
	Tratamiento x fecha	40,47	4	P < 0,0001
<i>Solanum bonariense</i> L.	Tratamiento	27,88	1	P < 0,0001
	Fecha	2,40	1	P = 0,12



**Figura 1.** Efectos principales de los tratamientos en la proporción de frutos y/ o semillas que germinaron de *Ligustrum sinense* Lour. para tres fechas diferentes de recolección (mayo, agosto y noviembre) en el Parque Natural Municipal Ribera Norte (PNMRN), provincia de Buenos Aires, Argentina. Los puntos representan el efecto estimado para cada tratamiento, mientras que las barras verticales indican el intervalo de confianza del 95%. Dentro de cada fecha, letras diferentes representan diferencias significativas entre tratamientos (prueba de Tukey; P < 0,05).



**Figura 2.** Efectos principales de los tratamientos en la proporción de frutos y/o semillas que germinaron de *Solanum bonariense* L. para dos fechas diferentes de recolección (noviembre y febrero) en el Parque Natural Municipal Ribera Norte (PNMRN), provincia de Buenos Aires, Argentina. Los puntos representan el efecto estimado para cada tratamiento, mientras que las barras verticales indican el intervalo de confianza del 95%.

## DISCUSIÓN

Este trabajo presenta los resultados de un año de recolección y de experimentos de germinación de semillas de especies consumidas por el zorzal colorado en la reserva ecológica urbana PNMRN. Las dos especies encontradas en las heces, *L. sinense* (ligustrina) y *S. bonariense*, mostraron respuestas diferenciadas a los tratamientos de germinación (Figuras 1 y 2). En estudios previos en el PNMRN, el zorzal colorado fue registrado consumiendo frutos de cinco especies diferentes (Zietsman *et al.*, 2019), sin embargo, en el presente trabajo solo se recuperaron semillas de *L. sinense* y *S. bonariense*, siendo esta última no detectada previamente en la dieta de esta ave.

La especie *L. sinense* es originaria de China y muy utilizada con fines ornamentales (Milano, 1949). Posee varias características que la convierten en una invasora exitosa en diversos ambientes, como la producción de un elevado número de frutos y una mayor supervivencia y tasa de crecimiento en comparación con las especies nativas más comunes (Aragón y Groom, 2003). *L. sinense*

ha invadido áreas como el delta del río Paraná y la ribera del Río de la Plata (Montaldo, 1993; Kalesnik *et al.*, 2005). En el presente estudio se observó que en general presencia de la pulpa del fruto reduce la germinación de las semillas en comparación con los otros tratamientos. Por otro lado, la remoción de la pulpa de forma experimental o por el consumo por el zorzal colorado tuvo un efecto variable en las diferentes fechas de recolección (Figura 1). El menor poder germinativo de las semillas de *L. sinense* recuperadas de las deyecciones respecto de las que tuvieron su pulpa removida manualmente en la muestra de noviembre indicaría que el paso de las semillas por el tracto digestivo del zorzal colorado parece afectar negativamente su poder germinativo, posiblemente debido al deterioro del endocarpo (Montaldo, 2005; Witmer y Van Soest, 1998; Dardick y Callahan, 2014). Un tiempo de retención prolongado en los tractos digestivos de los vertebrados, por ejemplo, y por ende una exposición prolongada a los fluidos digestivos, podría resultar en la remoción de gran parte de los tegumentos protectores y, por lo tanto, dañaría el embrión

de la semilla. Sin embargo, en la muestra de febrero, el poder germinativo de los dos tratamientos sin pulpa resultó similarmente alto. Futuros trabajos deberían evaluar si estas variaciones temporales podrían deberse a un menor tiempo de retención en el tracto digestivo en febrero. Este tiempo de retención varía según factores como los niveles nutricionales (especialmente la composición de grasa) de la dieta, la consistencia, dureza, contenido de agua o cantidad de alimento, los cuales afectan directamente la velocidad a la que una comida se mueve a través del tracto digestivo, y también puede variar según la cantidad de alimento consumido; por ejemplo, se ha encontrado que disminuye con un número creciente de frutos ingeridos (Traveset, 1998).

El zorzal colorado es la especie de ave más abundante en el PNMRN y el consumidor más frecuente de frutos de ligustrina (Zietsman *et al.*, 2019). A pesar del efecto estacionalmente negativo del paso por el tracto digestivo en su poder germinativo, la ligustrina parece beneficiarse de la interacción con esta ave, como agente dispersor en la reserva. La importancia del zorzal colorado como agente dispersor de semillas de *L. sinense* tiene implicancias para el control de esta especie invasora dentro del PNMRN. Un estudio previo reveló que el zorzal colorado rastrea la disponibilidad de frutos carnosos en la reserva y el área urbana circundante, y que los individuos se mueven entre ambos ambientes en busca de alimento (Zietsman *et al.*, 2019). Además, la especie *L. sinense* está presente en el arbolado del área urbana circundante a la reserva. Considerando que el área de forrajeo máxima del zorzal colorado es de aproximadamente 1 ha –ver Kim (2020) y Karakaya y Arikan (2015) para especies del mismo género–, el control local de *L. sinense* podría beneficiarse de la eliminación de ejemplares en una zona de amortiguación de 200 m alrededor de la reserva.

En *S. bonariense*, el poder germinativo fue nulo en frutos enteros (*i.e.* semillas con pulpa), aumentó en semillas sin pulpa y se incrementó aún más luego del paso de las semillas por el tracto digestivo del zorzal colorado (Figura 2). Esto indicaría que el zorzal colorado favorece la germinación de *S. bonariense* por un efecto combinado de remover la pulpa y de escarificar las semillas. El aumento significativo de la germinación de las semillas luego de pasar por el tracto digestivo del ave parecería deberse a un balance más favorable, en comparación con *L. sinense*, entre la facilidad de procesar la pulpa del fruto y el tiempo de pasaje de la parte indigestible (semilla) (Witmer y Van Soest, 1998). *S. bonariense* es

una especie con dispersión ornitócora (Chiarini y Barboza, 2007) y, en otras regiones del mundo donde se comporta como especie invasora (*i.e.* España) se ha mencionado que posee dispersión endozoócora (Yus Ramos, 2019), pero no hay registros documentados de sus agentes dispersores. Este estudio, por lo tanto, constituiría el primer aporte de información detallada del rol del zorzal colorado en la dispersión de esta especie.

El efecto diferencial del paso de las semillas por el tracto del zorzal colorado sobre *L. sinense* (cuya germinación aumentó consistentemente solo respecto de las semillas con pulpa) y *S. bonariense* (cuya germinación aumentó respecto de ambos tratamientos no consumidos) no resulta sorprendente, ya que es habitual que haya diferencias interespecíficas en el efecto del consumo de semillas por vertebrados sobre su germinación (Traveset *et al.*, 2001). No obstante, resulta llamativo que, si bien existe evidencia de que el zorzal colorado consume frutos de al menos otras tres especies en el PNMRN (*Citharexylum montevidense* (Spreng.) Mold., *Myrsine laetevirens* Mez y *Ligustrum lucidum* W.T. Aiton; (Zietsman *et al.*, 2019), solo dos especies de semillas fueron registradas en las heces. Esto sugiere que para algunas de las especies vegetales con fruto carnoso del PNMRN, el zorzal colorado se comporta como predador de semillas y no como legítimo dispersor.

Finalmente, hay algunos aspectos de este estudio que podrían afectar la interpretación de las conclusiones: (i) la intensidad de muestreo de heces pudo haber resultado en un muestreo incompleto de los hábitos de consumo del zorzal colorado; (ii) la germinación de semillas en laboratorio puede no reflejar su comportamiento en condiciones de campo, lo cual es particularmente relevante para evaluar el potencial invasor de la ligustrina (*L. sinense*); (iii) los resultados obtenidos corresponden a un solo año por lo que no se puede determinar si los efectos estacionales observados se deben realmente a la estacionalidad o a que el año fue particularmente diferente al promedio. Como continuación de este trabajo, explorar el efecto de las variaciones estacionales en la germinación y establecimiento de las especies encontradas en las heces, así como los mecanismos por los cuales el paso por el tracto digestivo del zorzal colorado afecta la germinación de las especies aportaría mayor información para la comprensión del proceso de invasión.

Los resultados del presente estudio confirman y amplían las observaciones de Montaldo (1993, 2005) y Zietsman *et al.* (2019), demostrando que el zorzal colorado, al

consumir y dispersar semillas de *L. sinense*, influye en la dinámica de la invasión de esta especie exótica en reservas urbanas. La descripción de las variaciones estacionales observadas en la germinación de esta especie indicaría que las deposiciones de zorzal colorado de la primavera (noviembre) son las que contienen la mayor proporción de semillas viables. Esto sugiere que en esta estación deberían evitarse disturbios antrópicos (por ejemplo, remoción de ejemplares de especies exóticas) que liberen recursos y se favorezca el establecimiento de nuevos individuos a partir de frutos recién dispersados. La utilidad de esta medida estará condicionada por la presencia, abundancia y viabilidad de las semillas de *L. sinense* contenidas en el suelo. Futuros estudios podrían abordar la descripción del banco de semillas del suelo del PNMRN y su evolución estacional. Estudios en una especie del mismo género, *L. lucidum*, demostraron que su invasión reduce la riqueza y densidad total de especies en el banco de semillas del suelo en comparación con los bosques nativos, independientemente de la temporada de muestreo (Ferrerías *et al.*, 2015). Además, se ha observado que la invasión de *L. lucidum* en bosques de *Celtis tala Gillies ex Planch* ha

superado el umbral de irreversibilidad, consolidándose como neoeosistemas dominados por *L. lucidum* (Díaz Villa *et al.*, 2016). Estos resultados subrayan la necesidad de estrategias de manejo que combinen la restauración pasiva del banco de semillas con la adición activa de especies nativas y el control de otras especies exóticas.

## AGRADECIMIENTOS

Queremos expresar nuestro más profundo agradecimiento al Ing. Agr. Norberto H. Montaldo, cuyo invaluable conocimiento y pasión por este campo de estudio fueron una fuente constante de inspiración. Su legado sigue vivo en este trabajo, el cual dedicamos a su memoria con gran respeto y admiración. Agradecemos a la Dirección de Ecología y Conservación de la Biodiversidad del Partido de San Isidro y a los guardaparques del PNMRN por su apoyo logístico. Este estudio fue financiado por la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica (Subsidio PICT 2011-1570) y la Universidad de Buenos Aires. Agradecemos a tres revisores anónimos y a las Dras. Marina Chamer y Karina Hodara por sus valiosos comentarios y sugerencias sobre versiones previas de este manuscrito.

## BIBLIOGRAFÍA

- Aragón, R. y Groom, M. (2003). Invasión by *Ligustrum lucidum* in NW Argentina: plant characteristics in different habitat types. *Revista de Biología Tropical*, 51, 59-70.
- Brunner, H., Harris, R. V. y Amor, R. L. (1976). A note on the dispersal of seed of blackberry (*Rubus procerus* P.J. Muell.) by foxes and emus. *Weed Research*, 16, 171-173. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.1976.tb00398.x>
- Bustamante, R. O., Simonetti, J. A. y Mella, J. E. (1992). Are foxes legitimate and efficient seed dispersers? A field test. *Oecologia Generalis*, 13, 203-208.
- Cabrera, A. L. (1976). Regiones fitogeográficas argentinas. En: *Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería* (p. 85). Acme.
- Cabrera, A. L. y Zardini, E. M. (1978). *Manual de la flora de los alrededores de Buenos Aires* (pp. 755). 2ª ed. Acme.
- Carvalho, G. (2009). Especies exóticas e invasiones biológicas. *Ciencia Ahora*, 23, 15-21.
- Chiarini, F. E. y Barboza, G. E. (2007). Placentation patterns and seed number in fruits of South American Solanum subgen. *Leptostemonum* (*Solanaceae*) species. *Darwiniana*, 45, 163-174. <https://doi.org/10.14522/darwiniana.2014.452.88>
- Daly, E. Z., Chabrierie, O., Massol, F., Facon, B., Hess, M. C. M., Tasiemski, A., Grandjean, F., Chauvat, M., Viard, F., Forey, E., Folcher, L., Buisson, E., Boivin, T., Baltora-Rosset, S., Ulmer, R., Gibert, P., Thiébaud, G., Pantel, J. H., Heger, T., Richardson, D. M. y Renault, D. (2023). A synthesis of biological invasion hypotheses associated with the introduction-naturalisation-invasion continuum. *Oikos*, e09645. <https://doi.org/10.1111/oik.09645>
- Dardick, C. y Callahan, A. M. (2014). Evolution of the fruit endocarp: Molecular mechanisms underlying adaptations in seed protection and dispersal strategies. *Frontiers in Plant Science*, 5, 284. <https://doi.org/10.3389/fpls.2014.00284>
- Díaz Villa, M. V., Madanes, N., Cristiano, P. M. y Goldstein, G. H. (2016). Composición del banco de semillas e invasión de *Ligustrum lucidum* en bosques costeros de la provincia de Buenos Aires, Argentina. *Bosque (Valdivia)*, 37, 581-590. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002016000300015>
- Dirección de Ecología y Conservación de la Biodiversidad-DECB. (2011). *Flora del Parque Natural Municipal Ribera Norte*. Secretaría de Producción, Turismo y Ambiente, Municipalidad de San Isidro.
- Dirección de Ecología y Conservación de la Biodiversidad-DECB. (2012). *Plan de manejo del Parque Natural Municipal "Ribera Norte"*. Secretaría de Producción, Turismo y Ambiente, Municipalidad de San Isidro.
- Elton, C. S. (1958). *The ecology of invasions by animals and plants*. University of Chicago Press.
- Ferrerías, A. E., Giorgis, M. A., Tecco, P. A., Cabido, M. R. y Funes, G. (2015). Impact of *Ligustrum lucidum* on the soil seed bank in invaded subtropical seasonally dry woodlands (Córdoba, Argentina). *Biological Invasions*, 17, 3547-3561. <https://doi.org/10.1007/s10530-015-0977-1>



- Fowler, L. I., Fowler, D. K. y Thomas, J. E. (1982). Dispersal of autumn olive seeds by foxes on coal surface mines in east Tennessee. *Journal of the Tennessee Academy of Science*, 57, 83-85.
- Gasparri, B., Del Río, D., Earnshaw, A., Henschke, C., Bryant, G., Cristaldo, L., Faccioli, A., Gentiles, J. M., Galiano-Guirao, I., Vitale, M., Rodríguez-Tourón, G. y Suárez, G. (2018). Lista comentada de las aves del Parque Natural Municipal Ribera Norte, San Isidro, Provincia de Buenos Aires, Argentina. *Nótulas Faunísticas*, 234, 1-43.
- Herrera, C. M. (1989). Frugivory and seed dispersal by carnivorous mammals, and associated fruit characteristics, in undisturbed Mediterranean habitats. *Oikos*, 55, 250-262. <https://doi.org/10.2307/3565429>
- Howe, H. F. (1986). Seed dispersal by fruit-eating birds and mammals. En: Murray, D. R. (Ed.). *Seed dispersal* (pp. 123-189). Academic Press Australia, Sydney.
- Janzen, D. H. (1981). Enterolobium cyclocarpum seed passage rate and survival in horses, Costa Rican Pleistocene seed dispersal agents. *Ecology*, 62, 593-601. <https://doi.org/10.2307/1937726>
- Janzen, D. H. (1983). Dispersal of seed by vertebrate guts. En: Futuyma, D. J. y Slatkim, M. (Eds.). *Coevolution* (pp. 232-262). Sinauer, Sunderland, MA.
- Kalesnik, F., Cagnoni, M., Bertolini, P., Quintana, R., Madanes, N. y Malvárez, A. (2005). La vegetación del refugio educativo de la Ribera Norte, Provincia de Buenos Aires, Argentina. Invasión de especies exóticas. *Temas de la Biodiversidad del Litoral Fluvial Argentino*, 14, 139-150.
- Karakaya, M. y Arikan, K. (2015). The nest-site characteristics of the forest population of common blackbird (*Turdus merula*) in Eskisehir, Turkey. *Turkish Journal of Zoology*, 39, 295-299. <https://doi.org/10.3906/zoo-1401-36>
- McKey, D. (1975). The ecology of coevolved seed dispersal systems. En: Gilbert, L. E. y Raven, P. H. (Eds.). *Coevolution of animals and plants* (pp. 159-209). University of Texas Press, Austin.
- Milano, V. (1949). Las especies del género *Ligustrum* cultivadas en la Argentina. *Revista de Investigaciones Agrícolas*, 3, 353-380.
- Montaldo, N. H. (1993). Dispersión por aves y éxito reproductivo de dos especies de *Ligustrum* (*Oleaceae*) en un relicto de selva subtropical en la Argentina. *Revista Chilena de Historia Natural*, 66, 75-85.
- Montaldo, N. H. (2005). Aves frugívoras de un relicto de selva subtropical ribereña en Argentina: manipulación de frutos y destino de las semillas. *Hornero*, 20, 163-172. <https://doi.org/10.56178/eh.v20i2.807>.
- Narosky, T. y Yzurieta, D. (2010). *Aves de Argentina y Uruguay: guía de identificación* (16ª ed.). Vazquez Mazzini Editores.
- Oyarzabal, M., Clavijo, J., Oakley, L., Biganzoli, F., Tognetti, P., Barberis, I., Maturo, H. M., Aragón, R., Campanello, P. I., Prado, D., Oesterheld, M. y León, R. J. (2018). Unidades de vegetación de la Argentina. *Ecología Austral*, 28, 40-63. <https://doi.org/10.25260/EA.18.28.1.0.399>
- Rick, C. M. y Bowman, R. I. (1961). Galapagos tomatoes and tortoises. *Evolution*, 15, 407-417. <https://doi.org/10.1111/j.1558-5646.1961.tb03171.x>
- Samuels, I. A. y Levey, D. J. (2005). Effects of gut passage on seed germination: Do experiments answer the questions they ask? *Functional Ecology*, 19, 365-368. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2005.00973.x>
- Rumeu, B., González-Varo, J.P., de Castro, C., López-Orta, A., Illera, J.C., Miñarro, M. y García, D. (2023). Increasing efficiency and reducing bias in the sampling of seed-dispersal interactions based on mist-netted birds. *Oikos*, e09261. <https://doi.org/10.1111/oik.09261>
- Sax, D. F., Stachowicz, J. J. y Gaines, S. D. (Eds.). (2005). *Species invasions: Insights into ecology, evolution, and biogeography*. Sinauer. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2006\)56\[694:SIIEE\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2006)56[694:SIIEE]2.0.CO;2)
- The International Seed Testing Association. (2021). *International rules for seed testing*. Bassersdorf, Switzerland.
- Traveset, A. (1998) Effect of seed passage through vertebrate frugivores' guts on germination: a review. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 1, 151-190. <https://doi.org/10.1078/1433-8319-00057>
- Traveset, A., Riera, N. y Mas, R. E. (2001). Passage through bird guts causes interspecific differences in seed germination characteristics. *Functional Ecology*, 15, 669-675. <https://doi.org/10.1046/j.0269-8463.2001.00561.x>
- Traveset, A. y Verdú, M. (2002). A meta-analysis of the effect of gut treatment on seed germination. En: Levey, E. D., Silva, W. R. y Galetti, M. (Eds.). *Seed dispersal and frugivory: Ecology, evolution and conservation* (pp. 339-350). CAB International.
- Van Dyke, F. (2008). *Conservation biology: Foundations, concepts, applications* (2ª ed.). Springer.
- Vilá, M., Castro, M. y García-Berthou, E. (2008). ¿Qué son las invasiones biológicas? En: Vilá, M., Valladares, F., Traveset, A., Santamaría, L. y Castro, P. (Eds.). *Invasiones biológicas* (pp. 21-28). CSIC.
- Wiens, J. (2009). Landscape ecology as a foundation for sustainable conservation. *Landscape Ecology*, 24, 1053-1065. <https://doi.org/10.1007/s10980-008-9284-x>
- Witmer, M. C. y Van Soest, P. J. (1998). Contrasting digestive strategies of fruit-eating birds. *Functional Ecology*, 12, 728-741. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2435.1998.00242.x>
- Yus Ramos, E. (2019). Las plantas invasoras de la Axarquía (XLVII): El naranjillo (*Solanum bonariense*). *Revista Todo*. <https://www.revistatodo.com/las-plantas-invasoras-de-la-axarquia-xxlvii-el-naranjillo-solanum-bonariense/>
- Zietsman, M., Montaldo, N. H. y Devoto, M. (2019). Plant-frugivore interactions in an urban nature reserve and its nearby gardens. *Journal of Urban Ecology*, 5, 021. <https://doi.org/10.1093/jue/juz021>
- Zuloaga, F., Belgrano, M. y Zannotti, C. (2019). Actualización del catálogo de las plantas vasculares del cono sur. *Darwiniana, Nueva Serie*, 7, 208-278. <http://conosur.floraargentina.edu.ar/>
- Zuur, A. F., Hilbe, J. M. y Ieno, E. N. (2013). *A beginner's guide to GLM and GLMM with R: A frequentist and Bayesian perspective for ecologists*. Highland Statistics.