



*Efectos del cambio climático y cambio de uso de suelo sobre la
distribución de especies clave de plantas en redes tróficas del
Chaco Serrano*

Director: Luciano Cagnolo

Co-director: Javier Nori

Tesinista: Julieta Melisa González

Lugar: IMBIV-Centro de Investigaciones Entomológicas de Córdoba. FCEF y N,
Universidad Nacional de Córdoba

Fecha:

*Efectos del cambio climático y
cambio de uso de suelo sobre la distribución de especies clave de
plantas en redes tróficas del Chaco Serrano*

Tribunal examinador

Dra. Adriana Zapata

Firma:

Dra. Ana María Cingolani

Firma:

Dr. Ricardo Torres

Firma:

Calificación:

Fecha:

Índice

1	Introducción.....	4
2	Materiales y métodos.....	8
2.1	Sistema de estudio	8
2.2	Identificación de especies clave.....	10
2.2.1	Caracterización de las especies vegetales	10
2.2.2	Extinciones simuladas de especies vegetales.....	12
2.2.3	Descripción de las redes de interacción	14
2.2.4	Determinación de especies clave.....	15
2.3	Estimación del efecto del cambio climático y cambio de uso de suelo sobre la distribución de especies clave.....	16
2.3.1	Obtención de Registros de ocurrencia.....	16
2.3.2	Estimación de las distribuciones de especies clave.....	17
2.3.3	Datos Climáticos y Topográficos.....	19
2.3.4	Análisis de cobertura de suelo.....	21
3	Resultados.....	22
3.1	Efectos de las extinciones simuladas sobre la estructura de la red trófica.....	22
3.2	Selección de especies clave de la red de estudio	24
3.3	Parámetros de evaluación de los modelos de distribución.....	26
3.4	<i>Solanum argentinum</i>	27
3.4.1	Distribución potencial en las condiciones climáticas actuales y futuras.....	27
3.4.2	Tipos de cobertura para las distribuciones potenciales en condiciones climáticas actuales y futuras (IPSL-CM5A-LR RCP85) e implicancias en el sitio de estudio.....	29
3.5	<i>Chromolaena hookeriana</i>	32
3.5.1	Distribución potencial para las condiciones climáticas actuales y futuras.....	32
3.5.2	Tipos de cobertura para las distribuciones potenciales en condiciones climáticas actuales y futuras (IPSL-CM5A-LR RCP85) e implicancias en el sitio de estudio.....	34
4	Discusión	37
5	Conclusiones.....	43
6	Bibliografía.....	44
7	Anexo	50

Agradecimientos

A mi director Luciano y co-director Javier, por acompañarme en el transcurso de la tesina y resolver mis inquietudes con paciencia y docencia.

A Melisa Giorgis y Christian Vogt que me facilitaron los registros de presencia de las especies necesarios para la elaboración de este trabajo.

A Octavio Rojas Soto que en su breve estadía en CZA compartió su conocimiento para la elaboración y verificación de los modelos de distribución.

Al CZA y CIEC por brindarme el espacio físico y el intercambio de saberes con compañeros y docentes.

A mis padres, que con amor me hicieron conocer la naturaleza.

A mis hermanas que me apoyan en el trabajo cotidiano.

A mis amigos y compañeros de vida, con quienes compartimos ideas y experiencias para crecer cada día.

Resumen

En el contexto de cambio global actual, es necesario redoblar los esfuerzos por conservar la biodiversidad y los ecosistemas naturales. El cambio de uso de suelo, en sinergia con el cambio climático, están señalados como dos de las principales amenazas sobre la biodiversidad, con efectos poco conocidos a nivel de comunidades y ecosistemas. El estudio de redes tróficas permite la determinación de especies clave para la estabilidad de los sistemas naturales, permitiendo concentrar los esfuerzos de conservación sobre especies con alto impacto. Este trabajo busca determinar las especies vegetales clave en el sostenimiento de una comunidad interactiva de insectos y analizar las respuestas de estas especies al cambio de uso de suelo y cambio climático. Para esto, utilicé una comunidad de plantas, minadores de hoja y sus parasitoides asociados al pedemonte de la ladera oriental de las Sierras de Córdoba en la región del Gran Chaco para simular extinciones de plantas. Las extinciones fueron orientadas a características de las especies y de su posición dentro de la red de interacciones, registrando el efecto de cada remoción sobre la red de interacciones resultante. Una vez seleccionadas las especies clave, utilicé técnicas de modelado de distribución de especies en condiciones actuales y futuras, y mapas de cobertura de suelo, para analizar cómo el Cambio Climático y cambio en el uso de suelo, podrían impactar sobre la subsistencia de estas especies. Las especies de plantas cuyas remociones impactaron más fuertemente en la estructura de la red trófica son aquellas con numerosas interacciones y alta centralidad. La ausencia de especies con mucha riqueza y diversidad de interacciones (Grado y Compañeros Efectivos) y centrales (Cercanía) afectó fuertemente a la estructura de la sub red planta-herbívoro, y de manera más difusa a la sub red herbívoro-parasitoide. De las especies clave detectadas con mayor influencia sobre las redes tróficas seleccioné a *Solanum argentinum* y *Chromolaena hookeriana* para los análisis subsiguientes. Según los modelos realizados, ambas especies están en proceso de retracción de su área de distribución potencial, debido a una disminución en el área climática óptima a futuro. Además, el avance de la frontera agrícola contribuiría a esta retracción en zonas bajas que sufren en mayor medida el cambio de uso de suelo. Localmente, resulta preocupante cómo los factores analizados podrían alterar las poblaciones de *C. hookeriana*, ya que es altamente sensible a modificaciones antrópicas y en el Chaco Serrano se espera que las condiciones climáticas aptas para esta especie se

pierdan hacia el año 2050. El estudio de comunidades en un contexto interdisciplinar, permite una aproximación más realista al estudio del cambio global en las comunidades. De esta manera analizando el efecto del CCG en especies clave podemos tomar decisiones informadas para mitigar el efecto acumulado en las cadenas tróficas.

1 Introducción

Nuestro planeta atraviesa una crisis global de biodiversidad considerada como la sexta extinción en masa y, a diferencia de las anteriores, la principal causa de la actual son las actividades de la especie humana. En efecto, las elevadas tasas de extinción actuales están directamente relacionadas con el aumento de la población humana ya que son ocasionadas por la pérdida de hábitat, la explotación intensiva de los recursos naturales y el cambio climático, entre los factores de mayor importancia (Ceballos et al., 2015). Por todo esto, resulta necesario redoblar esfuerzos y recursos para conservar la biodiversidad y aliviar las presiones sobre los ecosistemas naturales.

La pérdida y fragmentación de hábitats son las principales causas de extinción de especies (Laurance et al., 2012; Pimm et al., 2014.) y, consecuentemente, la intensidad de estos procesos resulta mayores en regiones aptas para la producción intensiva de alimentos (Dobrovolski et al., 2014). Este es el caso del Gran Chaco Sudamericano donde las acciones de conservación resultan urgentes para mitigar el riesgo de extinciones (Frate et al., 2015; Nori et al., 2016). Desde su relevamiento en el 1979, los bosques cerrados en esta región ocupan una considerable proporción en áreas prioritarias. Hacia el 2010 presentan fuerte reducción a un 15 % de su extensión y reemplazo de vegetación cultural, en respuesta a las altas tasas de deforestación (Hoyos et al., 2012). En este proceso, las comunidades del Chaco son reemplazadas por bosques secundarios, arbustales, pasturas halófitas y vegetación cultural. Cabe destacar que las zonas de transición entre el Chaco y regiones aledañas como Espinal o Yungas están siendo igualmente vulneradas por su potencial agrícola, teniendo urgente necesidad de acciones de conservación (Nori et al., 2017), dado que la agricultura se está expandiendo en las zonas marginales de los bosques originales (Volante et al., 2016). En el bosque serrano del centro-norte de Argentina, esta retracción es aún más fuerte llegando tener una pérdida de más del 90% de la cobertura original (Zak et al., 2004).

En sinergia con el avance agrícola, el Cambio Climático Global (CCG) impulsado por las emisiones de gases de efecto invernadero, es otra de las principales amenazas para los ecosistemas. Las concentraciones de CO₂ han aumentado en un 40% desde la era preindustrial como consecuencia del uso de combustibles fósiles y del cambio de uso del suelo (Stocker et al., 2013). En tal sentido, casi la totalidad del planeta ha experimentado un

aumento de la temperatura de superficie de 0,85 ° C en el período 1880-2003 (Stocker et al., 2013). El CCG es señalado como una importante amenaza sobre las especies y sus poblaciones debido a que tiene implicancias ecológicas y fisiológicas que se evidencian tanto a escala local (por ejemplo, como cambios demográficos), como regional (como modificaciones en superficie ocupada y cambios en los rangos de distribución de las especies) (Lenoir et al., 2008). Considerando que el clima resulta una de las principales modeladoras de la distribución de una especie, es importante considerar que no todas las especies son capaces de adaptarse a cambios climáticos pronunciados en periodos cortos de tiempo (Araújo y New, 2007).

De este modo, si una especie no es capaz de migrar siguiendo el desplazamiento de sus condiciones propicias (i.e. su nicho climático), o de adaptarse rápidamente a los cambios locales en el clima *in situ*, se extinguirá localmente (Bellard et al., 2012). Lógicamente, esto está fuertemente influenciado por la vagilidad de la especie en cuestión y las características de la matriz por la cual debe desplazarse (Bellard et al., 2012), más aún en paisajes altamente modificados por el hombre que obstaculizan la dispersión y el establecimiento de las poblaciones (García et al., 2014). Así, los cambios en los rangos de distribución pueden ocurrir por cambios en las condiciones climáticas adecuadas que generan expansión o reducción del área de distribución de las especies y pueden resultar en reensambles con potenciales implicancias en las interacciones y comunidad resultante (García et al., 2014). En tal sentido, las comunidades de ambientes de montaña son particularmente vulnerables al cambio climático (Lenoir et al., 2008; Engler et al., 2011), pudiendo generarse cambios en los ensambles propios de cada piso altitudinal (García et al., 2014).

No todas las especies responden de igual manera a los disturbios ambientales, ni todas las especies tienen el mismo efecto sobre las comunidades donde se desarrollan. En tal sentido, el análisis de redes tróficas brinda información sobre la estructura, funcionamiento y estabilidad de los ecosistemas a la vez que aporta información sobre el rol de especies particulares (Evans et al., 2013). Estudios previos mostraron que las redes ecológicas presentan patrones estructurales tales como alta conectividad en comparación con redes constituidas al azar, con influencias indirectas entre especies que no están conectadas directamente (Montoya y Solé, 2002). Además, las redes ecológicas presentan una distribución asimétrica de las interacciones donde pocas especies tienen muchas

interacciones y muchas especies tienen pocas interacciones (Vázquez et al., 2009). Si bien estos patrones pueden tener diversos orígenes, algunos de estos podrían responder principalmente a la abundancia relativa de las especies y a su distribución espacio-temporal (Vázquez et al., 2009). De acuerdo a esto y como regla general, las especies con mayor abundancia tendrán más interacciones que las especies raras y, al mismo tiempo, la ocurrencia de las interacciones dependerá de que un par de especies se encuentren en el mismo lugar al mismo tiempo.

En las redes ecológicas, las interacciones entre especies pueden propagar los efectos de los disturbios mediante efectos en cascada (Knigh et al., 2005; Colwell et al., 2012). De esta manera, la pérdida de una especie asociada a la pérdida de otra es lo que se define como coextinción o extinción secundaria (Koh et al., 2004), y la robustez de una red es definida como proporción de especies que permanecen conectadas a una red luego de que se extingue una especie (Evans et al., 2013). Debido a la información que aporta la robustez de una red, este índice se ha convertido en una característica relevante de evaluar en estudios de restauración y conservación de comunidades (por ejemplo, Kaiser Bunbury et al., 2010; Pocock et al., 2012; Evans et al., 2013). En tal sentido, se ha observado que la remoción simulada de las especies más conectadas de una red puede generar un mayor número de extinciones secundarias y compartimentalización (i.e. subdivisión en grupos interactivos) de la comunidad remanente (Solé y Montoya, 2001; Ebenman y Jonsson, 2005). Es por ello que la robustez se relaciona con la conectividad de una red, teniendo en cuenta que, a mayor riqueza de interacciones por especie, mayor robustez tendrá la red de interacciones (Visser et al., 2011).

La distribución asimétrica de las interacciones en una red, implica que existen especies que son críticas para el sostenimiento de las redes ecológicas porque contribuyen en gran medida a su estabilidad (Ebenman y Jonsson 2005; Lewinsohn y Cagnolo, 2012; Vieira et al., 2013). Consecuentemente, resulta importante determinar cuáles son las especies clave en un sistema a fin de evaluar potenciales amenazas asociadas a la persistencia de las mismas. En tal sentido, resulta importante indagar acerca de si estas son vulnerables a los cambios en las medidas de CCG descritas inicialmente (Solé y Montoya, 2001). Para ello, se desarrollaron métodos que, utilizando diferentes índices que describen la posición de las especies en la red de interacciones, permiten la identificación de estas “especies clave” con

la finalidad de valorar la contribución individual de cada especie a la estabilidad de la red de la que forman parte (Jordán et al., 2003; Ebenman y Jonsson, 2005; Estrada, 2007).

En un sistema biológico, constituido por especies de diferentes niveles tróficos y sus interacciones, podría esperarse que existan especies clave de acuerdo a su conectividad y posición dentro de la red trófica. Si estos atributos de las especies no fueran determinantes, entonces el efecto masa de las especies grandes, abundantes o frecuentes tendría mayor influencia en la comunidad. (Vázquez et al., 2009). Considerando una comunidad biológica de plantas, e insectos asociados del pedemonte del Chaco Serrano de Córdoba, se espera que las especies de plantas con muchas interacciones, en posiciones centrales de la red respecto al resto de las especies, comunes y/o de gran tamaño resulten clave en una comunidad interactiva de plantas, minadores de hoja y sus parasitoides. Asimismo, se espera que dos de los principales impactos antrópicos sobre los sistemas naturales (el cambio climático y el cambio de uso de suelo) generen modificaciones importantes en toda el área de distribución de dichas especies. En relación a ello, se espera que a escala local el impacto del cambio climático sea más severo si las poblaciones de las especies claves se encuentran en los márgenes australes de sus distribuciones o en zonas elevadas. Finalmente, en relación al patrón geográfico de cobertura de suelo se espera que, si las especies claves halladas se distribuyen principalmente en zonas bajas, el impacto del cambio de uso de suelo será mayor sobre ellas.

Bajo estas hipótesis se plantea como **objetivo general** evaluar el impacto del cambio climático global y cambio de uso de suelo sobre especies vegetales clave de las comunidades de plantas e insectos asociados al pedemonte de la ladera oriental de las Sierras de Córdoba en la región del Gran Chaco.

Para ello plantearon los siguientes **objetivos específicos**:

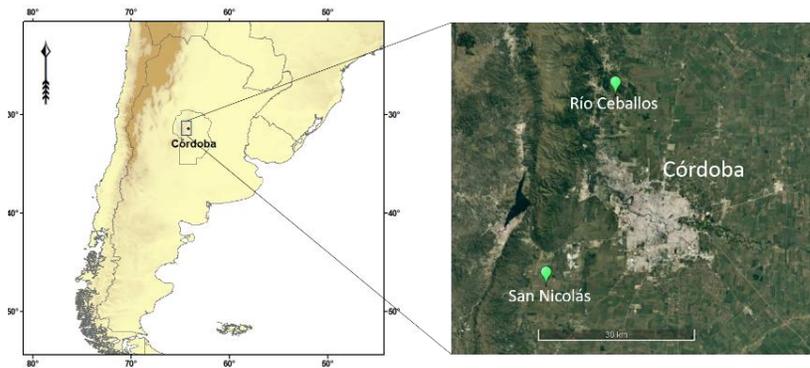
1. identificar especies clave de plantas de acuerdo a su efecto sobre la estructura de una red de plantas-herbívoros-parasitoides correspondiente al pedemonte de la ladera oriental de las Sierras chicas de Córdoba a través de experimento de remociones simuladas de las especies, y evaluar los factores asociados a su rol como especie clave;
2. determinar zonas de distribución potencial de especies clave
3. estimar el efecto que el cambio climático y cambio en el uso de suelo tendrían sobre la distribución potencial de las especies clave identificadas.

2 Materiales y métodos

2.1 Sistema de estudio

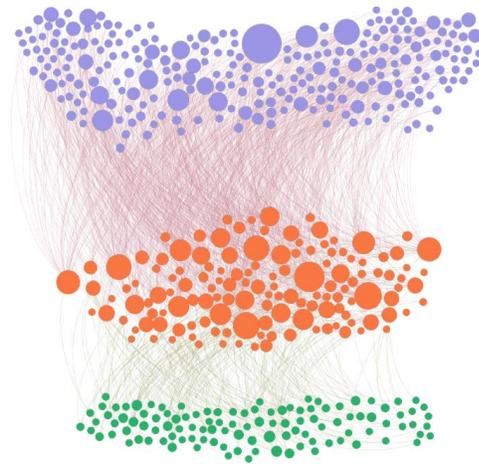
La red de interacciones tróficas entre plantas, minadores de hoja y parasitoides que se utilizó en este trabajo fue elaborada a partir de datos colectados en el pedemonte de la ladera oriental de las Sierras de Córdoba en la región del Gran Chaco ($31^{\circ}10'S$ a $31^{\circ}30'S$ y $64^{\circ}00'O$ a $64^{\circ}30'E$, elevación media 700 m.s.n.m.). Para la obtención de los datos, se seleccionaron 19 sitios (5 en la región de San Nicolás y los restantes en Río Ceballos, Fig. 1), donde se colectaron hojas conteniendo larvas de insectos minadores sobre 5 transectas de 50m de largo, durante cuatro visitas en dos temporadas (años 2002-2003). Las hojas minadas fueron mantenidas en laboratorio hasta la obtención de insectos adultos que fueron identificados y contados en el marco de la Tesis Doctoral de L. Cagnolo.

Figura 1. Ubicación del área de estudio y los sitios muestreados para construir la red trófica de plantas, minadores de hoja y sus parasitoides en el pedemonte de la ladera oriental de las Sierras de Córdoba en la región del Gran Chaco en el centro de Argentina.



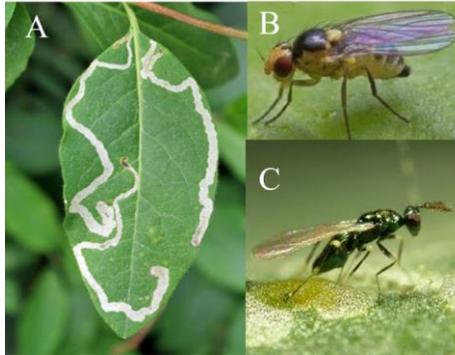
Esta red está constituida por 501 especies, siendo un 23% plantas, 27% minadores de hojas y 50% parasitoides, con un total de 1448 interacciones de herbivoría y parasitoidismo (Cagnolo et al., 2011) (Fig. 2).

Figura 2. Gráfico de la red de interacciones estudiada donde los círculos representan a las especies y su tamaño es proporcional al Grado o riqueza de interacciones, mientras que las líneas representan los vínculos. Se muestran en verde las plantas, en naranja los minadores de hojas y en violeta los parasitoides.



Las plantas involucradas pertenecen a numerosas familias y grupos funcionales, incluyendo hierbas, pastos, arbustos, enredaderas y árboles (Valladares et al., 2006). Los minadores de hojas son insectos herbívoros de los órdenes Diptera, Lepidoptera, Hymenoptera y Coleoptera, cuyas larvas se desarrollan en el interior de las hojas, alimentándose del mesófilo, lo que genera túneles internos de fácil detección (Fig. 3) por parte sus enemigos naturales, principalmente parasitoides del orden Hymenoptera (Cagnolo et al., 2011).

Figura 3. Sistema biológico de estudio mostrando los túneles que generan los minadores de hojas en el mesófilo de las hojas (A), un adulto minador de hoja (B) y un adulto parasitoide (C).



2.2 Identificación de especies clave

2.2.1 Caracterización de las especies vegetales

Para describir a las especies de plantas de acuerdo a su posición en la red de interacciones se utilizaron índices desarrollados por diversos autores, compilados en el paquete bipartite (Dormann et al. 2008), bajo el entorno de R (R Core Team, 2017). Además, se incluyó la forma de vida de las especies y estimaciones de frecuencia y abundancia en los sitios de muestreo de acuerdo a censos realizados por Cagnolo et al. (2006).

Los “Índices de red” que se utilizaron para describir a las especies vegetales se basan en los siguientes parámetros:

- L : número de interacciones en una red;
- I : número de especies del nivel trófico inferior;
- J : número de especies del nivel trófico superior;
- a_{ij} : número de individuos involucrados en interacciones entre la especie i y la especie j , comúnmente llamado peso o intensidad de la interacción;
- A_i : número total de individuos involucrados en todas las interacciones de la especie i ;
- A_j : número total de individuos involucrados en todas las interacciones de la especie j ;

Utilizando estos parámetros de la red de interacciones y para determinar la importancia de las especies de plantas de acuerdo a sus características y posición en la red, se calcularon los siguientes “Índices de especie”:

Grado: riqueza de interacciones de una especie (Dormann et al., 2009). Este índice brinda información acerca del nivel de especialización, donde valores relativamente altos indican generalidad y mayor centralidad en la estructura de la red (Newman, 2003).

Compañeros efectivos: es la versión ponderada del *Grado* dado que considera tanto la riqueza y como el número de individuos involucrados en las interacciones, y se calcula como un índice de Shannon (Dormann et al., 2009). De esta manera, a mayor cantidad de compañeros efectivos, una especie es más generalista y está más conectada con el resto de la red (Bersier et al., 2002) .

Intermediación: es una medida de centralidad de cada especie en la red según su posición como intermediaria entre el resto de las especies (Dormann et al., 2009). Este índice es estimado como la proporción de todas las vías cortas (i.e. número mínimo de vínculos entre cualquier par de especies) que pasan a través de una especie (Newman, 2003). Entonces, a mayor intermediación, la especie tiene mayor importancia como conectora de otras especies en la red que participa.

Cercanía: centralidad de las especies según la distancia, medida en número de vínculos, a otras especies en la red (Dormann et al., 2009). Este índice se calcula como la inversa de la distancia (número de vínculos) promedio de cada especie a todas las otras especies de la red. Una baja cercanía indica una posición periférica o débilmente conectada a la red (Newman, 2003).

Forma de Vida: modo de crecimiento según la forma general de la planta. Se considera que especies de mayor tamaño y que perduren en el tiempo sostendrán una comunidad más diversa y abundante de insectos asociados (Lewinsohn et al., 2005). De esta manera,

clasifiqué a las especies de plantas en categorías de importancia decreciente para las comunidades asociadas teniendo en cuenta la permanencia en el sistema y su tamaño: árbol, arbusto o sub-arbusto perenne, enredadera perenne, hierba perenne y hierba o enredadera anual.

Frecuencia: número de sitios donde fue registrada la especie según Cagnolo et al. (2006). En este estudio considero que cuanto más frecuente sea la especie en el sitio de estudio, más importante será para la comunidad de especies asociadas (Lewinsohn et al., 2005) .

Abundancia: porcentaje de cobertura promedio en 19 sitios de Chaco Serrano donde se muestreó la red en estudio (Cagnolo et al., 2006). Como en el caso anterior, se considera que, a mayor abundancia, mayor importancia tendrá en la red de interacciones (Lewinsohn et al., 2005).

2.2.2 Extinciones simuladas de especies vegetales

Para concentrar los análisis sobre las especies más importantes, se seleccionaron las primeras 20 especies vegetales que resultaron del ordenamiento de todos los “Índices de especies” descritos en la sección anterior. Para las 20 especies seleccionadas según cada índice, se realizaron remociones simuladas en eventos independientes (una especie por vez), cuantificando el efecto resultante en la red de interacciones (ver la lista de plantas removidas en la Tabla 7 del Anexo).

Se realizaron las extinciones simuladas sobre una matriz de interacciones donde se ubicaron los tres niveles tróficos: plantas (*pl*), minadores de hojas (*min*) y parasitoides (*par*), con sus respectivas interacciones entre niveles sucesivos. Cada celda de la matriz representa la intensidad de interacción entre dos especies. Finalmente, al final de cada fila y columna de la matriz están las sumatorias de las interacciones que realiza cada especie de herbívoro y parasitoide (Fig. 4).

En cada remoción puntual de las especies de plantas, se eliminó la fila que contiene a la especie con sus respectivas interacciones. Posteriormente, se registraron las especies de herbívoros cuya suma marginal en la matriz de interacciones resultara igual a cero, esto implica que los herbívoros se extinguen al desaparecer la planta removida. En este caso, se eliminaron también la/s columna/s que representan el/los minador/es de hoja afectado/s y sus interacciones en la sub red de parasitoidismo. Como tercer paso, se repitió el procedimiento eliminando las especies de parasitoides que resultan con suma marginal igual a cero como producto de la extinción de los minadores. Cada extinción simulada generó una matriz de interacciones resultante donde faltaban la planta removida, las interacciones que ocurrían asociadas a esta y las especies tanto de herbívoros como parasitoides que quedaban desconectadas (i.e. sumas marginales igual a cero) (Fig. 4).

Figura 4. Ejemplo esquemático de la matriz de trabajo donde se simularon las extinciones de especies vegetales y se estimaron el efecto sobre las redes de herbivoría (naranja) y parasitoidismo (amarillo). En rojo se ejemplifica la cascada de extinciones ocasionada por la remoción de pl_2 (1), extinción secundaria de min_2 (2) y extinción terciaria de par_2 (3), y las “x” representan los valores que se convierten en sumas marginales = 0. A partir de cada secuencia de extinciones, se generó una matriz resultante para cada especie de planta removida.

Plantas	Minadores de Hojas				
	min_1	min_2	min_3	min_n	
pl_1	3	0	0	0	
pl_2 × 1	0	14	0	0	
pl_3	1352	0	0	16	
pl_4	0	0	35	0	
Σ Interacciones herbivoria	1355	14 X	35	16	
Parasitoides					Σ Interacciones parasitismo
par_1	0	0	0	108	108
par_2 3	0	34	0	0	34 X
par_3	0	0	64	0	64
par_4	8	0	0	0	8

Cabe destacar que la evaluación de los efectos de las extinciones simuladas implica el supuesto de que los insectos asociados no utilizarán otro/s hospedadores ante la ausencia de

las plantas eliminadas. Si bien esto puede ser cierto para especies especialistas estrictas, otras especies podrían sobrevivir utilizando hospedadores alternativos menos preferidos (Magalhães et al., 2014).

2.2.3 Descripción de las redes de interacción

Para cada una de las matrices de interacción resultantes luego de efectuar las extinciones simuladas y para la matriz original, se calcularon índices que describen distintos aspectos de la estructura de redes utilizando el paquete bipartite (Dorman et al., 2008), en el programa R (R Core Team, 2017). Se calculó separadamente los índices para la matriz de herbivoría (plantas y minadores de hojas) y para la matriz de parasitoidismo (minadores de hojas y parasitoides), utilizando los siguientes “Índices de red”:

Conectancia: proporción realizada del total de interacciones posibles. Este índice depende de la cantidad de especies que tiene la red y del número de interacciones. Cuanto mayor resulta la conectancia en una red las especies se encuentran, globalmente, más conectadas y la influencia mutua es mayor (Fonseca y John, 1996).

Vínculos por especie: promedio de número de vínculos por especie. Al igual que la conectancia, cuantos más vínculos tengan las especies en una red, más conectadas y mayor influencia mutua tendrán las especies (Fonseca y John, 1996).

Número de módulos: los compartimentos o módulos son subconjuntos de especies que interactúan más frecuentemente entre ellas que con el resto de la red (Lewinsohn et al., 2006). Por ejemplo, en redes con interacciones altamente especializadas como las de este estudio, existen módulos o compartimentos asociados a la filogenia de las especies (Cagnolo et al., 2011). La pérdida de especies muy conectadas podría provocar que aumente el número de módulos en la red.

C-score: medida promedio de la segregación entre pares de especies, de acuerdo a las especies con las que interactúan. Este índice podría reflejar la existencia de competencia o preferencia diferencial por distintos recursos (Stone y Roberts, 1992). Los valores de C-score cercanos a 1 indican segregación y los valores cercanos a 0 indican agregación de especies (Dormann et al., 2009).

Densidad de interacciones: número medio de interacciones por especie, considerando tanto la riqueza de interacciones como la intensidad de las mismas (Dormann et al. 2009).

Equidad de interacciones: representa la distribución proporcional de los individuos involucrados en interacciones entre todas las interacciones de la red. Calculé este índice como el índice de diversidad específica de Shannon, pero en el marco de una red trófica considerando la frecuencia (número de individuos involucrados) y la riqueza de interacciones. Este índice es mayor cuanto más equitativamente estén representados los individuos en las distintas interacciones (Dormann et al., 2009).

Anidamiento: tipo de organización de matrices donde las especies con mayor riqueza de interacciones (generalistas) se vinculan con generalistas y especialistas, mientras que las especialistas se vinculan solo con generalistas. De esta manera, al ordenar a las especies desde las más generalistas a las más especialistas, agrupé las interacciones en el rincón superior izquierdo de la matriz (Lewinsohn et al., 2006). El índice entonces, refleja la desviación de la matriz de su condición de máximo anidamiento (Almeida-Neto y Ulrich, 2011).

Robustez: es el área bajo la curva resultante de la relación entre el número de especies que permanecen en la red en función de las extinciones primarias. De esta manera, un valor mayor de robustez indica una menor cantidad de extinciones secundarias por cada evento de extinción primaria (Dormann et al., 2009).

2.2.4 Determinación de especies clave

Para evaluar qué especies vegetales (www.darwin.edu.ar) resultan clave en la comunidad estudiada y determinar qué características de las especies (Índices de especie) tiene un efecto mayor sobre la estructura de la red (Índices de red), se calculó el efecto de cada especie como la diferencia entre el valor del índice para la red observada menos el valor del índice para la red resultante (D) luego de cada evento de extinción. Luego se evaluó mediante correlaciones de Spearman la relación entre los valores de índices de especie de planta removida y D. Esto permitió determinar cuál/es de los criterios de ordenamiento (“Índices de especie”) se correlacionaron más fuertemente con el cambio que genera la ausencia de una especie de planta. En este sentido, las especies con mayores efectos de acuerdo a los índices de especie

que posean los mayores coeficientes de correlación, serán catalogadas como clave por el efecto que tiene su ausencia en los “Índices de red”.

2.3 Estimación del efecto del cambio climático y cambio de uso de suelo sobre la distribución de especies clave

Una vez seleccionadas las especies clave de acuerdo a su efecto sobre la comunidad interactiva, se determinó la distribución de estas especies con el objetivo de estimar el efecto potencial del cambio climático y de uso de suelo sobre la distribución de las especies. Cabe destacar que del subconjunto de especies clave seleccionadas se eligió a aquellas que cumplieran una serie de requisitos necesarios para realizar los modelos de distribución. Entre estos requisitos están: contar con registros confiables de presencia a lo largo de toda su área de distribución, tener un status taxonómico resuelto para evitar sinonimias, tener un rango de distribución regional para evitar distribuciones cosmopolitas, y que no estén emparentadas a nivel de familia. Este último requisito fue tenido en cuenta considerando que esta red trófica se estructura en compartimentos que responden a la filogenia de las especies vegetales, y a que los insectos asociados dependen de los rangos de distribución de las plantas hospedadoras (Cagnolo et al., 2011).

Una vez definidas las especies focales, se realizaron modelos de distribución de especies para estimar los sitios habitables en las zonas históricamente accesibles. Los modelos realizados, fueron proyectados a escenarios de cambio climático futuro para evaluar potenciales modificaciones en las áreas de distribución para el año 2050. Asimismo, se analizó el área con influencia antrópica en las zonas habitables para las especies de interés como se detalla a continuación.

2.3.1 Obtención de Registros de ocurrencia

Se elaboró una base de datos con los registros de presencia de las especies vegetales seleccionadas en base a material específico proveniente de la colección de referencia del Museo Botánico de Córdoba, y registros de presencia provenientes de relevamientos a campo, pertenecientes a toda el área de distribución de las especies. La nomenclatura de las

especies vegetales se consultó en la base de datos del Instituto de Botánica Darwinion (www.darwin.edu.ar).

2.3.2 Estimación de las distribuciones de especies clave

En la elaboración del modelo de distribución de especies se utilizó la teoría Biótica-Abiótico-Movilidad (BAM) de Soberon y Peterson (2005). Este modelo relaciona características ambientales y geográficas que tienen las distribuciones, mediante la intersección de tres componentes: el componente B, constituido por condiciones bióticas como recursos, competencia con otras especies o enfermedades; el componente A, representado por las condiciones abióticas como el clima óptimo para cada especie; y el componente M, que son los sitios en el paisaje accesibles para la especie. Este método asume que las poblaciones de una especie nativa se encuentran sólo en la intersección de estos componentes ($B \cap A \cap M$) (Soberón y Peterson, 2005).

Considerando la dificultad asociada a la cuantificación de los factores bióticos que podrían ser relevantes para “modelar” la distribución de una especie en el análisis de modelo del nicho (como por ejemplo competencia que pueda impedir que la especie habite un sitio climáticamente adecuado y accesible para ella), no fueron considerados en este trabajo y el análisis se basa en los componentes A y M.

Se estimaron los sitios accesibles para las especies (componente M) a partir de los mapas de ecorregiones (Olson et al., 2001), debido a que estas son regiones caracterizadas por una historia común que es consecuencia de una biota compartida. Se consideraron sitios accesibles para las especies aquellas ecorregiones con al menos un registro de presencia, asimismo se consideró dentro del espacio M a las zonas de amortiguamiento de dichas ecorregiones (zona buffer de 20 km) las cuales podrían corresponder a zonas de potencial dispersión. De esta manera, los modelos finales representaron las áreas que poseen condiciones ambientales favorables para las especies de interés en las zonas que han sido accesibles para la mismas (Medina et al., 2016).

En la determinación del componente A se utilizó el Método de Máxima Entropía (*MaxEnt*, Phillips et al., 2006), para obtener la distribución geográfica de las especies en base a sus requerimientos ecológicos. *MaxEnt* utiliza los registros de presencia de las especies y de

zonas aleatorias del entorno (caracterizado dentro de la capa M) para realizar el modelado. Este modelado se realiza extrayendo los valores que toman las variables ambientales en esas localidades para la caracterización del “nicho climático” de la especie, el cual es mapeado posteriormente. Entonces, las presencias representan muestras del nicho realizado de la especie y las dimensiones ambientales consideradas son caracterizaciones del nicho ecológico fundamental. El método asigna un valor de probabilidad del espacio geográfico en función de esa descripción y, entonces, las áreas proyectadas constituyen su distribución potencial (Elith et al., 2010; Anderson et al., 2011).

Se realizaron modelos para la distribución total de cada especie, se calibraron y proyectaron al espacio M previamente determinado. Finalmente, se proyectaron los modelos de nicho ecológico generados en condiciones actuales, bajo las mismas variables climáticas, pero en condiciones futuras a fin de determinar el efecto potencial del CCG en la distribución de las especies clave (Franklin, 2009; Anderson et al., 2011).

Debido a que las proyecciones de los modelos son mapas de valores continuos en los cuales cada pixel posee un valor determinado de idoneidad, se seleccionó un umbral de corte para generar una predicción binaria de presencia/ausencia a partir de cada escenario proyectado. Dicho valor fue determinado en función de los registros de presencia de las especies, y fue el valor mínimo en el cual el 90% de las presencias quedaban dentro del área predicha (aceptando una tasa de omisión del 10%). Se seleccionó dicho umbral atendiendo a la posibilidad de errores en el proceso de armado y filtrado de la base de datos y georeferenciación de los registros. A partir de los mapas binarios fue posible comparar y analizar las pérdidas (retracción), ganancias (expansión) o estabilidad de las áreas idóneas para la presencia de las especies.

En el análisis de los escenarios futuros también se consideraron dos hipótesis de respuesta de las especies: primero una de dispersión ilimitada, donde se considera que la especie podría ocupar todos los sitios ambientalmente adecuados según el escenario futuro (escenario dispersalista); y segundo (no dispersalista), la especie no va a poder ocupar los sitios de expansión (i.e. sitios ambientalmente disponibles a futuro pero no adecuados en el escenario actual) y solo se considera el área de estabilidad climática (i.e. sitios adecuadas en el presente y en el futuro). De esta forma, el escenario no dispersalista permite un análisis más

conservador, donde se tienen en cuenta límites temporales de dispersión y deterioro de la matriz donde tiene que dispersarse la especie (Pearson et al., 2006).

En cada especie, se realizaron diez réplicas del modelo en el escenario actual y futuros. Se evaluaron estos escenarios utilizando 20% (al azar en cada réplica) de los registros como “datos de prueba” con el fin de calcular el parámetro Área Bajo la Curva (Area Under Curve, AUC; Fielding y Bell, 1997.).

Las evaluaciones de los modelos de distribución suelen presentar errores de omisión (falsos negativos, donde se predice presencia donde la especie no está presente) y errores de comisión (falsos positivos, donde existen presencias que quedan fuera del área predicha). El análisis de AUC grafica la sensibilidad del modelo o la capacidad de predecir presencias (1 - tasa de omisión) versus 1 - Especificidad (tasa de comisión). De esta forma se puede conocer el poder de predicción ya que a medida que el AUC se hace mayor al 0,5 esperado por azar y se acerca a 1, nos alejamos de los errores de omisión y comisión. Este parámetro de evaluación tiene la ventaja de ser independiente del umbral elegido para realizar los mapas de predicción binarios, sin embargo, en materia de modelos de distribución ecológicos, tienen diferente poder de análisis de acuerdo al algoritmo utilizado (Peterson et al., 2008). Por esto y para complementar la validación del modelo también se utilizó la prueba Roc Parcial (Barve, 2008), que evalúa el modelo considerando un valor de tasa de omisión permitido. Esta prueba analiza un subconjunto del gráfico realizando una proporción entre el área predicha y el área esperada por azar, por lo que mientras el valor de AUC_{tasa} que arroja se aleje de 1 (igual al a azar), indica el mayor poder predictivo del modelo (Peterson et al., 2008).

2.3.3 Datos Climáticos y Topográficos

En la realización del modelado se utilizaron variables bioclimáticas presentes y futuras disponibles en www.worldclim.org.ar. Dichas variables se obtuvieron a una resolución de 2,5 minutos de arco para el periodo 1950-2000 (Hijmans et al., 2005). Se seleccionaron las variables climáticas a partir de un análisis de correlación para tomar un subconjunto del total de 19 variables disponibles. Las variables que se utilizaron fueron: temperatura media del trimestre más cálido (°C), precipitación del mes más cálido (mm), precipitación del mes más

seco (mm), estacionalidad de la precipitación (coeficiente de variación) y precipitación del trimestre más frío (mm). La única variable topográfica utilizada en el modelo fue la pendiente extraída de Moore et al. (2011).

En las condiciones climáticas futuras al año 2050, se utilizaron estimaciones según dos diferentes escenarios RPC (rutas representativas de concentración de gases de efecto invernadero): a) RPC 26 que corresponde a un escenario con más acciones de mitigación para limitar la generación de los gases de efecto invernadero y prevé un aumento de la temperatura global de 2°C; b) RCP 85 el cual considera grandes emisiones futuras y un cambio en la temperatura de hasta 10°C, teniendo consecuencias más drásticas en el cambio climático (Stroker et al., 2013).

Las proyecciones de las variables climáticas y de los escenarios RCP fueron incorporadas a partir de modelos de circulación global, que son representaciones de los procesos físicos de la atmósfera, océano, criósfera y superficie de la tierra. Estos simulan la respuesta del sistema de clima global al aumento de los gases invernaderos para proveer geográfica y físicamente, estimaciones del cambio global y regional requeridos en los análisis de CCG (Stroker et al., 2013).

Teniendo en cuenta el nivel de incertidumbre que los modelos de circulación global generan sobre las proyecciones de los modelos de distribución de especies (Diniz-Filho et al., 2009), se consideraron dos escenarios diferentes: el Coupled Model 5 A, de baja resolución del Instituto Pierre Simon Laplace (IPSL-CM5A-LR) y el Model for Interdisciplinary Reserch on Climate versión 5 (MIROC5). Estos modelos son de circulación global y fueron recopilados para el quinto Informe de Evaluación del Panel Intergubernamental de Cambio Climático (Stroker et al., 2013).

El modelo IPSL-CM5A-LR incluye la dinámica del ciclo de carbono, química de la tropósfera y estratósfera, y la representación de los gases aerosoles. Realiza una descripción de los procesos físicos y biogeoquímicos relevantes para el sistema climático, por lo que ha sido extensamente utilizado para escenarios de cambio socioeconómico (Dufresne et al., 2013). El segundo modelo que utilicé (MIROC5), se destaca por una mejora en las simulaciones de la variabilidad climática (como el fenómeno del Niño). El mejoramiento en los parámetros del clima que propone, hace un modelo más sensible a las fluctuaciones

internas del clima y a la respuesta de los factores externos como las emisiones de gases de efecto invernadero (Watanabe et al., 2013).

Considerando los dos modelos de circulación global y las dos rutas de dióxido de carbono, se realizaron las proyecciones en cuatro escenarios futuros:

- A: IPSL-CM5A-LR RPC 26
- B: MIROC5 RPC 26
- C: IPSL-CM5A-LR RPC 85
- D: MIROC5 RPC 85

Si bien el patrón geográfico de cambios es similar para diferentes escenarios, la magnitud de la temperatura y precipitaciones a nivel regional dependen en mayor medida del escenario de calentamiento global considerado (Dufresne et al., 2013), es por ello que consideré los escenarios C y D como los más drásticos (ver Figuras 12 y 13 en Anexo).

2.3.4 Análisis de cobertura de suelo

Finalmente, se analizó la cobertura de suelo en los sitios de distribución potencial para las especies focales, tanto en la estimación del estado presente como para predicciones futuras. Para ello, se superpusieron los mapas de distribución potencial generados con un mapa de cobertura de suelo de Sudamérica (Blanco et al., 2013). Previo a ello, se reclasificó el mapa original a fin de discriminar cobertura antrópica (únicamente a las áreas urbanas y las zonas cultivadas) de los demás tipos de cobertura. De esta forma se calculó y mapeó la superficie ocupada por condiciones climáticamente favorables para las especies en sitios de alto y bajo disturbio antrópico. Para realizar este análisis, solo se trabajó con el escenario futuro que mayor porcentaje de retracción de la superficie climática óptima resultó (ver resultados en la sección *distribución potencial de las variables climáticas actuales y futuras*).

3 Resultados

3.1 Efectos de las extinciones simuladas sobre la estructura de la red trófica

A los fines de identificar qué aspectos de las especies de plantas resultan relevantes para la comunidad en caso de un evento de extinción, se realizaron extinciones simuladas dentro de la red trófica de plantas y sus insectos asociados y se evaluó el efecto resultante sobre la misma. En la mayoría de los casos, las correlaciones entre los diferenciales de “Índices de red” y los “Índices de especie” en la sub red de herbivoría resultaron significativas. Por otra parte, en lo que respecta a la sub red de parasitoidismo que se encuentra conectada indirectamente a las plantas, los efectos de las extinciones simuladas fueron más difusos encontrándose índices de correlación menores a los de la sub red de herbivoría (Tabla 1).

La eliminación de plantas según Grado, Cercanía y Compañeros Efectivos mostraron los efectos más fuertes sobre la estructura de las sub redes de herbivoría y parasitoidismo. Específicamente, en el caso de la sub red de herbivoría, predominó el Grado y en la sub red de parasitoidismo la Cercanía (Tabla 1).

En la sub red de herbivoría, la remoción de especies con alto Grado se correlacionó con el cambio en 6 de los 8 estadísticos de red evaluados, con un rango de índice de correlación de 0,24 a 0,87. El cambio en los dos estadísticos de red restantes se correlacionó con la Cercanía y los Compañeros Efectivos (Tabla 1). Por otra parte, el efecto de eliminar las plantas fue más difuso en la sub red de parasitoidismo ya que los coeficientes de correlación estuvieron en un rango de 0,12 a 0,31. El índice de cercanía de la especie removida se correlacionó con cinco de los ocho “Índices de red” analizados, y los cambios en los restantes se correlacionan con el Grado, los Compañeros Efectivos y la Frecuencia. (Tabla 1).

Tabla 1. Coeficientes de correlación entre las características de las especies removidas de la red y el cambio en la estructura de sub redes de herbivoría y parasitoidismo. En negrita se destaca el mayor valor de correlación para cada diferencial de estadístico de red. N=20 en cada correlación.

Herbivoría								
Índices	D Conectancia	D Vínculos por especie	D Número de Módulos	D C.score	D densidad de interacción	D Equidad de interacción	D Anidamiento	D Robustez
Grado	0,65***	0,87***	-0,45***	-0,67***	0,30***	0,17***	0,50***	0,24^{ms}
Compañeros Efectivos	0,54***	0,69***	-0,28***	-0,31**	0,36***	0,02***	0,41***	0,13 ^{ns}
Forma de Vida	0,02 ^{ns}	-0,05 ^{ns}	0,08 ^{ns}	0 ^{ns}	-0,19 ^{ns}	0,08 ^{ns}	0,13 ^{ns}	0,01 ^{ns}
Intermediación	0,41***	0,51***	-0,28***	-0,53***	0,01 ^{ns}	0,17*	0,28**	0,20 ^{ms}
Cercanía	0,61***	0,49***	-0,50***	-0,45***	0,22**	0,07**	0,11 ^{ns}	0,13 ^{ms}
Frecuencia	0,05 ^{ns}	0,11 ^{ns}	-0,05 ^{ns}	-0,05 ^{ns}	0,14 ^{ns}	0	-0,03 ^{ns}	0,12 ^{ns}
Abundancia	-0,27 ^{ns}	-0,18 ^{ns}	0,23 ^{ns}	0,04 ^{ns}	0,10 ^{ns}	-0,08 ^{ns}	-0,33**	-0,06 ^{ms}
Parasitoidismo								
Índices	D Conectancia	D Vínculos por especie	D Número de Módulos	D. C.score	D densidad de interacción	D. Equidad de interacción	D Anidamiento	D. Robustez
Grado	0,06 ^{ns}	0,25*	0 ^{ns}	0,06 ^{ns}	0,23**	0,10**	-0,10 ^{ns}	-0,11 ^{ns}
Compañeros Efectivos	0,20 ^{ns}	0,31*	-0,17 ^{ns}	-0,08 ^{ns}	0,19**	0,09*	0,06 ^{ns}	0,03 ^{ms}
Forma de Vida	-0,08 ^{ns}	-0,14 ^{ns}	0,01 ^{ns}	-0,02 ^{ns}	0,06 ^{ns}	-0,17 ^{ns}	-0,13 ^{ns}	-0,08 ^{ms}
Intermediación	-0,03 ^{ns}	0,03 ^{ns}	0,13 ^{ns}	0,13 ^{ns}	-0,01 ^{ns}	0,03 ^{ms}	-0,02 ^{ns}	-0,17 ^{ms}
Cercanía	0,29***	0,14**	-0,31***	-0,29***	-0,07 ^{ns}	0,10**	0,17**	0,21**
Frecuencia	0,01 ^{ns}	0,23 ^{ns}	-0,03 ^{ns}	0 ^{ns}	0,03 ^{ms}	0,12*	-0,05 ^{ns}	-0,02 ^{ms}
Abundancia	-0,11 ^{ns}	0,03 ^{ns}	0,15 ^{ns}	0,09 ^{ns}	-0,03 ^{ns}	0,05 ^{ns}	-0,10 ^{ns}	0 ^{ms}

*: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$; ***: $p < 0,001$; ms: $0,1 < p > 0,05$; ns: $p > 0,1$

3.2 Selección de especies clave de la red de estudio

Teniendo en cuenta los tres “Índices de especie” que tienen mayor correlación con el cambio en la red trófica, se seleccionaron las especies vegetales con los valores más altos de Grado, Compañeros Efectivos y Cercanía (Tabla 2). Si bien la frecuencia tuvo el valor de correlación mayor con el cambio en Equidad de Interacciones de parasitoidismo, no se consideró para la lista de especies clave por no participar como “índice de especie” de importancia para ambas sub redes, atendiendo a los efectos a lo largo de los niveles tróficos.

Tabla 2. Lista de especies clave para comunidades de plantas, minadores de hoja y parasitoides en el pedemonte de la ladera oriental de las Sierras de Córdoba en la región del Gran Chaco, y los valores de “Índices de especie” que mostraron mayores correlaciones con los cambios en estructura de la red de interacciones en eventos de extinciones simuladas.

Especie Clave	Grado	Compañeros Efectivos	Cercanía
<i>Chromolaena hookeriana</i>	10	2,71	0,03
<i>Fleischmannia prasiifolia</i>	9	1,81	0,03
<i>Sida dictyocarpa</i>	8	4,37	0,01
<i>Bacharis salicifolia</i>	7	3,45	0,03
<i>Malvastrum coromandelianum</i>	6	3,15	0,01
<i>Sida rhombifolia</i>	6	2,92	0,01
<i>Salpichroa organifolia</i>	6	1,68	0,02
<i>Solanum argentinum</i>	6	2,51	0,03
<i>Pseudoabutilon virgatum</i>	6	5,21	0,01
<i>Solanum pseudocapsicum</i>	5	3,68	0,02
<i>Solanum chenopodioides</i>	4	3,22	0,02
<i>Malvastrum interruptum</i>	4	3,14	0,01
<i>Bidens pilosa</i>	5	3,13	0,03
<i>Chromolaena arnottiana</i>	4	3,00	0,03
<i>Chaptalia nutans</i>	3	2,05	0,03
<i>Conyza bonariensis</i>	6	2,31	0,03
<i>Arctium minus</i>	2	1,20	0,03

Se decidió trabajar con especies que no estén emparentadas a nivel de familia, que tuviesen una distribución acotada (no cosmopolita) y de las que hubiese datos de registros de presencia disponibles. De acuerdo a lo anterior, se seleccionaron las especies *Solanum argentinum* Bitter & Lillo, y *Chromolaena hookeriana* (Griseb.) R.M. King & H. Rob. Se trata de dos arbustos nativos simpátricos en parte de su área distribución, la cual incluye el Chaco Serrano (Fig. 5).

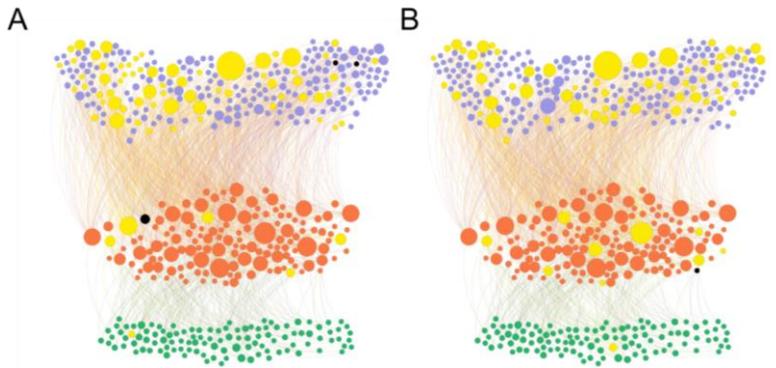
Solanum argentinum habita preferentemente en zonas bajas o de mediana elevación, sin embargo, puede encontrarse hasta los 3000 m de altura y es muy frecuente en terrenos baldíos y áreas antropizadas (Sérsic et al., 2006; Zuloaga y Morrone, 2007). Por otra parte, *Chromolaena hookeriana* habita desde los 400 hasta los 2000 msnm siendo más frecuente en zonas altas (Zuloaga y Morrone, 2007). En las simulaciones de extinción, ambas especies mostraron un fuerte efecto sobre la comunidad interactiva de plantas minadores de hoja y sus parasitoides en una región comprendida por el pedemonte de la ladera oriental de las sierras chicas de Córdoba (Fig. 6).

Figura 5. Especies vegetales clave de la comunidad de plantas e insectos asociados: *Solanum argentinum* (A) y *Chromolaena hookeriana* (B). Imágenes extraídas de www.darwin.edu.ar.



Figura 6. Esquema de la red de interacciones entre plantas (verde), insectos herbívoros (rojo) y sus parasitoides (violeta), mostrando la propagación del efecto de la remoción de *S. argentinum* (A) y *C. hookeriana* (B). Los nodos amarillos representan las especies clave (en el

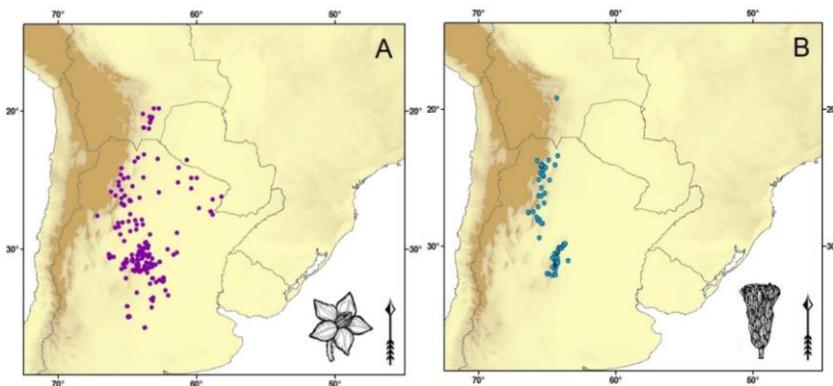
nivel inferior) y sus especies asociadas en los siguientes niveles. Los nodos señalados en negro representan extinciones en cascada ante la remoción de la planta.



3.3 Parámetros de evaluación de los modelos de distribución

En la elaboración de los modelos de distribución se consideraron 211 registros de presencia para *S. argentinum* y 93 para *C. hookeriana*, distribuidos en Argentina, Bolivia y Paraguay (Fig. 6). Los modelos mostraron altos valores en los parámetros de evaluación, siendo el AUC de 0,888 para *S. argentinum* y 0,985 para *C. hookeriana*. Asimismo, los análisis de ROC parcial mostraron para la primera especie un $AUC_{\text{tasa}} = 1,59$ ($P < 0,001$), y un $AUC_{\text{tasa}} = 1,91$ ($P < 0,001$) para la segunda, lo que significa que los modelos elaborados tienen alta capacidad predictiva de acuerdo a los parámetros evaluados.

Figura 6. Puntos de presencia para *S. argentinum* (A) y *C. hookeriana* (B).

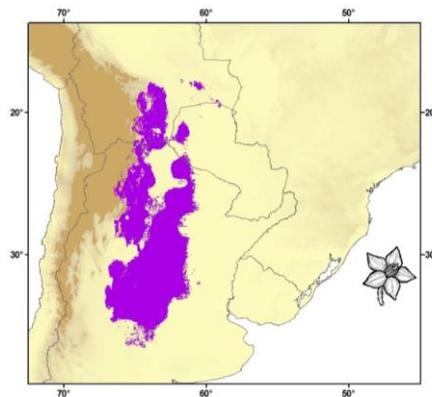


3.4 *Solanum argentinum*

3.4.1 Distribución potencial en las condiciones climáticas actuales y futuras

Las proyecciones para *S. argentinum* en condiciones actuales muestran que la distribución potencial tiene una alta concordancia con las regiones donde se encuentran las localidades de presencia utilizadas en este estudio, exceptuando los puntos de ocurrencia en las proximidades del límite con Paraguay (Fig. 6A; 7).

Figura 7. Distribución potencial de las condiciones climáticas óptimas actuales para *S. argentinum*.



La proyección basada en las condiciones climáticas actuales cubre la región central de Argentina desde el norte de la Pampa extendiéndose hacia el norte hasta el centro de Bolivia. Hacia el oeste ocupa San Luis, el sur de La Rioja, sudeste de Catamarca, Tucumán, región central de Salta y sudeste de Jujuy. Hacia el este ocupa Santiago del Estero, centro-este de Chaco y norte de Formosa extendiéndose al este de Paraguay. Dicha proyección abarca zonas de selvas (ecorregión de las Yungas) y de sabana (Bosque seco montañoso boliviano, Gran Chaco, Espinal y Pampa Húmeda) y marginalmente zonas andinas (Puna Central) y zonas desérticas (Monte alto) (Fig. 7).

En cuanto al cambio de distribución potencial presente respecto a los escenarios proyectados para el año 2050, se observa en todos los casos una disminución en el área de potencial distribución de entre 19,9% y 29% (escenarios B y C respectivamente). Los resultados del modelo muestran una retracción en la región central y noreste de la distribución, y una expansión hacia el sur en todos los casos, siendo de mayor dimensión en los escenarios C y D de cambios más drásticos (RPC85) (Fig. 8; Tabla 3).

Figura 8. Cambios en la distribución de las condiciones climáticas óptimas para *S. argentinum* en los escenarios IPSL-CM5A-LR RCP26 (A), IPSL-CM5A-LR RCP85 (B), MIROC5 RPC26 (C) y MIROC5 RCP85 (D).

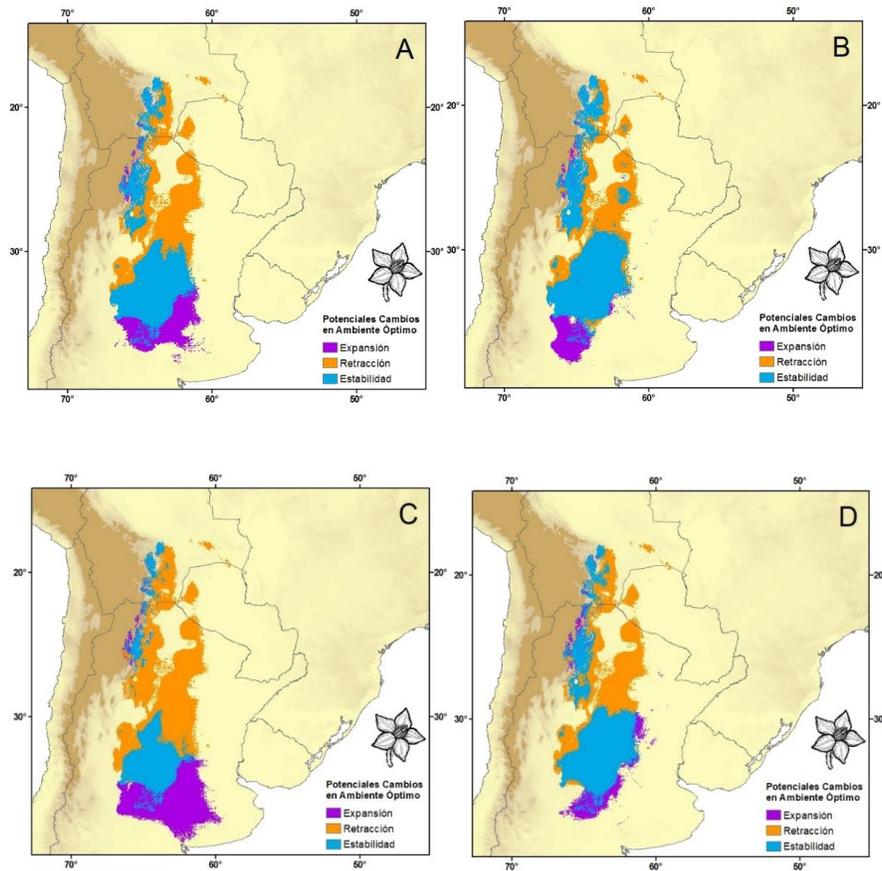


Tabla 3. Cambios en el área climática óptima (píxeles) bajo condiciones climáticas futuras para *S. argentinum* en los escenarios A (IPSL-CM5A-LR RCP26), B (IPSL-CM5A-LR RCP85), C (MIROC5 RPC26) y D (MIROC5 RCP85), con respecto al área climática del escenario actual.

Escenarios futuros	Área proyectada (píxeles)	% de retracción respecto al escenario actual
A	23678	47,22
B	24659	38,04
C	22296	67,22
D	21516	46,38

3.4.2 Tipos de cobertura para las distribuciones potenciales en condiciones climáticas actuales y futuras (IPSL-CM5A-LR RCP85) e implicancias en el sitio de estudio.

La distribución hipotética de *S. argentinum* en condiciones climáticas actuales incluye una amplia superficie ocupada por cobertura antropizada (35,72%), principalmente en la región central de Argentina. (Fig. 9; Tabla 4).

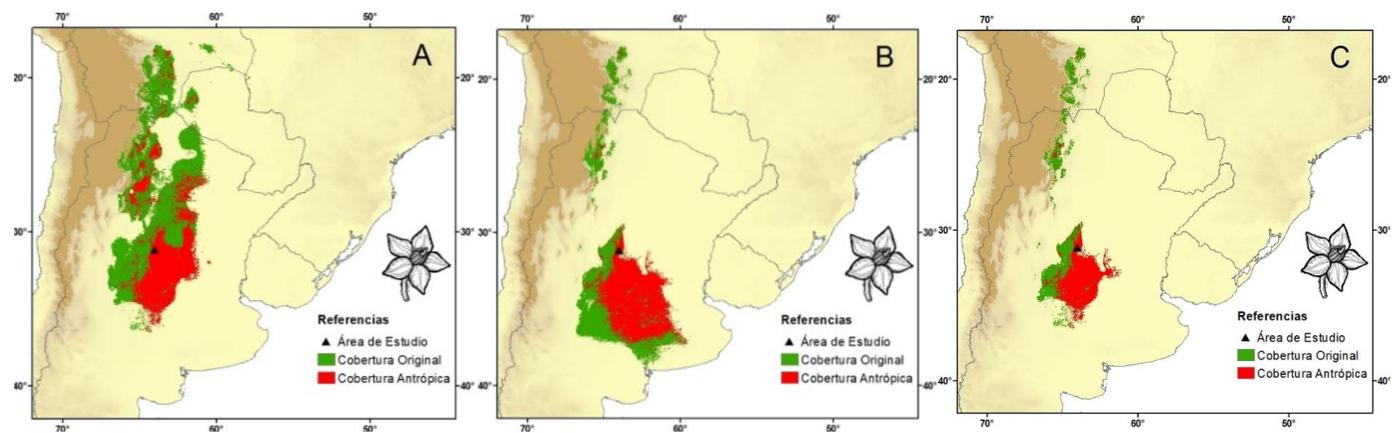
El escenario C fue el que presentó un mayor porcentaje de retracción de superficie respecto al actual. Este escenario presenta una retracción de la zona norte de la proyección, permaneciendo apto un conjunto de fragmentos en el noroeste de Argentina y sur de Bolivia. El área de expansión climática se ubica hacia el sureste de la distribución (Fig. 9B; Tabla 4). En este sentido, la diferencia entre los escenarios dispersalistas y no dispersalistas (Fig. 9C), se concentran en la región sur de la distribución hipotética.

Tanto en las distribuciones hipotéticas elaboradas en escenarios presentes como futuros, el área de donde proviene el sistema biológico se encuentra bajo influencia de la cobertura antrópica (Fig. 9).

Tabla 4. Superficie (píxeles) de los 4 tipos de cobertura de suelo y porcentajes de cobertura antrópica en los sitios de distribución potencial actual y futura en escenario IPSL-CM5A-LR RCP85 dispersalista y no dispersalista para *S. argentinum*. Se resaltan en negrita los porcentajes de cobertura antrópica.

Tipos de Cobertura	Área actual (píxeles)	Área futura (píxeles)	
		Escenario dispersalista	Escenario no dispersalista
Original	21435	10730	5298
Antrópico	11910	11566	5799
% Antrópico	35,72	51,87	52,26

Figura 9. Área de estudio y tipos de cobertura de suelo en los sitios de distribución potencial de *Solanum argentinum* en el escenario actual (A), en escenario futuro IPSL-CM5A-LR RCP85 dispersalista (B) y escenario futuro no dispersalista (C).

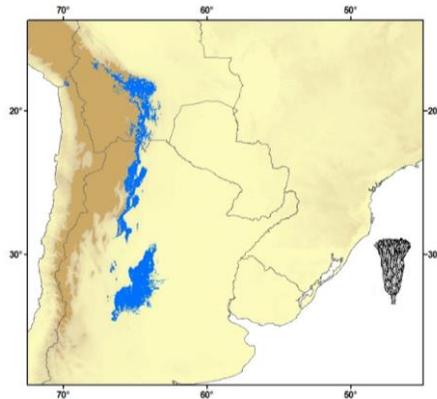


3.5 *Chromolaena hookeriana*

3.5.1 Distribución potencial para las condiciones climáticas actuales y futuras

En el caso de *C. hookeriana* en las condiciones actuales, el modelo proyectado muestra que la distribución potencial tiene una alta concordancia con las regiones donde se encuentran las localidades de presencia utilizados en el modelado (Fig. 6B; 10). La proyección en las condiciones climáticas actuales se presenta como un continuo desde el centro de Argentina (Lat. 33° 40'), siguiendo las Sierras Subandinas hasta el centro de Bolivia (Lat. 16° 40'). La distribución cubre el centro y norte de Córdoba y San Luis, extendiéndose hacia el norte por la ladera oriental de las Sierras Subandinas. Dicha proyección abarca zonas de selvas (Yungas del Sudeste Andino) y de sabana (Bosque Seco Montañoso Boliviano, Chaco Seco, Espinal, Pampa Húmeda), y marginalmente en zonas de la Puna Central (Fig. 10).

Figura 10. Distribución potencial de las condiciones climáticas óptimas actuales para *C. hookeriana*.



El cambio de distribución potencial respecto a los escenarios proyectados para el año 2050, presenta una disminución en el área superior al 18,8 %, hasta alcanzar un 26,6% en el mayor de los casos (escenario D). Geográficamente, el modelo muestra una retracción en las zonas más bajas de su distribución potencial, hacia el este de la porción norte, centro y sur,

y una expansión hacia el noroeste. Solo el modelo C muestra expansión hacia el sur, y una superficie de retracción superior a las otras proyecciones, siendo este el modelo que presenta menor superficie de área climáticamente estable para la especie. (Fig. 11; Tabla 5).

Figura 11. Cambios en la distribución de las condiciones climáticas óptimas futuras para *C. hookeriana* en los escenarios IPSL-CM5A-LR RCP26 (A), IPSL-CM5A-LR RCP85 (B), MIROC5 RPC26 (C) y MIROC5 RCP85 (D).

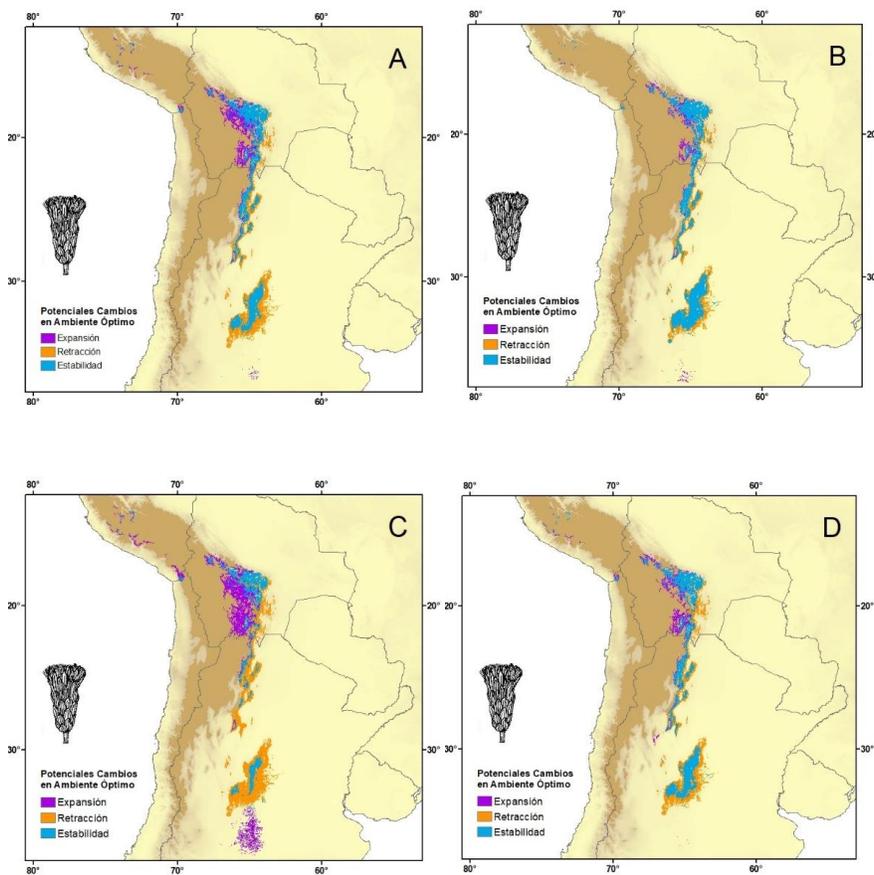


Tabla 5. Cambios en el área climática óptima (píxeles) bajo distintas condiciones climáticas futuras para *Chromolaena hookeriana* en los escenarios A (IPSL-CM5A-LR RCP26), B (IPSL-CM5A-LR RCP85), C (MIROC5 RPC26) y D (MIROC5 RCP85), con respecto al área climática del escenario actual.

Escenarios futuros	Área proyectada (píxeles)	% de retracción respecto al escenario actual
A	7527	43,04
B	7485	31,33
C	7678	65,30
D	6940	43,09

3.5.2 Tipos de cobertura para las distribuciones potenciales en condiciones climáticas actuales y futuras (IPSL-CM5A-LR RCP85) e implicancias en el sitio de estudio

En el caso de *C. hookeriana*, la superficie de distribución hipotética en condiciones climáticas actuales está representada en el centro-este de Argentina y márgenes occidentales de la distribución potencial ascendiendo hasta el sur de Bolivia (Fig. 12A; Tabla 6).

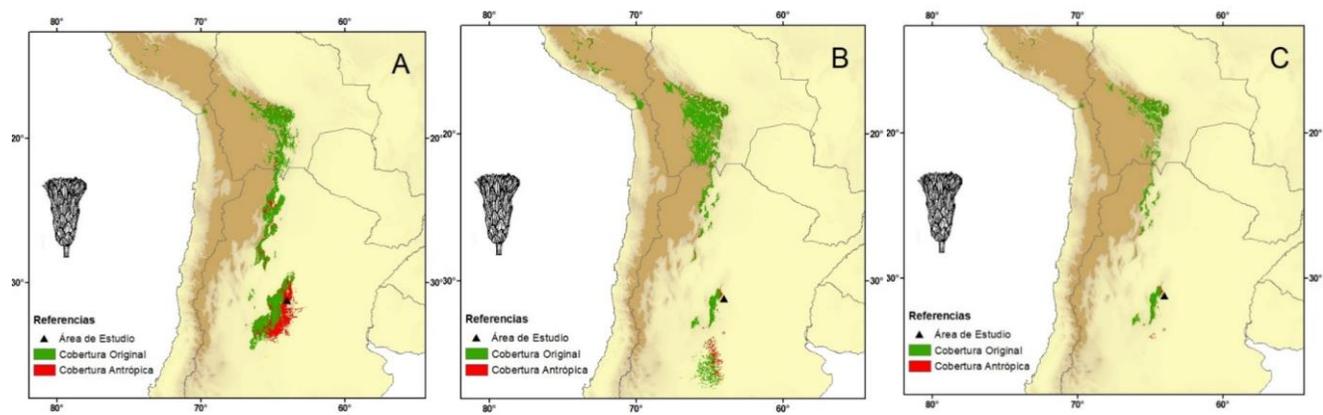
El escenario futuro con más porcentaje de retracción fue, al igual que en el caso de *S. argentinum*, el C (IPSL-CM5A-LR RCP85). Las retracciones se ubican en la zona central de la distribución, mientras que el área climáticamente estable y de expansión se ubican hacia el norte y sur. Las poblaciones de la especie con las cuales fueron caracterizadas las comunidades del presente estudio se encuentran en una zona de retracción climática, considerado cualquiera de los escenarios analizados. El área ocupada por la cobertura antrópica ocupa un 7,71% del total y se ubica en el área sur de expansión considerando que el escenario dispersalista tiene mayor influencia de la acción antrópica. A futuro, las áreas con cobertura antrópica del modelo hipotético de distribución dejarían de ser climáticamente aptas para la especie. (Fig. 12C; Tabla 6).

En el escenario actual, el área de estudio se ubica al igual que *S. argentinum*, sobre cobertura antrópica. El sitio de estudio queda fuera del área climática óptima para los escenarios futuros proyectados (Fig. 12).

Tabla 6. Superficie (píxeles) de los 4 tipos de cobertura de suelo y porcentajes de cobertura antrópica en los sitios de distribución potencial actual y futura en escenario IPSL-CM5A-LR RCP85 dispersalista y no dispersalista para *C. hookeriana*. Se resaltan en negrita los porcentajes de cobertura antrópica.

Tipos de Cobertura	Área actual (píxeles)	Área futura (píxeles)	
		Dispersalista	No dispersalista
Original	7288	7086	3045
Antrópico	2169	592	237
% Antrópico	22,94	7,71	7,22

Figura 12. Tipos de cobertura de suelo en los sitios de distribución potencial para *Chromolaena hookeriana* en el escenario actual (A), en escenario dispersalista (B) y escenario no dispersalista (C) del escenario futuro IPSL-CM5A-LR RCP85.



4 Discusión

El estudio de la distribución de especies en comunidades naturales es necesario para generar estrategias de conservación más efectivas, teniendo en cuenta la necesidad urgente de proteger la biodiversidad en contexto de cambio global (Jenkins et al., 2013; Watson et al., 2014). Sin embargo, los esfuerzos de conservación deben concentrarse ya que los recursos no son ilimitados y no todas las especies tienen el mismo impacto en las comunidades. Por lo tanto, es necesario conocer qué especies tienen un efecto desproporcionado en las comunidades, qué características las distinguen y cuáles son las consecuencias potenciales de su extinción (van der Putten et al., 2004, González Megías y Gómez, 2003; Jordán et al., 2003). En esta Tesina se utilizaron herramientas del estudio de redes para determinar especies clave de acuerdo a su rol en la red de interacciones entre plantas, minadores de hojas y parasitoides en el pedemonte de la ladera oriental de las Sierras de Córdoba en la región del Gran Chaco, con el fin de elaborar predicciones acerca de su distribución futura bajo distintos escenarios de CCG.

Una forma de conocer el rol de una especie en un ecosistema es eliminar dicha especie y cuantificar los efectos sobre los atributos o procesos de interés (Díaz et al., 2003). Dado que eliminar especies de una comunidad es difícil y cuestionable desde una perspectiva conservacionista, numerosos estudios evalúan los efectos de eliminar especies en gráficos de redes de interacciones. En la extensa bibliografía de experimentos de remoción existe consenso acerca de que la consecuencia de las extinciones aleatorias o direccionadas a especies con características particulares son diferentes (Memmott et al., 2004; Jordán et al., 2002; Jonsson et al., 2006).

En este trabajo, la remoción simulada de plantas más conectadas a la red, ya sea en riqueza como diversidad de interacciones, mostró fuertes efectos sobre, al menos, dos niveles tróficos contiguos. Tanto el Grado como el número de Compañeros Efectivos son importantes para ambas sub redes ya que, si una especie de planta es generalista y tiene muchos compañeros de interacción, la red entera sufrirá mayor efecto ante su remoción (Estrada, 2007; Fortuna et al., 2012). El número de interacciones o Grado de una especie ha sido destacado como relevante en estudios de remoción ya que la eliminación de estas especies tiene las mayores consecuencias sobre las redes de interacciones (Jordán et al.,

2003; Memmott et al., 2004; Vasas y Jordán, 2006; Jordán et al, 2007; Jordán, 2009; Dunne et al., 2004). La Cercanía, en cambio, representa la capacidad de una especie de conectar otras dos especies que no interactúan directamente (Estrada, 2007). Este índice refleja la influencia global de todas las especies y es por ello que es valorado en el análisis de la relación entre estructura y robustez de las redes tróficas (Visser et al., 2011).

La remoción de especies del primer nivel trófico, afectó de forma diferente a las sub redes analizadas. En el caso de herbivoría, el efecto directo de la remoción de un compañero de interacción, modificó con mayor fuerza los “Índices de red” analizados y es por ello que la remoción de plantas con alto Grado tienen mayores efectos en la red trófica. En este sentido, para la sub red de parasitoidismo, el efecto de remoción de una especie (no directamente relacionada) es más difuso. Dado que los parasitoides son más generalistas que los herbívoros (Hirao y Murakami, 2008), la ausencia de una especie vegetal muy conectada no implicaría un cambio drástico para los parasitoides que podrían atacar hospedadores menos preferidos (Cagnolo et al., 2009). En tal sentido, la cercanía de plantas removidas se relacionó más fuertemente con algunos de los “Índices de red” analizados, como el aumento del número de módulos de la red y la disminución de la conectividad de todas las especies. Este resultado sugiere que la extinción de plantas de alta centralidad podría provocar subdivisiones en la red de interacciones y reducción de su conectividad. Estos fenómenos podrían afectar las dinámicas coevolutivas al separar las especies en módulos aislados donde las influencias mutuas se concentran dentro de los módulos (Olesen et al., 2007; Dupont y Olesen, 2009). Además, el aumento en la subdivisión sumado a la reducción en la conectividad podría liberar especies de herbívoros del control biológico ejercido por los parasitoides (Melián y Bascompte, 2004; Fontaine et al., 2011).

Por otro lado, los índices que responden a la hipótesis de “efecto masa” (frecuencia, abundancia y forma de vida) resultaron poco o nada significativos. Si bien esperaba que especies más grandes, más comunes y frecuentes tuvieran una influencia mayor en la estructura de la red de interacciones (O’Grady et al., 2004; Lewinsohn et al., 2005; Cagnolo et al., 2009), se encontró baja correlación entre las especies eliminadas bajo este criterio y los cambios en la red. La relación de los índices referidos al “efecto masa” con los cambios observados en las redes indica que una especie por ser más grande o frecuente,

no necesariamente será clave en esta comunidad. Si bien los índices asociados al “efecto masa” son más fáciles y rápidos de medir, el Grado fue el índice más importante en este estudio para la determinación de especies clave. Este índice es, en términos relativos, insensible al esfuerzo muestral (Lewis et al., 2002) y no está correlacionado con la riqueza de especies de una red (Melián y Bascompte, 2004), por lo que resulta más apropiado para caracterizar la organización de las redes tróficas (Melián y Bascompte, 2004).

Según los modelos de distribución construidos, las especies vegetales seleccionadas se verían amenazadas por el cambio climático futuro, especialmente aquellas poblaciones asociadas a los ambientes montañosos, coincidentemente con otros estudios (Thuiller et al., 2005). A pesar de que los modelos de distribución no responden acerca de cuáles son las causas de las extinciones, cualquier reducción del rango geográfico de las especies, incrementa el riesgo de extinción (Tomas et al., 2004). Esto ocurre porque si las especies quedan restringidas a pocos sitios, las catástrofes locales (i.e. sequías, cambio de uso de suelo o enfermedades) que pueden ser las causantes de la pérdida de especies (May y Lawton, 1995).

En este trabajo se incorporó la influencia antrópica a los modelos de distribución predictores de áreas climáticas óptimas para las especies en estudio, integrando el cambio de uso de suelo para obtener resultados más realistas al contexto de cambio global. El modelo de sitios climáticos óptimos en el escenario actual mostró alta coincidencia entre los sitios de distribución potencial y las zonas en las que han sido registradas las especies, evidenciando una influencia del clima como limitante de la distribución actual de las especies seleccionadas (Franklin et al., 2009). Esto mismo sugiere que las áreas de accesibilidad seleccionadas para las especies en el contexto del modelo BAM (Soberón y Peterson, 2005) resultan apropiadas.

El modelo de distribución de *S. argentinum* presenta errores de comisión agrupados en el extremo noreste del mapa (provincias de Chaco y Formosa, en límite con Paraguay) donde excluye 9 puntos de presencia. Esto puede deberse a que no se consideró la autorrelación espacial de los puntos de presencia utilizados para el Modelo de Distribución, por lo que la predicción se restringió a las condiciones climáticas del área con mayor agregación de los puntos de presencia (zona central de Argentina). Por otro lado, es esperable que este potencial error de predicción del modelo pueda deberse

también a la plasticidad de la especie para adaptarse a ambientes disturbados, los cuales pueden encontrarse marginalmente fuera de su nicho climático (Sérsic et al., 2004).

En lo que respecta a los escenarios futuros, las retracciones en el área climática óptima coinciden con los sitios que prevén mayores aumentos de temperatura para las condiciones hipotéticas en el continente (Barros et al., 2014). El efecto del CCG en *C. hookeriana* en cambio, se presenta como retracciones en las áreas más bajas de su distribución potencial, en respuesta al patrón de cambio altitudinal (Lenoir et al., 2008; Engler et al., 2011), por lo que estas especies presentarían respuestas diferentes al CCG de acuerdo a sus hábitos de vida.

El análisis de cobertura de suelo permitió realizar una mejor aproximación a la distribución real de las especies en comparación a la distribución potencial estimada por los modelos de distribución, ya que el cambio en el uso de suelo incide en la presencia de los organismos (Laurance et al., 2012; Pimm et al., 2014). En cuanto al mapeo de las áreas disponibles para *S. argentinum*, se encontró una importante incidencia en áreas ocupadas actualmente o a futuro, por zonas antropizadas. Esto se relaciona con la mayor probabilidad de encontrar a la especie en zonas bajas, que son precisamente las más afectadas por la agricultura, como son las regiones del Chaco, Espinal y Pampa Húmeda. El cambio en el uso de suelo afecta la presencia de la especie, aunque por ser frecuente en terrenos antropizados o baldíos, podría persistir en zonas de cultivo. Por este motivo, el escenario dispersalista podría ser una hipótesis más realista de su distribución futura.

En el caso de *C. hookeriana*, el área que ocupa la cobertura antrópica es menos representativa que en la especie anterior, disminuyendo incluso en los escenarios futuros donde no supera el 8% del área total de la proyección. Esto se debe a que la especie se encuentra representada en mayor medida en bosques y arbustales que no son compatibles con la agricultura intensiva (Blanco et al., 2013). Al ser *C. hookeriana* más frecuente en zonas de mayor altitud, son más evidentes las retracciones que generan el efecto del cambio climático anteriormente señalado. Estas retracciones ocurren por que las condiciones aptas para la especie se desplazan hacia sitios de mayor altitud, y las poblaciones de los pisos inferiores quedan expuestas a un clima más cálido del que la especie tolera (Körner, 2003). Debido a su forma de vida, la hipótesis de respuesta no dispersalista puede representar más acertadamente la distribución futura de *C. hookeriana*,

lo que le asigna un mayor riesgo de extinción (Thuiller et al., 2005). Sumado a esto, los escenarios futuros pueden favorecer la invasión potencial de las especies exóticas (Craine et al., 2003), factor que no fue tenido en cuenta en esta metodología y podrían afectar aún más la presencia de la especie (Blanco et al., 2013; Hoyos et al., 2013) indicando a esta problemática como importante a ser incorporada en los modelos.

El análisis en todo el rango de distribución de *S. argentinum* y *C. hookeriana* evidencia que las especies de plantas seleccionadas estarían en situación de retracción en su área de distribución por razones de cambio climático, tanto en los escenarios dispersalistas como no dispersalistas. Esta retracción afectaría a los tamaños poblacionales de ambas especies, lo que podría trasladarse a los ensambles de especies con las que interactúan (Fortuna et al., 2013).

Es muy importante considerar que las comunidades varían en el espacio geográfico, como así también la importancia relativa de las especies que la componen. Es por ello que parte de los resultados de este trabajo no son extrapolables directamente a otras comunidades ni otros sitios. Sin embargo, en el área donde se muestrearon las comunidades y se caracterizaron estas especies como clave, las mismas están siendo fuertemente afectadas por la influencia antrópica y podrían verse afectadas también por el cambio climático.

Considerando al cambio climático global en el sitio donde las especies fueron caracterizadas, es importante tener en cuenta que *C. hookeriana* se encuentra en el límite austral de su distribución, y los corrimientos predichos a partir de nuestros modelos de cambio climático, harían que las condiciones aptas para la especie puedan perderse en un futuro cercano en este sitio, pudiendo generar una extinción local de la especie. Por el contrario, las poblaciones de *S. argentinum* en el área en el cual la comunidad fue caracterizada, no se vería tan afectada por el cambio climático ya que ese sitio mantendría las condiciones aptas para la especie.

Es importante señalar también que las zonas donde las comunidades fueron caracterizadas, están fuertemente modificadas por la influencia antrópica. Esto resulta particularmente perjudicial para *C. hookeriana*, ya que las modificaciones antrópicas en sinergia con el fuerte efecto que el cambio climático podría tener sobre la misma en esta área, pueden poner en riesgo localmente la subsistencia local de esta especie, lo cual

podría tener consecuencias importantes en toda la red trófica analizada. Por contrario *S. argentinum*, resulta una especie como una alta tolerancia al disturbio antrópico (Sérsic et al., 2004), por lo cual más allá de la alta congruencia entre su distribución potencial y las zonas cultivadas, es de esperarse que la subsistencia de la especie no peligre producto de esto.

En función de lo expuesto puede verse que la comunidad de plantas e insectos asociados, está sufriendo el efecto del potencial cambio climático y cambio de uso de suelo sobre dos especies claves para la red de estudio. Este trabajo realiza un aporte al estudio de las características de las especies clave, ya que resulta urgente conocerlas para el mantenimiento de la comunidad.

Esta metodología podría contribuir a la elaboración de políticas de conservación que protejan los relictos de ambientes naturales que restan en las ecorregiones afectadas. En este sentido, elaborar los rangos de distribución de las especies claves, es el primer paso para conservar los ambientes y las comunidades locales. De esta forma se logra concentrar los esfuerzos de conservación sobre especies de alto impacto en las comunidades biológicas.

5 Conclusiones

- Existen especies de plantas clave en la red trófica en estudio cuya eliminación provoca fuertes efectos en la estructura de la red.
- El Grado de las especies es el índice que más fuertemente se correlaciona con el cambio en la estructura de la red, junto a la Cercanía y los Compañeros Efectivos.
- En la sub red de herbivoría, el efecto de la remoción de las plantas más conectadas mostró los mayores efectos sobre la estructura de la red.
- En la sub red de parasitoides, indirectamente impactados por la remoción de plantas, el cambio en los estadísticos de red se correlaciona en mayor medida con la capacidad de las especies de conectar nodos lejanos.
- La distribución potencial de las especies vegetales estudiadas, tienen alta concordancia con los sitios donde ha sido registrada.
- Los resultados de las proyecciones de los modelos para condiciones climáticas futuras hipotéticas sugieren fuertes retracciones del área climáticamente óptima para las especies de acuerdo a los escenarios de Cambio Climático Global.
- Se espera para *S. argentinum*, una retracción en los sitios de distribución potencial ubicados en la región noreste, donde se proyectan mayores aumentos de la temperatura en el continente.
- Se espera para *C. hookeriana*, una retracción ubicada mayoritariamente en la porción sur de la distribución potencial, y en las áreas de menor altitud de su distribución potencial evidenciando el efecto del CCG en la zona más baja del relieve montañoso.
- *Solanum argentinum* presenta gran parte de su superficie de su distribución potencial en cobertura antrópica, incluso el área de expansión que proyectan los modelos climáticos futuros.
- *Chromolaena hookeriana* presenta la mayor parte de su área de distribución potencial en áreas cubiertas por vegetación original, y sufre en menor medida el avance de la cobertura antrópica en el escenario actual.

6 Bibliografía

- Almeida-Neto, M., y Ulrich, W. (2011). A straightforward computational approach for measuring nestedness using quantitative matrices. *Environmental Modelling & Software*, 26, 173-178.
- Anderson, R. P., Martínez-Meyer, E., Nakamura, M., Araújo, M.B., Peterson, A. T., Soberón, J., y Pearson, R. G. (2011). *Ecological Niches and Geographic Distributions*. Princeton University Press, Princeton.
- Araújo, M. B., y New, M. (2007). Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in ecology & evolution*, 22, 42-47.
- Barros, V. R., Field, C. B., Dokke, D. J., Mastrandrea, M. D., Mach, K. J., Bilir, T. E. et al. (2014). Climate change 2014: impacts, adaptation, and vulnerability-Part B: regional aspects-Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.
- Barve, N. (2008). Tool for Partial-ROC ver 1.0. *Biodiversity Institute, Lawrence, KS*.
- Bellard, C., Bertelsmeier, C., Leadley, P., Thuiller, W., y Courchamp, F. (2012). Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology letters*, 15, 365-377.
- Bersier, L. F., Banašek-Richter, C., y Cattin, M. F. (2002). Quantitative descriptors of food-web matrices. *Ecology*, 83, 2394-2407.
- Blanco, P. D., Colditz, R. R., Saldaña, G. L., Hardtke, L. A., Llamas, R. M., Mari, N. A., Fischer, A., Caride, C., Aceñolaza, P. G., del Valle H. F., Coronato, F., Opazo, S. A., Morelli, F., Anaya, J. A., Sione, W. F., Zamboni, P., Barrera Arroyo, V., y Lillo-Saavedra, M. (2013). A land cover map of Latin America and the Caribbean in the framework of the SERENA project. *Remote Sensing of Environment*, 132, 13-31
- Cagnolo, L., Cabido, M. y Valladares, G. (2006). Plant species richness in the Chaco Serrano Woodland from central Argentina: ecological traits and habitat fragmentation effects. *Biological Conservation*, 132, 510-519.
- Cagnolo, L., Valladares, G., Salvo, A., Cabido, M., y Zak, M. (2009). Habitat fragmentation and species loss across three interacting trophic levels: Effects of life-history and food-web traits. *Conservation Biology*, 23, 1167-1175.
- Cagnolo, L., Salvo, A., y Valladares, G. (2011). Network topology: patterns and mechanisms in plant herbivore and host parasitoid food webs. *Journal of Animal Ecology*, 80, 342-351.
- Ceballos, G., Ehrlich, P. R., Barnosky, A. D., García, A., Pringle, R. M., y Palmer, T. M. (2015). Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Science advances*, 1, e1400253.
- Colwell, R. K., Dunn, R. R., y Harris, N. C. (2012). Coextinction and persistence of dependent species in a changing world. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 43, 183-203.

- Craine, J. M., Reich, P. B., David Tilman, G., Ellsworth, D., Fargione, J., Knops, J., y Naeem, S. (2003). The role of plant species in biomass production and response to elevated CO₂ and N. *Ecology Letters*, 6, 623-625.
- Díaz, S., Symstad, A. J., Chapin, F. S., Wardle, D. A., y Huenneke, L. F. (2003). Functional diversity revealed by removal experiments. *Trends in Ecology & Evolution*, 18, 140-146.
- Diniz-Filho J. A. F., Bini M. L., Rangel F., Loyola R. D., Hof C., Noguez-Bravo D., y Araújo M. B. (2009) Partitioning and mapping uncertainties in ensembles of forecasts of species turnover under climate change. *Ecography*, 32, 897–906.
- Dobrovolski, R., Loyola, R. D. A., Fonseca, G.A. B., Diniz-Filho, J. A. F., y Araujo, M. B. (2014). Globalizing Conservation Efforts to Save Species and Enhance Food Production. *BioScience* 64, 539–545.
- Dormann C.F., Gruber B., y Fründ J. (2008) Introducing the bipartite package: analyzing ecological networks, *RNews* 8, 8–11
- Dormann C.F., Fründ J., Blüthgen N., y Gruber B. (2009) Indices, graphs and null models: analyzing bipartite ecological networks, *The Open Ecology Journal*, 2, 7–24
- Dufresne, J. L. et al. (2013). Climate change projections using the IPSL-CM5 Earth System Model: From CMIP3 to CMIP5. *Climatic Dynamics*, 40, 2123-2165.
- Dunne, J. A., Williams, R. J., y Martinez, N. D. (2004). Network structure and robustness of marine food webs. *Marine Ecology Progress Series*, 273, 291-302.
- Dupont, Y. L., y Olesen, J. M. (2009). Ecological modules and roles of species in heathland plant–insect flower visitor networks. *Journal of Animal Ecology*, 78, 346-353.
- Ebenman, B., y Jonsson, T. (2005). Using community viability analysis to identify fragile systems and keystone species. *Trends in Ecology and Evolution*, 20, 568-575.
- Elith, J., Kearney, M., y Phillips, S. (2010). The art of modelling range-shifting species. *Methods in ecology and evolution*, 1, 330-342.
- Engler, R., Randin, C. F., Thuiller, W., Dullinger, S., Zimmermann, N. E., Araújo, M. B., et al. (2011). 21st century climate change threatens mountain flora unequally across Europe. *Global Change Biology*, 17, 2330-2341.
- Estrada, E. (2007). Characterization of topological keystone species: local, global and “meso-scale” centralities in food webs. *Ecological Complexity*, 4, 48-57.
- Evans, D. M., Pocock, M. J., y Memmott, J. (2013). The robustness of a network of ecological networks to habitat loss. *Ecology letters*, 16, 844-852.
- Fielding, A. H., y Bell, J. F. (1997). A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental conservation*, 24, 38-49.
- Fonseca, C. R., y John, J. L. (1996). Connectance: a role for community allometry. *Oikos*, 353-358.
- Fontaine, C., Guimarães, P. R., Kéfi, S., Loeuille, N., Memmott, J., van Der Putten, W. H., et al. (2011). The ecological and evolutionary implications of merging different types of networks. *Ecology Letters*, 14, 1170-1181.

- Fortuna, M. A., Krishna, A., y Bascompte, J. (2013). Habitat loss and the disassembly of mutualistic networks. *Oikos*, 122, 938-942.
- Franklin, J., Wejnert, K. E., Hathaway, S. A., Rochester, C. J., y Fisher, R. N. (2009). Effect of species rarity on the accuracy of species distribution models for reptiles and amphibians in southern California. *Diversity and Distributions*, 15, 167-177.
- Frate, L., Acosta, A. T., Cabido, M., Hoyos, L., y Carranza, M. L. (2015). Temporal Changes in Forest Contexts at Multiple Extents: Three Decades of Fragmentation in the Gran Chaco (1979-2010), Central Argentina. *PLoS One*, 10, e0142855.
- García, R. A., Cabeza, M., Rahbek, C., y Araújo, M. B. (2014). Multiple dimensions of climate change and their implications for biodiversity. *Science*, 344, 1247579.
- González Megías, A., y Gómez, J. M. (2003). Consequences of removing a keystone herbivore for the abundance and diversity of arthropods associated with a cruciferous shrub. *Ecological Entomology*, 28, 299-308.
- Hijmans, R. J., Cameron, S. E., Parra, J. L., Jones, P. G., y Jarvis, A. (2005). Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 25, 1965-1978.
- Hirao, T., y Murakami, M. (2008). Quantitative food webs of lepidopteran leafminers and their parasitoids in a Japanese deciduous forest. *Ecological Research*, 23, 159-168.
- Hoyos, L. E., Cingolani, A. M., Zak, M. R., Vaieretti, M. V., Gorla, D. E., y Cabido, M. R. (2012). Deforestation and precipitation patterns in the arid Chaco forests of central Argentina. *Applied Vegetation Science*, 16, 260-271.
- Jenkins, C. N., Pimm, S. L., y Joppa, L. N. (2013). Global patterns of terrestrial vertebrate diversity and conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110, E2602-E2610.
- Jordán, F. (2009). Keystone species and food webs. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 364, 1733-1741.
- Jordán, F., Benedek, Z., y Podani, J. (2007). Quantifying positional importance in food webs: a comparison of centrality indices. *Ecological Modelling*, 205, 270-275.
- Jordán, F., Liu, W. C., y van Veen, J. F. (2003). Quantifying the importance of species and their interactions in a host-parasitoid community. *Community Ecology*, 4, 79-88.
- Jordán, F., Scheuring, I., y Vida, G. (2002). Species positions and extinction dynamics in simple food webs. *Journal of Theoretical Biology*, 215, 441-448.
- Jonsson, T., Karlsson, P., y Jonsson, A. (2006). Food web structure affects the extinction risk of species in ecological communities. *Ecological Modelling*, 199, 93-106.
- Kaiser Bunbury, C. N., Muff, S., Memmott, J., Müller, C. B., y Cafilisch, A. (2010). The robustness of pollination networks to the loss of species and interactions: a quantitative approach incorporating pollinator behavior. *Ecology Letters*, 13, 442-452.
- Knight, T. M., McCoy, M. W., Chase, J. M., McCoy, K. A., y Holt, R. D. (2005). Trophic cascades across ecosystems. *Nature*, 437, 880-883.

Koh, L. P., Dunn, R. R., Sodhi, N. S., Colwell, R. K., Proctor, H. C., y Smith, V. S. (2004). Species coextinctions and the biodiversity crisis. *Science*, 305, 1632-1634.

Körner, C. (2003). *Alpine plant life: functional plant ecology of high mountain ecosystems; with 47 tables*. Springer Science & Business Media.

Laurance, W. F., Useche, D., Rendeiro, J., Kalka, M., Bradshaw, C. J., Sloan, S. P., Laurance, S. G., et al. (2012). Averting biodiversity collapse in tropical forest protected areas. *Nature*, 489, 290-294.

Lenoir, J., Gégout, J. C., Marquet, P. A., De Ruffray, P., y Brisse, H. (2008). A significant upward shift in plant species optimum elevation during the 20th century. *Science*, 320, 1768-1771.

Lewinsohn, T. M., y Cagnolo, L. (2012). Keystones in a tangled bank. *Science*, 335, 1449-1451.

Lewinsohn, T. M., Prado, I. P., Jordano, P., Bascompte, J., y Olesen, J. (2006). Structure in plant-animal interaction assemblages. *Oikos*, 113, 174-184.

Lewinsohn, T. M., Novotny, V., y Basset, Y. (2005). Insects on plants: diversity of herbivore assemblages revisited. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 36, 597-620.

Lewis, O. T., Memmott, J., Lasalle, J., Lyal, C. H., Whitefoord, C., y Godfray, H. C. J. (2002). Structure of a diverse tropical forest insect-parasitoid community. *Journal of Animal Ecology*, 71, 855-873.

Magalhaes, S., Cailleau, A., Blanchet, E., y Olivieri, I. (2014). Do mites evolving in alternating host plants adapt to host switch? *Journal of Evolutionary Biology*, 27, 1956-1964.

May, R. M., y Lawton, J. H. (Eds.). (1995). *Extinction rates*. Oxford University Press.

Medina, R. G., Ponssa, M. L., y Aráoz, E. (2016). Environmental, land cover and land use constraints on the distributional patterns of anurans: Leptodactylus species (Anura, Leptodactylidae) from Dry Chaco. *PeerJ*, 4, e2605.

Melián, C. J. y Bascompte, J. (2004). Food web cohesion. *Ecology*, 85, 352-358

Memmott, J., Waser, N. M., y Price, M. V. (2004). Tolerance of pollination networks to species extinctions. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 271, 2605-2611.

Montoya, J.M. y Sole´, R.V. (2002). Small world patterns in food webs. *Journal of Theoretical Biological* 214, 405-412.

Moore, I. D., Grayson, R. B, y Ladson, A. R. (1991). Digital terrain modeling: a review of hydrological, geomorphological and biological applications. *Hydrological Processes* 51: 3-30.

Newman, M. E. (2003). The structure and function of complex networks. *SIAM review*, 45, 167-256.

Nori, J., Leynaud, G., Volante, J., Adbala, C., Scocchi, G., Rodriguez-Soto y Loyola, R. (2018).

Reptile species persistence under climate change and direct human threats in north-western Argentina. *Environmental Conservation*, 45(1), 83-89.

Nori J., Torres R., Lescano J. N., Cordier J. M., Periago M. E., y Baldo, D. (2016). Protected areas and spatial conservation priorities for endemic vertebrates of the Gran Chaco, one of the most threatened ecoregions of the world. *Diversity and Distributions*, 22, 1212-1219.

O'Grady, J. J., Reed, D. H., Brook, B. W., y Frankham, R. (2004). What are the best correlates of predicted extinction risk? *Biological Conservation*, 118, 513-520.

Con formato: Inglés (Estados Unidos)

- Olesen, J. M., Bascompte, J., Dupont, Y. L., y Jordano, P. (2007). The modularity of pollination networks. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104, 19891-19896.
- Olson, D. M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E. D., Burgess, N. D., Powell, G. V., Underwood, E. C., et al. (2001). Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth: A new global map of terrestrial ecoregions provides an innovative tool for conserving biodiversity. *BioScience*, 51, 933-938.
- Pearson, R. G., Thuiller, W., Araújo, M. B., Martinez-Meyer, E., Brotons, L., McClean, C. et al. (2006). Model-based uncertainty in species range prediction. *Journal of Biogeography*, 33, 1704-1711.
- Peterson, A. T., Papeş, M., y Soberón, J. (2008). Rethinking receiver operating characteristic analysis applications in ecological niche modeling. *Ecological Modelling*, 213, 63-72.
- Phillips S.J., Anderson R.P., y Schapire R.E. (2006) Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190, 231-259.
- Pimm, S. L., Jenkins, C. N., Abell, R., Brooks, T. M., Gittleman, J. L., Joppa, L. N., Sexton, J. O., et al. (2014). The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. *Science*, 344, 1246752.
- Pocock, M. J., Evans, D. M., y Memmott, J. (2012). The robustness and restoration of a network of ecological networks. *Science*, 335, 973-977.
- Sérsic, A., Cocucci, A., Benítez Vieyra, S., Díaz, L., Glinos, E., Grosso, N., Lazarete, C., Medina, M., Moré, M., Moyano, M., Nattero, J., Paiaro, V., Trujillo, C. y Wiemer, P. (2006). Flores del Centro de Argentina. Una guía ilustrada para conocer 141 especies típicas. Academia Nacional de Ciencias, Córdoba.
- Soberon, J. y Peterson A.T. (2005). Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodiversity Informatics*, 2, 1-10.
- Sole, R. V., y Montoya, M. (2001). Complexity and fragility in ecological networks. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 268, 2039-2045.
- Stocker, T. F., Qin, D., Plattner, G. K., Tignor, M., Allen, S. K., Boschung, J., Xia, Y., Bex, V., y Midgley, P. (2013). IPCC, 2013: climate change 2013: the physical science basis. Contribution of working group I to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change.
- Stone, L. y Roberts, A. (1990) The checkerboard score and species distributions. *Oecologia*, 85, 74-79.
- Team, R. C. (2017). R: A language and environment for statistical computing [Internet]. Vienna, Austria; 2014.
- Thuiller, W., Lavorel, S., Araújo, M. B., Sykes, M. T., y Prentice, I. C. (2005). Climate change threats to plant diversity in Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 102, 8245-8250
- Thomas, C. D., Cameron, A., Green, R. E., Bakkenes, M., Beaumont, L. J., Collingham, Y. C., et al. (2004). Extinction risk from climate change. *Nature*, 427, 145-148.
- van der Putten, W. H., de Ruiter, P. C., Bezemer, T. M., Harvey, J. A., Wassen, M. y Wolters, V. (2004). Trophic interactions in a changing world. *Basic and Applied Ecology*, 5, 487-494.

Vasas, V. y Jordán, F. (2006). Topological keystone species in ecological interaction networks: considering link quality and non-trophic effects. *Ecological Modelling*, 196, 365-378.

Vázquez, D. P., Blüthgen, N., Cagnolo, L., y Chacoff, N. P. (2009). Uniting pattern and process in plant–animal mutualistic networks: a review. *Annals of Botany*, 103, 1445-1457.

Vieira, M. C., Cianciaruso, M. V., y Almeida-Neto, M. (2013). Plant-Pollinator coextinctions and the loss of plant functional and phylogenetic diversity. *PloS One*, 8, e81242.

Visser, S. N., Freymann, B. P., y Olf, H. (2011). The Serengeti food web: empirical quantification and analysis of topological changes under increasing human impact. *Journal of Animal Ecology*, 80, 484-494.

Volante, J., Mosciaro, M., Gavier-Pizarro, G. y Paruelo, J. (2016) Agricultural expansion in the Semiarid Chaco: Poorly selective contagious advance, *Land Use Policy*, 55, 154-165.

▲Watanabe, M., Suzuki, T., Oishi, R., Komuro, Y., Watanabe, S., Emori, S., y Takata, K. (2010). Improved climate simulation by MIROC5: mean states, variability, and climate sensitivity. *Journal of Climate*, 23, 6312-6335.

Watson, J. E., Dudley, N., Segan, D. B., y Hockings, M. (2014). The performance and potential of protected areas. *Nature*, 515, 67.

Zak, M. R., Cabido, M., y Hodgson, J. G. (2004). Do subtropical seasonal forests in the Gran Chaco, Argentina, have a future? *Biological Conservation*, 120, 589-598.

Zuloaga, F. O. y Morrone, O. (2007). Catálogo de plantas vasculares del cono sur. Instituto de Botánica Darwinion. www.darwin.edu.ar/Proyectos/FloraArgentina/FA.asp.

Con formato: Español (España)

7 Anexo

Tabla 7. Lista de especies de plantas removidas en la red trófica de plantas, herbívoros y parasitoides y sus características.

Nombre Científico	Grado	Compañeros Efectivos	Forma de Vida	Intermediación	Cercanía	Frecuencia	Abundancia
<i>Abutilon grandifolium</i> (Willd.) Sweet	5	2,78	arbusto-subarbusto perenne	0,00	0,01	39,00	3,5
<i>Acacia praecox</i> Griseb.	1	1,00	Árbol Perenne	0,00	0,00	11,00	18,36
<i>Achyrocline satureioides</i> (Lam.) DC.	1	1,00	Subarbusto	0,00	0,00	2,00	3,5
<i>Aloysia gratissima</i> (Gillies & Hook. ex Hook.) Tronc.	1	1,00	Arbusto Perenne	0,00	0,00	44,00	4,39
<i>Alternanthera pungens</i> Kunth	1	1,00	Hierba perenne	0,00	0,00	5,00	3,5
<i>Amaranthus lividus</i> L.	1	1,00	Hierba anual	0,00	0,00	23,00	3,5
<i>Amphilophium carolinae</i> (Lindl.) L. G. Lohmann	1	1,00	Enredadera Perenne	0,00	0,00	55,00	3,5
<i>Anredera cordifolia</i> (Ten.) Steenis	2	1,04	Enredadera Perenne	0,00	0,02	34,00	4,51
<i>Arctium minus</i> (Hill) Bernh.	2	1,2	Hierba Bianual	0,05	0,03	7,00	3,5
<i>Aspidosperma quebracho-</i> <i>blanco</i> Schldl.	1	1,00	Árbol Perenne	0,00	0,02	19,00	12,47
<i>Austroeupeatorium</i> <i>inulifolium</i> (Kunth) R.M. King & H. Rob.	5	2,36	Arbusto	0,00	0,02	26,00	3,5
<i>Baccharis salicifolia</i> (Ruiz & Pav.) Pers.	7	3,47	Hierba Perenne	0,01	0,03	2,00	0,8
<i>Berberis ruscifolia</i> Lam.	1	1,00	Arbusto Perenne	0,00	0,00	15,00	3,5
<i>Bidens pilosa</i> L.	5	3,13	Hierba Anual	0,09	0,03	44,00	4,76
<i>Bougainvillea stipitata</i> Griseb.	1	1,00	Arbusto o árbol Perenne	0,00	0,00	2,00	15,5
<i>Brassica rapa</i> L.	1	1,00	Hierba Anual o Bianual	0,00	0,00	5,00	3,5
<i>Bromus unioloides</i> Humb., Bonpl. & Kunth	4	1,56	Hierba Perenne	0,00	0,00	25,00	12,61
<i>Caesalpinia gilliesii</i> (Wall. ex Hook.) D. Dietr.	2	1,2	Arbusto Perenne	0,00	0,00	5,00	3,5
<i>Cantinoa mutabilis</i> (Rich.) Harley & J.F.B. Pastore	6	2,82	Hierba Perenne	0,00	0,00	21,00	3,5
<i>Celtis ehrenbergiana</i> (Klotzsch) Liebm.	3	2,07	Arbol-arbusto	0,00	0,00	57,00	16,07

Nombre Científico	Grado	Compañeros Efectivos	Forma de Vida	Intermediación	Cercanía	Frecuencia	Abundancia
<i>Cestrum parqui</i> L'Hér.	5	2,94	Arbusto	0,00	0,01	58,00	5,51
<i>Chaptalia nutans</i> (L.) Pol.	3	2,05	Hierba Perenne	0,12	0,03	52,00	3,5
<i>Chenopodium album</i> L.	2	1,5	Hierba Anual	0,00	0,02	45,00	12,28
<i>Chromolaena amottiana</i> Griseb.) R.M. King & H. Rob.	4	3,00	Arbusto	0,01	0,03	12,00	4,59
<i>Chromolaena hookeriana</i> (Griseb.) R.M. King & H. Rob.	10	2,71	Arbusto	0,28	0,03	26,00	11,45
<i>Clematis montevidensis</i> Spreng.	2	1,98	Liana Perenne	0,00	0,00	59,00	3,5
<i>Cologania broussonetii</i> (Balb.) DC.	1	1,00	Subarbusto Perenne	0,00	0,00	1,00	0,8
<i>Condalia buxifolia</i> Reissek	1	1,00	Arbusto o arbolito Perenne	0,00	0,00	7,00	3,5
<i>Condalia montana</i> A. Cast.	2	1,44	Arbusto Perenne	0,00	0,00	16,00	7,38
<i>Conyza bonariensis</i> (L.) Cronquist	6	2,31	Hierba Anual	0,05	0,03	17,00	3,5
<i>Croton lachnostachyus</i> Baill.	3	2,89	Arbusto Perenne	0,00	0,00	39,00	6,5
<i>Cynanchum montevidense</i> Spreng.	1	1,00	Enredadera	0,00	0,00	41,00	3,5
<i>Datura ferox</i> L.	1	1,00	Hierba Anual	0,00	0,00	6,00	3,5
<i>Digitaria sanguinalis</i> (L.) Scop.	1	1,00	Hierba Anual	0,00	0,00	38,00	2,19
<i>Dolichandra</i> cynanchoides Cham.	1	1,00	Liana Perenne	0,00	0,02	11,00	3,5
<i>Fleischmannia prasiifolia</i> (Griseb.) R.M. King & H. Rob.	9	1,81	Arbusto	0,01	0,03	33,00	3,5
<i>Flourensia campestris</i> Griseb.	1	1,00	Arbusto Perenne	0,00	0,02	6,00	3,5
<i>Geoffroea decorticans</i> (Gillies ex Hook. & Arn.) Burkart	2	1,07	Árbol Perenne	0,00	0,00	33,00	14,23
<i>Gomphrena pulchella</i> Mart.	1	1,00	Hierba o subarbusto Perenne	0,00	0,00	2,00	3,5
<i>Ipomoea purpurea</i> (L.) Roth	1	1,00	Enredadera Perenne	0,00	0,00	43,00	10,00
<i>Ipomoea rubriflora</i> O'Donell	1	1,00	Enredadera Perenne	0,00	0,00	34,00	10,4
<i>Iresine diffusa</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.	2	1,21	Subarbusto	0,00	0,00	44,00	3,5

Nombre Científico	Grado	Compañeros Efectivos	Forma de Vida	Intermediación	Cercanía	Frecuencia	Abundancia
<i>Jodina rhombifolia</i> (Hook. & Arn.) Reissek	2	1,24	Árbol Perenne	0,00	0,02	22,00	3,5
<i>Lantana balansae</i> Briq.	4	2,49	Arbusto	0,00	0,00	9,00	3,5
<i>Lantana camara</i> L.	3	1,26	Arbusto	0,00	0,00	13,00	5,9
<i>Leonurus japonicus</i> Houtt.	1	1,00	Hierba Bianaual	0,00	0,02	41,00	12,48
<i>Lippia turbinata</i> Griseb.	5	1,18	Arbusto Perenne	0,01	0,01	10,00	3,5
<i>Lycium cestroides</i> Schltdl.	2	1,93	Arbusto Perenne	0,00	0,00	44,00	4,5
<i>Malvastrum coromandelianum</i> (L.) Garcke	6	3,15	Subarbusto Perenne	0,00	0,01	54,00	3,98
<i>Malvastrum interruptum</i> K. Schum.	4	3,14	Subarbusto Perenne	0,00	0,01	35,00	3,32
<i>Mandevilla pentlandiana</i> (A. DC.) Woodson	1	1,00	Enredadera o liana Perenne	0,00	0,00	53,00	3,93
<i>Mikania urticifolia</i> Hook. & Arn.	3	2,33	Enredadera Perenne	0,00	0,02	3,00	3,5
<i>Minthostachys verticillata</i> (Griseb.) Epling	3	2,34	Hierba Perenne	0,00	0,00	1,00	0,8
<i>Ophryosporus axilliflorus</i> (Griseb.) Hieron.	3	2,16	Arbusto Perenne	0,00	0,02	15,00	3,5
<i>Oplismenus hirtellus</i> (L.) P. Beauv.	1	1,00	Hierba Perenne	0,00	0,00	54,00	19,48
<i>Passiflora caerulea</i> L.	1	1,00	Liana Perenne	0,00	0,02	39,00	3,5
<i>Passiflora morifolia</i> Mast.	2	1,34	Liana Perenne	0,00	0,02	50,00	3,5
<i>Plantago lanceolata</i> L.	1	1,00	Hierba Perenne	0,00	0,00	14,00	3,5
<i>Pseudabutilon virgatum</i> (Cav.) Fryxell	6	5,21	Subarbusto Perenne	0,00	0,01	41,00	3,5
<i>Rhynchosia edulis</i> Griseb.	1	1,00	Enredadera Perenne	0,00	0,00	11,00	3,5
<i>Rivina humilis</i> L.	2	1,68	Hierba Perenne	0,00	0,00	60,00	3,5
<i>Ruprechtia apetala</i> Wedd.	1	1,00	Arbusto o árbol Perenne	0,00	0,00	6,00	7,5
<i>Salpichroa origanifolia</i> (Lam.) Baill.	6	1,68	Hierba o subarbusto Perenne	0,04	0,02	53,00	3,5
<i>Schinus fasciculatus</i> (Griseb.) I.M. Johnst.	3	1,82	Arbusto o árbol Perenne	0,00	0,00	37,00	6,32
<i>Schinus longifolius</i> (Lindl.) Speg.	2	1,64	Arbusto o árbol Perenne	0,00	0,00	39,00	7,43
<i>Setaria hanzikeri</i> Anton	2	1,98	Hierba perenne	0,00	0,00	24,00	2,36
<i>Sida dictyocarpa</i> Griseb. ex K. Schum.	8	4,37	Subarbusto Perenne	0,00	0,01	32,00	3,5
<i>Sida rhombifolia</i> L.	6	2,92	Hierba o subarbusto Anual o perenne	0,00	0,01	67,00	3,5
<i>Solanum argentinum</i> Bitter & Lillo	6	2,51	Arbusto Perenne	0,26	0,03	49,00	3,5

Nombre Científico	Grado	Compañeros Efectivos	Forma de Vida	Intermediación	Cercanía	Frecuencia	Abundancia
<i>Solanum chenopodioides</i> Lam.	4	3,22	Hierba Anual	0,02	0,02	46,00	3,5
<i>Solanum pseudocapsicum</i> L.	5	3,68	Subarbusto Perenne	0,02	0,02	5,00	3,5
<i>Talinum paniculatum</i> (Jacq.) Gaertn.	1	1,00	Hierba Perenne	0,00	0,02	35,00	3,5
<i>Tragia volubilis</i> L.	1	1,00	Hierba voluble Perenne	0,00	0,00	4,00	3,5
<i>Trifolium repens</i> L.	1	1,00	Hierba Perenne	0,00	0,00	1,00	0,8
<i>Vigna luteola</i> (Jacq.) Benth.	3	1,88	Hierba o enredadera Anual	0,00	0,00	1,00	0,8
<i>Zanthoxylum coco</i> Gillies ex Hook. f. & Arn.	1	1,00	Árbol Perenne	0,00	0,00	0,00	10,71
<i>Zinnia peruviana</i> (L.) L.	1	1,00	Hierba Anual	0,00	0,02	1,00	3,5

Figura 13. Cambios en la temperatura promedio anual propuestos por los escenarios A, B, C y D para el año 2050 respecto al escenario actual. Nótese que las escalas son propias de cada mapa.

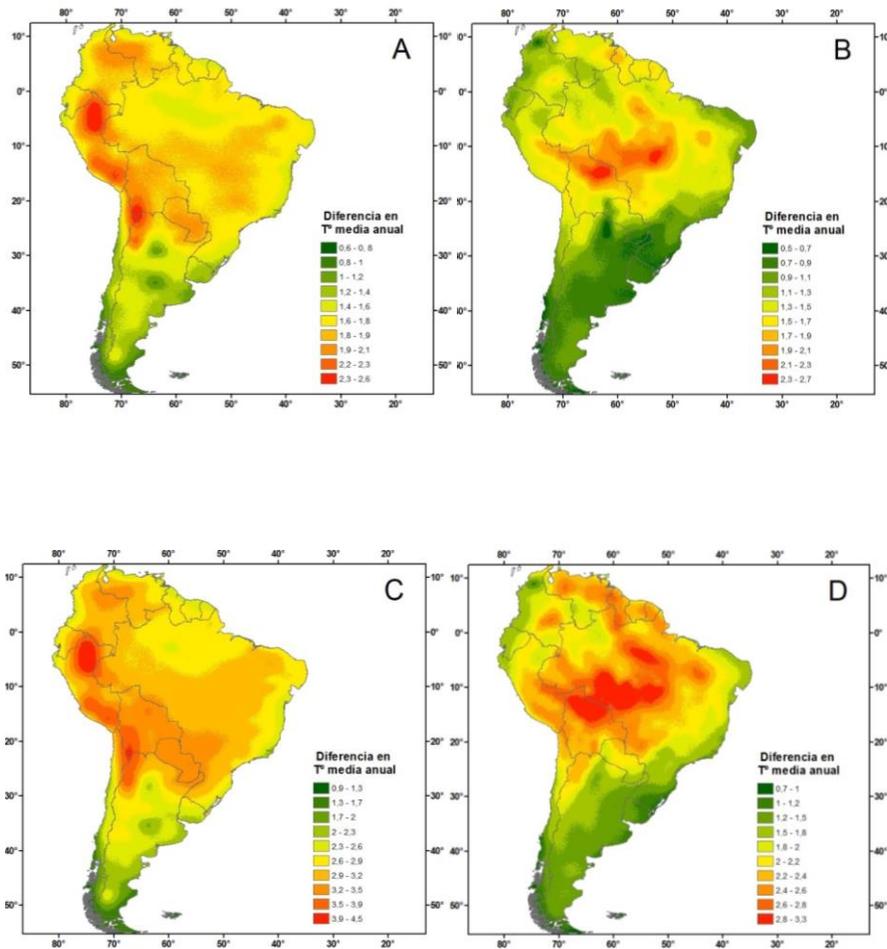


Figura 14. Cambios en la precipitación promedio anual propuestos por los escenarios A, B, C y D para el año 2050 respecto al escenario actual. Nótese que las escalas son propias de cada mapa.

