

23. Plantas exóticas en la zona de transición mediterráneo-templada de la Cordillera de la Costa: patrones a escala regional y local

Exotic plants in the mediterranean-temperate transition zone of the Coastal Range: patterns at regional and local scales

RAFAEL A. GARCÍA, ANÍBAL PAUCHARD, EDUARDO FUENTES-LILLO, JOCELYN ESQUIVEL, PAULINA SÁNCHEZ Y ALEJANDRA JIMÉNEZ

Abstract

*This chapter aims to review the richness and abundance patterns of non-native plant species within the Mediterranean and temperate transition zone in the Chilean Coastal Range. Two spatial scales were considered using herbarium data for a study area of ca. 2,000,000 hectares. At regional level, we found 236 species belonging to 38 families, mainly Asteraceae, Poaceae and Fabaceae which account for more than 50% of them. The spatial distribution reveals a relatively low number of recordings concentrated in the vicinity of urban areas. At a local-scale, we detected a concentration in the richness and abundance at the interface between forest plantations and native forest remnants, with a strong decrease in the presence of non-native species towards the interior of these forests. However, some species such as *Rosa rubiginosa*, *Rubus ulmifolius* and *Teline monspessulana*, are able to establish themselves both at the edges and in the interior of native forests. We recommend to study how invasive alien species are promoted by human activities, to evaluate the impacts that these species are generating and to do actions to control it.*

Keywords: alien species, forest edges, invasion impacts, native forest remnants, spatial distribution

23.1 Introducción

La zona de transición entre los climas mediterráneo y templado en la Cordillera de la Costa de Chile, se caracteriza por presentar un gradiente entre un clima mediterráneo cálido-subhúmedo a un clima templado húmedo-lluvioso (Luebert y Pliscoff, 2005). Su dinámica historia biogeográfica y variación climática han moldeado los cambios vegetacionales que se expresan en la composición de la flora actual de la Cordillera de la Costa (Hinojosa, 2005; Villagrán y Armesto, 2005; Villagrán et al. en este libro). En esta área se presenta un traslape de la flora esclerófila típica de zona mediterránea (e.g. *Cryptocarya alba* (Molina) Looser, *Lithraea caustica* (Molina) Hook. et Arn, *Quillaja saponaria* Molina) con una flora correspondiente a un bosque templado lluvioso, (e.g. *Caldecluvia paniculata* Cav. (D. Don), *Laureliopsis philippiana* (Looser) Schodde y *Myrceugenia planipes* (Hook. & Arn.) O. Berg), y con una marcada presencia en el estrato superior de diferentes especies del género *Nothofagus* (i.e. *Nothofagus glauca* (Phil.) Krasser, *N. obliqua* (Mirb.) Oerst. y *N. alessandrii* Espinosa). Por lo cual, esta área exhibe una gran riqueza de especies nativas, la mayoría de ellas endémicas (San Martín, 2005; Wilson et al., 2005; Cavieres et al., 2005; González y Llanos, en este libro; Parra et al., en este libro; Rudolph, en este libro; Smith-Ramírez et al., en este libro).

La zona de transición de vegetación mediterránea-templada (M-T) de la Cordillera de la Costa durante las últimas décadas se ha visto fuertemente afectada por la disminución de la superficie de sus bosques debido al cambio de uso de suelo propiciado por actividades principalmente silvoagropecuarias (Bustamante y Castor, 1998; Smith-Ramírez, 2004; Echeverría et al., en este libro), generando un declive de hasta un 67% de los bosques nativos entre los años 1975 y 2000 (Echeverría et al., 2006; y en este libro). Uno de los principales impactos ambientales negativos que este proceso ha generado es la deforestación y fragmentación de los bosques originales; esta pérdida de conexión y de calidad de hábitat produce además cambios significativos en las condiciones abióticas y bióticas de los bosques remanentes. Esta degradación afecta el reclutamiento de las especies nativas, además de favorecer el establecimiento de especies exóticas que se adaptan fácilmente a estas nuevas condiciones ambientales

(Gómez *et al.*, 2011; 2012; Bustamante y Simonetti, 2005; Bustamante *et al.*, 2003). Así, a escala de paisaje, el continuo de lo que fue el bosque nativo se transformó en un mosaico de fragmentos de bosque dentro de una matriz dominada por plantaciones forestales de especies exóticas de los géneros *Pinus* y *Eucalyptus* principalmente (Estades y Escobar, 2005; Bustamante y Simonetti, 2005) y de matorrales dominados por las especies de arbustos exóticos, *Teline monspessulana* (L.) K. Koch y *Ulex europaeus* L. (San Martín, 2005). Aun cuando es el cambio de uso de suelo el proceso que mayores efectos negativos generó a la biodiversidad, la composición y estructura actual de las plantaciones forestales juegan un rol importante en la mantención de la biodiversidad que quedó remanente en la zona de transición M-T.

La degradación de estos ecosistemas ocasiona cambios en las condiciones abióticas (e.g., nivel del pH, estrés lumínico, disponibilidad de nutrientes), bióticas (e.g., presión de propágulos, alelopatía, efectos competitivos) de los remanentes. Así mismo, las perturbaciones tanto antrópicas como naturales (e.g., carreteras, incendios, destrucción de microhábitat), contribuirían a aumentar la llegada y establecimiento de especies exóticas (Simberloff *et al.*, 2010). La fragmentación del hábitat debido a cambios en el uso de suelo es una de las perturbaciones que tiene mayor impacto negativo sobre la biodiversidad y está correlacionado positivamente con el arribo y establecimiento de especies exóticas de diferentes taxa (Saunders *et al.*, 1991; Brothers y Spingarn, 1992; Hobbs, 2001; With, 2002). Actualmente los remanentes de bosques nativos siguen estando compuestos predominantemente por especies nativas, muchas de ellas endémicas y una relativamente baja abundancia de especies exóticas. En contraste, el sotobosque de las plantaciones forestales que las rodean muestran una elevada riqueza de especies exóticas (Braun *et al.*, 2017). Bajo este contexto, las plantaciones forestales estarían ocasionando un proceso de homogenización a escala de paisaje y de rodal (García *et al.*, 2018; Braun *et al.*, 2017). Este proceso de homogenización estaría explicado por i) la sustitución de bosques nativos por monocultivos de especies forestales con sotobosques poco desarrollados, y ii) la invasión de las especies cultivadas, y otras exóticas abundantes en las plantaciones, hacia el interior de los remanentes de bosque nativo en el área. De hecho, la riqueza de

especies exóticas al interior de los fragmentos de bosque nativo sería un subconjunto de las especies exóticas presentes al interior de las plantaciones forestales (Becerra y Simonetti, 2013).

La mayor parte de las especies de plantas exóticas que han sido introducidas a Chile no han logrado naturalizarse y dependen de las actividades humanas para sobrevivir (e.g., cultivos, ornamentales) (Pauchard *et al.*, 2011a). Sin embargo, más de 700 plantas exóticas han logrado naturalizarse, las que concentran en la zona central de Chile (Arroyo *et al.*, 2000; Fuentes *et al.*, 2013; PNUD-LIB, 2017; Rodríguez *et al.*, 2018). De estas especies que logran naturalizarse, algunas mantienen poblaciones estables en el tiempo, a distancias considerables de la planta madre, y se propagan a gran distancia, denominándose las especies exóticas invasoras (Richardson y Rejmánek, 2004). Para Chile, no existe una determinación del número de especies invasoras, pero usualmente se refiere a ellas como aquellas que tienen un impacto negativo significativo para los ecosistemas y la sociedad (PNUD-LIB, 2017).

En el caso de la Cordillera de la Costa, se sabe que diversas especies exóticas han logrado invadir los ecosistemas degradados, principalmente debido a la disminución de la cobertura de copas y un aumento en la cantidad de suelo descubierto (libre de hojarasca) (Pauchard *et al.*, 2014). En este contexto, en remanentes de bosque maulino es frecuente encontrar individuos de *Pinus radiata* D. Don proveniente de las plantaciones circundantes (Bustamante y Simonetti, 2005; Gómez *et al.*, 2011) y de *T. monspessulana* (Gómez *et al.*, 2012) el cual es abundante en sitios con fuerte degradación antrópica (García *et al.*, 2014). Aun cuando las especies antes señaladas (i.e., *P. radiata*, *T. monspessulana*) han sido estudiadas con mayor profundidad se han descrito a lo menos 30 especies exóticas con presencia al interior del bosque maulino (San Martín, 2005).

Debido a la gran presión antrópica, al desarrollo forestal y a los cambios en regímenes naturales (e.g. precipitaciones y fuego) que actualmente se desarrollan en la transición M-T de la Cordillera de la Costa, se hace necesario estudiar más a fondo los patrones de riqueza y abundancia de especies exóticas con el fin de generar información crucial para definir planes de protección y restauración de la flora nativa, en los casos en que esta la amenace. Este capítulo tiene por objetivo revisar los patrones de riqueza y

abundancia de especies de plantas exóticas al interior de la zona de transición entre los ecosistemas mediterráneo y templado de la Cordillera de la Costa de Chile. Se consideraron dos escalas espaciales, en la primera se analizan las tendencias de distribución de especies exóticas a una escala regional y en la segunda, se analizan a escala de rodal.

23.2 Métodos

Patrones de riqueza y abundancia de especies exóticas a escala regional. El área de estudio corresponde a una sección de la Cordillera de la Costa en el centro-sur de Chile, entre los ríos Mataquito (35° S) e Imperial (38°43'S), ubicado sobre los 100 m s.n.m. en la vertiente oriental (Albers, 2012), el cual cubre una extensión de dos millones de hectáreas (específicamente 2.017.900 ha). En esta zona se evaluó la presencia de especies de plantas exóticas naturalizadas a partir de la base de datos taxonómica del Laboratorio de Invasiones Biológicas, LIB (Fuentes *et al.*, 2013) confeccionada principalmente en base a registros georreferenciados del herbario de la Universidad de Concepción (CONC). A su vez, se evaluó la distribución espacial de los registros, considerando la riqueza y densidad de registros de herbario, en una grilla de 5x5 km (Fig. 1). Para cada grilla (i.e., unidad de muestreo) dentro del área se cuantificó además variables de paisaje (i.e. porcentaje de áreas pobladas, frecuencia de incendios, densidad de cursos de agua y densidad de caminos). Se utilizaron modelos lineales generalizados para relacionar las variables de paisaje con la riqueza (número de especies por unidad de muestreo/valor de unidad muestral con mayor cantidad de especies) y abundancia (número de registros de especies por unidad de muestreo/valor de unidad muestral con mayor cantidad de registros de especies) de especies de plantas exóticas dentro del área de estudio.

Patrones de riqueza y abundancia de especies exóticas a escala de rodal. Con el fin de evaluar la presencia de especies exóticas al interior de remanentes de bosque nativo en sectores mayoritariamente cubiertos por plantaciones forestales, se realizó un muestreo de la vegetación en el sector sur del área de estudio (i.e., Cordillera de Nahuelbuta entre los 37° 75' S y 38° 32' S) al

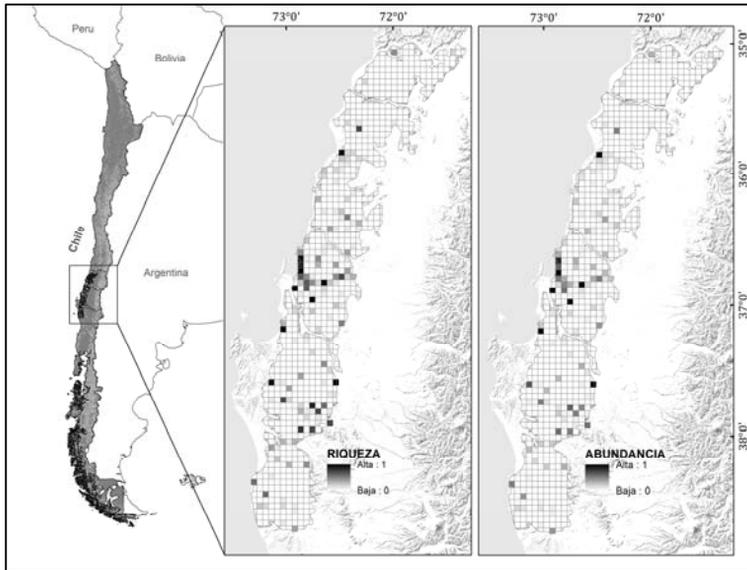


Figura 1. Riqueza (número de especies por unidad de muestreo/valor de unidad muestral con mayor cantidad de especies) y abundancia (número de registros de especies por unidad de muestreo/valor de unidad muestral con mayor cantidad de registros de especies) de especies exóticas con registro en herbario para la zona de transición mediterráneo-templada de la Cordillera de la Costa. Los datos muestran áreas para las cuales no existe registro de presencia de especies exóticas (píxeles blancos). Los píxeles son de 5x5 km.

interior de 25 fragmentos de bosque nativo. Estos fragmentos de una superficie entre 10 y 40 ha cada uno, corresponden a remanentes inmersos en una matriz afectada por una fuerte perturbación antrópica y en donde todos los fragmentos colindan totalmente con una plantación forestal de *Eucalyptus globulus* Labill.

En cada fragmento seleccionado se realizó un transecto tipo T siguiendo la metodología propuesta por MIREN (Seipel *et al.*, 2012) para la detección de plantas exóticas. Cada transecto estuvo compuesto de tres parcelas de 50 x 2 m, con una parcela al interior del fragmento paralela a la interface entre la plantación de *E. globulus* y el bosque nativo, y las otras dos parcelas perpendiculares hacia el interior del fragmento. La presencia de

cada especie (nativa o exótica) se registró en cinco subparcelas de 10 x 2 m. La riqueza de especies corresponde al número total de especies registradas en cada parcela. La abundancia fue representada mediante la proporción de subparcelas con presencia de especies exóticas versus el total de subparcelas instaladas en cada sitio. Los valores de riqueza y abundancia promedio fueron analizados a nivel de transecto (fragmento) y por parcela (i.e. interface, borde, interior). Se construyeron modelos de regresión lineal entre las variables riqueza y abundancia de exóticas por fragmento para testear su relación con el tamaño y la riqueza de especies nativas de cada fragmento.

23.3 Resultados y discusión

De acuerdo con los registros de herbario, la riqueza de especies exóticas a escala regional (i.e. toda el área de estudio previamente descrita) alcanza a 236 especies (Anexo 1), correspondientes a 38 familias (Fig. 2). Las familias con mayor cantidad de especies registradas corresponden a: Asteraceae (53), Poaceae (47) y Fabaceae (24), estas mismas familias concentran la riqueza de especies exóticas en la zona mediterránea de la Cordillera de la Costa (ca. 33° S) (Teillier *et al.*, 2010; Hauck *et al.*, 2016) y también a nivel nacional (Fuentes *et al.*, 2013). Estas tres familias han sido reportadas como las más representativas de la flora exótica naturalizada a nivel mundial, donde Asteraceae contribuye con un 10,2% del total de especies registradas en GloNAF (Global Naturalized Alien Flora), Poaceae con un 9,8% y Fabaceae con un 9,0% (Pyšek *et al.*, 2017).

A su vez, las familias más representadas en los registros de herbario, son también las que presentan mayor abundancia. La familia Poaceae presentó 191 registros, Asteraceae con 174 registros y Fabaceae con 104 registros de especies exóticas (Fig. 3). La abundancia promedio de especies de plantas exóticas por pixel (5 x 5 km) para toda el área fue de $0,95 \pm 0,26$ (\pm E.E.). Al considerar sólo aquellos cuadrantes con presencia de especies exóticas se alcanza un valor de $6,46 \pm 1,73$ registros de especies de plantas exóticas por unidad muestral. Un valor máximo de 249 registros se detectó en las cercanías de la ciudad de Concepción.

La distribución espacial de la riqueza y la abundancia de registros de plantas exóticas a escala regional tuvo una alta

concentración en las cercanías de los centros poblados, principalmente asociados a la provincia de Concepción (Fig. 1). A su vez, el patrón general de distribución muestra que las especies exóticas se distribuyen en toda la extensión del área, con menor proporción en el sector norte de área de estudio e igualmente distribuidas en el gradiente altitudinal.

Las variables del paisaje evaluadas en relación a la abundancia promedio de especies exóticas mediante un análisis de regresión indicaron que las especies exóticas se asocian positivamente a mayor porcentaje de áreas pobladas ($F=60,89$; $p < 0,001$) y mayor frecuencia de incendios ($F=38,15$; $p < 0,001$) y negativamente a mayor densidad de cursos de agua ($F=24,91$; $p < 0,001$). No se apreció una relación significativa con la densidad de caminos ($F=0,282$; $p = 0,596$).

De acuerdo con los resultados en las cercanías de las ciudades hay mayor riqueza y abundancia de especies exóticas, lo que ya ha sido reportado por Fuentes *et al.* (2013), quienes a su vez enfatizan que la abundancia puede ser afectada también por el tiempo desde que las especies fueron introducidas al área (i.e. tiempo de residencia). Por otro lado, es importante destacar que aquellas áreas con nula presencia de exóticas corresponden, probablemente, a sectores con bajo esfuerzo de muestreo botánico y no representa evidencia de una resistencia de estos ecosistemas al establecimiento de plantas exóticas. Esto podría explicar la relación negativa entre el número de especies exóticas con los cursos de agua, ubicados en su mayoría en zonas de quebradas de accesibilidad limitada y pocos registros de especies exóticas. Es más, gran parte del área de estudio corresponde a sectores con uso agrícola o forestal que se caracterizan por concentrar gran cantidad de especies exóticas (Bustamante y Castor, 1998; Becerra y Simonetti, 2013, Braun *et al.*, 2017).

A modo de ejemplo de la baja representatividad de especies exóticas en esta zona en los registros de herbarios, tenemos los casos de las especies *P. radiata* y *E. globulus*, ampliamente cultivadas y naturalizadas en el área, y que no registran colectas de herbario. Esto se debería a un sesgo de colecta hacia las proximidades de grandes ciudades y universidades (Moerman y Estabrook, 2006; Arroyo *et al.*, 2000) y al bajo valor científico que se le daba en el pasado al estudio del componente

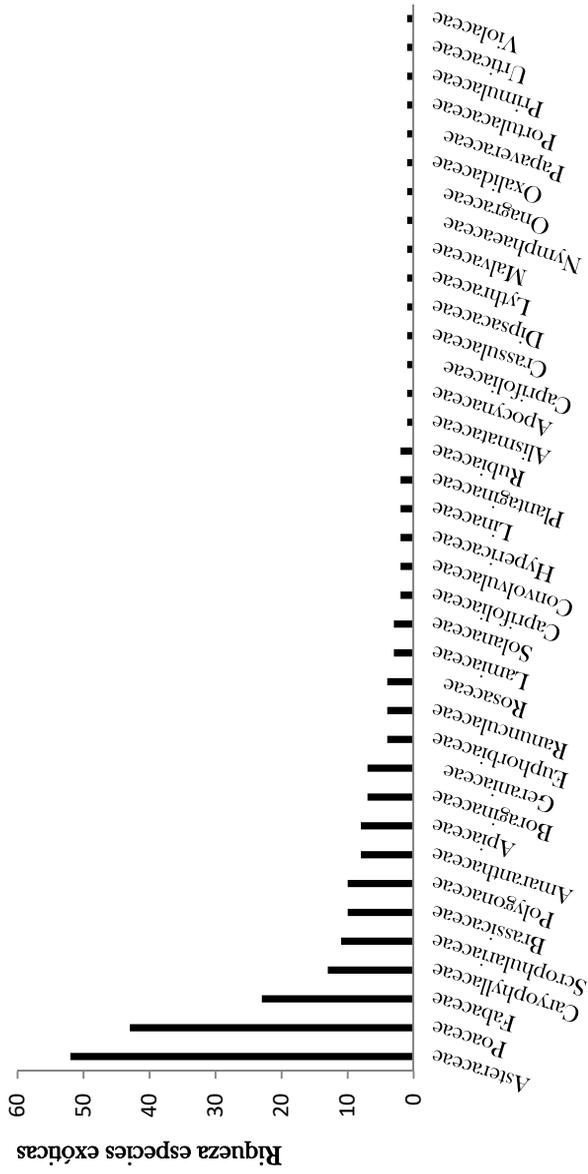
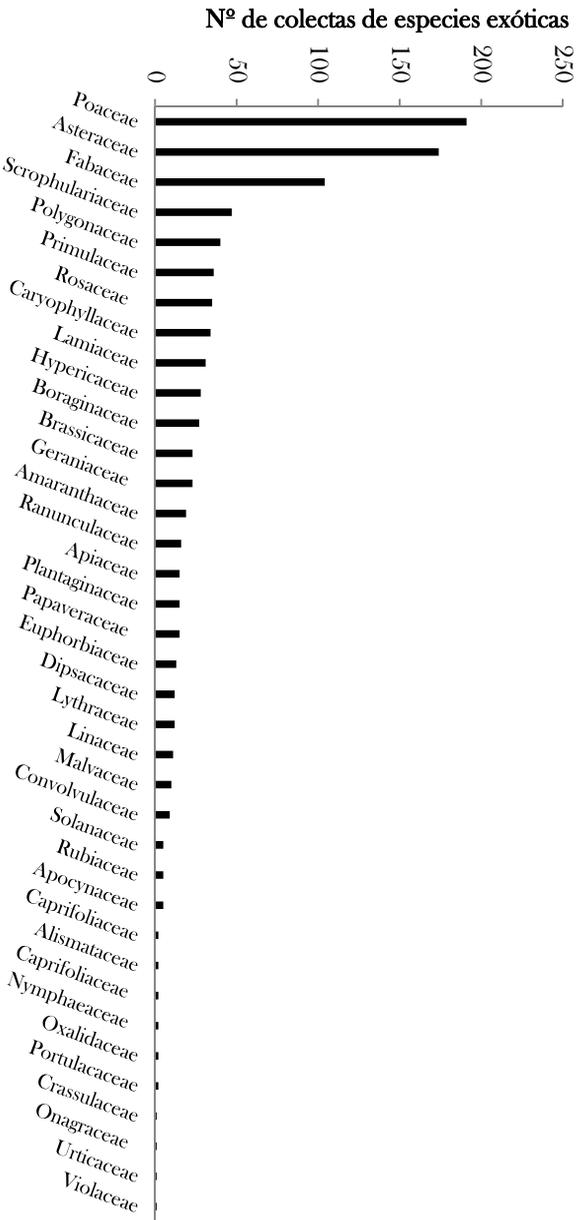


Figura 2. Riqueza (n° de especies) de especies de plantas exóticas por familia a escala regional en base a registros de herbario para la zona de transición mediterráneo-templada de la Cordillera de la Costa de Chile.

Figura 3. Número de colectas de especies de plantas exóticas por familia, en base a registros de herbario para la zona de transición mediterráneo-templada de la Cordillera de la Costa.



exótico dentro de las comunidades de plantas (Pauchard *et al.*, 2004).

Un factor que podría explicar la presencia de especies exóticas en los paisajes de la Cordillera de la Costa es la creciente incidencia de incendios forestales (McWethy *et al.*, 2018; Carvajal y Alaniz, en este libro). Las especies de plantas exóticas y los incendios forestales en muchos casos generan una retroalimentación positiva, ya que una gran abundancia de especies exóticas ocasiona un aumento en la carga de combustible (i.e. biomasa), que puede contribuir a aumentar la frecuencia e intensidad de los incendios (Brooks *et al.*, 2004; Mandle *et al.*, 2011). A su vez la temperatura alcanzada en los incendios favorece la germinación de algunas especies exóticas (Brooks *et al.*, 2004; Pauchard *et al.*, 2008; Figueroa *et al.*, 2009). Tal es el caso *T. monspessulana*, la cual regenera abundantemente en zonas incendiadas dentro del área de estudio (García *et al.*, 2010; 2015).

A escala de rodal, nuestros resultados permiten entender mejor la dinámica de invasión de especies exóticas. Al interior de todos los fragmentos de bosque nativo muestreados se registraron un total de 134 especies nativas y 27 especies de plantas exóticas (Anexo 1), las que representan un 16,7% de la flora del área estudiada. Dentro de estas especies de plantas exóticas, cinco corresponden a árboles, otras cinco a arbustos y 17 a hierbas. Las plantas exóticas registradas pertenecen principalmente a las familias Poaceae y Fabaceae que entre ambas acumulan el 38% de las especies, le siguen las especies de las familias Asteraceae y Rosaceae que presentan un 30%. Estas cuatro familias han sido registradas en otras regiones como las de mayor número de especies de plantas exóticas invadiendo diversos ecosistemas (Pauchard *et al.*, 2011a; b; Fuentes *et al.*, 2013). Las especies exóticas *E. globulus* y *R. ulmifolius* fueron registradas en un 76% de los fragmentos muestreados. Por otro lado, nueve especies de plantas exóticas solo fueron registradas en un solo fragmento. En términos de presencia en los diferentes fragmentos de bosque muestreados, las especies más comunes fueron *Agrostis sp.*, *Hypochaeris radicata* L., *Rosa rubiginosa* L., *R. ulmifolius*, *Rumex acetosella* L. y *T. monspessulana*.

Al interior de los fragmentos de bosque nativo la riqueza promedio de especies exóticas fue de $5,9 \pm 0,7$ (min=1; max=14) especies por fragmento. En relación a la abundancia por fragmento,

en promedio un $20,8\% \pm 2,7$ (min=8%; max=53,4%) de las subparcelas muestreadas registraron la presencia de al menos una especie de planta exótica. La riqueza de especies exóticas al interior de los fragmentos no mostró relación con la riqueza de especies nativas (Fig. 4). Del mismo modo el tamaño de los fragmentos no se correlaciona ni con la riqueza ni con la abundancia promedio de especies de plantas exóticas. Por otro lado, la abundancia promedio de plantas exóticas se correlacionó positivamente con la abundancia promedio de plantas nativas (Fig. 4).

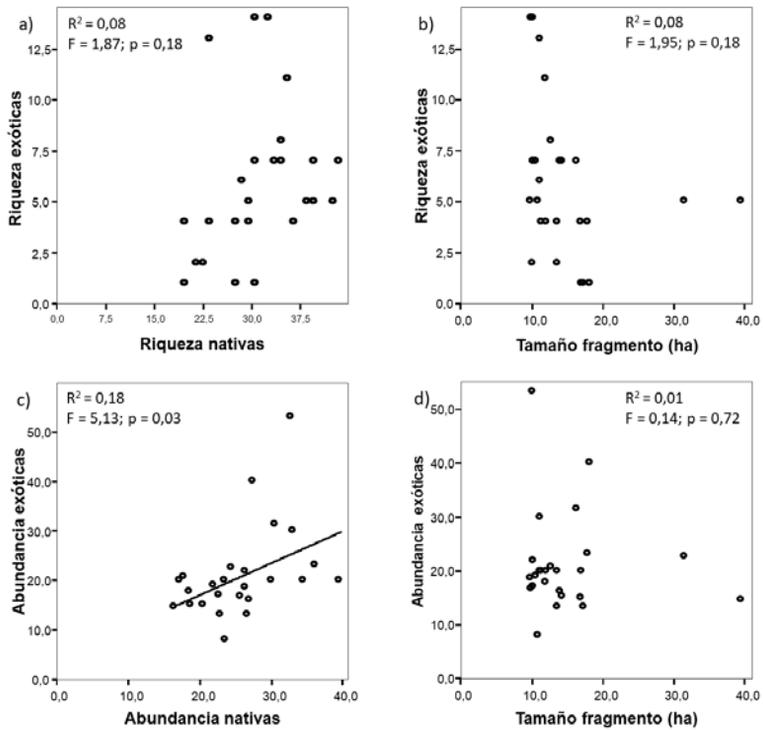


Figura 4. Correlación lineal entre a) riqueza de especies de plantas exóticas y riqueza de especies nativas, b) riqueza de especies de plantas exóticas y tamaño de fragmento, c) abundancia de especies de plantas exóticas y riqueza de especies nativas, d) abundancia de especies de plantas exóticas y tamaño de fragmento. Línea indica la interacción del modelo de regresión lineal entre ambas variables, n=25.

En las parcelas ubicadas en la interface plantación/bosque fueron registradas 26 de las 27 especies de plantas exóticas registradas en los fragmentos muestreados a escala de rodal. La riqueza promedio de plantas exóticas en las parcelas ubicadas en la interface plantación/bosque fue de 5,3 especies exóticas por parcela, valor significativamente mayor ($F=21,0$; $p<0,001$) que la riqueza en las parcelas de borde e interior. Entre las parcelas de borde e interior no se registraron diferencias, con valores promedio de 1,7 y 1,0 especies por parcela, respectivamente. La abundancia promedio de plantas exóticas por parcela presentó el mismo patrón de disminución hacia el interior del bosque nativo, con mayor abundancia en las parcelas de la interface en comparación a las parcelas de borde e interior ($F=73,12$; $p<0,001$). El máximo valor de abundancia fue de 47% en la interface plantación/bosque y solo 5% al interior del bosque nativo.

Aun cuando se observa una fuerte disminución en la riqueza y abundancia de plantas exóticas desde las plantaciones hacia el interior del bosque nativo, hay algunas especies que están presentes en las tres condiciones. Estas especies son capaces de crecer tanto en las condiciones de mayor disponibilidad de luz como en sombra. Las especies de hierbas exóticas *Cirsium vulgare*, *Holcus lanatus*, *H. radicata*, *Solanum nigrum* y los arbustos *R. rubiginosa*, *R. ulmifolius*, *T. monspessulana* se registraron a lo largo de todo el gradiente. Estos arbustos son los que pueden causar un mayor impacto sobre la diversidad de plantas nativas debido a la fuerte competencia por espacio y luz, pudiendo incluso inhibir completamente la regeneración de nuevas plántulas bajo ellos (Bossard *et al.*, 2000; Quiroz *et al.*, 2011).

Es importante destacar que *P. radiata* fue encontrado hasta la zona de borde (hasta los 50 m desde la plantación), aun cuando en ninguno de los sitios analizados poseía plantaciones comerciales de esta especie. De hecho, la mayoría de los individuos encontrados correspondían a árboles aislados de grandes dimensiones que son vestigio de usos anteriores del suelo. Todos los transectos fueron realizados en bosques que colindaban con plantaciones de *E. globulus*, de ahí que no es de extrañar que estuviera presente en un 76% de los fragmentos analizados y con una elevada abundancia promedio (60,8%) en las parcelas de interfaz, disminuyendo fuertemente en las parcelas de borde (4,8%). La mayoría de los

individuos correspondían a árboles de tamaño medio plantados al interior de los fragmentos de bosque nativo o rebrotes desde tocón de rotaciones anteriores. Tanto *P. radiata* como *E. globulus* son las especies que mayores cambios pueden ocasionar al interior del bosque, ya que no sólo disminuyen la abundancia de las especies del sotobosque (Becerra *et al.*, 2017; Braun *et al.*, 2017), sino que compiten directamente por la dominancia del dosel con las especies arbóreas nativas (Calviño-Cancela y van Etten, 2018).

23.4 Implicancias para el manejo

Son pocos los estudios a escala de paisaje que analizan la presencia de especies exóticas en esta sección de la Cordillera de la Costa. Previamente, el trabajo de San Martín (2005) entregó un listado de 30 especies de plantas exóticas presentes en el bosque maulino, y más recientemente Becerra y Simonetti (2013) detallan la presencia de 16 especies de plantas exóticas en las proximidades de la Reserva Nacional Los Queules. Aun cuando estos trabajos caracterizaron una superficie menor a la de este estudio, es notable el aumento en la cantidad de registros mostrados en este capítulo con 239 especies de plantas exóticas (Anexo 1). Hemos encontrado en este trabajo que dentro de los límites de la zona de transición M-T de la Cordillera de la Costa se encuentra un tercio (32%) de las 755 especies de plantas exóticas terrestres presentes en Chile (PNUD-LIB, 2017).

Claramente los ecosistemas boscosos de la zona de transición M-T de la Cordillera de la Costa no están exentos del proceso de invasión de plantas, con valores de riqueza y abundancia muy similares a los registrados en la zona mediterránea (33° S) de la misma cordillera en donde la riqueza de plantas exóticas alcanza el 34% y la cobertura de estas un 73% (Teillier *et al.*, 2010). En estos ecosistemas el foco de la investigación y el posterior manejo debe centrarse en la fragilidad e importancia ecológica de los ecosistemas invadidos, y no tanto en la identidad y cantidad de las especies exóticas presentes en ellos.

La riqueza y abundancia de especies de plantas exóticas se concentra principalmente en las zonas de borde de los remanentes de bosques, mismo patrón previamente observado en otros estudios (Pauchard y Alaback, 2006; Pauchard *et al.*, 2009). Este patrón está relacionado principalmente a que la zona de interfaz

entre los remanentes de bosque y otros usos de suelo (e.g. plantación forestal, praderas) presenta mayores índices de perturbación. Se ha documentado que estas zonas reciben una mayor presión de propágulos, presentan mayores cambios en los procesos hidrológicos y mayor erosión; tres factores que podrían favorecer la llegada y establecimiento de especies exóticas (Crawford *et al.*, 2001). Recientes estudios han evaluado que las perturbaciones (e.g. remoción de la vegetación, incendios forestales) que se generan en bosques nativos contribuyen en gran medida a la llegada y establecimiento de especies exóticas. Además, esta disminución de especies exóticas al interior del bosque nativo esta principalmente asociada a la baja disponibilidad de luz que presentan estos ecosistemas poco intervenidos, siendo un factor limitante para el crecimiento de la mayoría de las especies exóticas, contrarrestando el efecto positivo que generan el alto contenido de nutrientes de los bosques nativos, los cuales tienden a favorecer el establecimiento de especies exóticas (Fajardo y Gundale, 2018). Aun cuando las semillas de *P. radiata* pueden llegar hasta el interior de fragmentos de bosques bien desarrollados (Bustamante y Simonetti, 2005), el sombreado en su interior genera condiciones abióticas que podrían inhibir la germinación y el establecimiento de estas plantas (Bustamante *et al.*, 2003). La permeabilidad de estos bosques a la invasión no solo depende de la mantención de la cobertura de copas, sino que también del tamaño del fragmento. El tamaño del fragmento es un buen indicador de la susceptibilidad a la invasión de pinos, así pequeños fragmentos son más susceptibles a la invasión en comparación a fragmentos de mayor tamaño que serían más resistentes (Gómez *et al.*, 2011).

El tamaño del fragmento de bosque pareciera no ser un indicador del grado de invasión de *T. monspessulana* en la Cordillera de la Costa (Gómez *et al.*, 2012; Becerra y Simonetti, 2013). La presencia y abundancia de esta especie está fuertemente correlacionada con la cercanía a caminos, áreas pobladas y mayor precipitación, pero es mucho más abundante en plantaciones forestales y matorrales abiertos (García *et al.*, 2014). Los incendios forestales es la perturbación más preponderante a la hora de asegurar la permanencia en el largo plazo de este arbusto invasor (Pauchard *et al.*, 2008; García *et al.*, 2010; 2014; 2015).

Gran cantidad de las especies exóticas presentes en el área de estudio corresponden a hierbas y gramíneas con baja cantidad

de registros en los herbarios (e.g., *Bidens aurea* (Aiton) Sherff, *Poa annua* L.) o leñosas con presencia más bien anecdótica al interior de los bosques (e.g. *Sambucus nigra* L.). Por otro lado, un reducido número de especies exóticas han mostrado la capacidad de establecerse y alcanzar gran abundancia al interior de plantaciones forestales, bosques nativos continuos y remanentes pequeños de bosques de la Cordillera de la Costa. Aquí destacan especies con reconocido potencial invasor en otros países, como *P. radiata*, *R. ulmifolius* y *T. monspessulana* (y otros arbustos de la misma familia de esta última como *Cytisus scoparius* (L.) Link., *C. striatus* (Hill) Rothm. y *U. europaeus*) (Bustamante *et al.*, 2005; Becerra y Simonetti, 2013; Gómez *et al.*, 2011; García *et al.*, 2014), especies que además se verían fuertemente favorecidas si continúan aumentando las perturbaciones en el área. Este último grupo de especies podrían ocasionar los principales impactos sobre la biodiversidad y los servicios ecosistémicos en la Cordillera de la Costa.

Los cultivos de *P. radiata* y *Eucalyptus* spp. corresponden al uso de suelo predominante dentro del área de estudio (Bustamante y Castor, 1998; Smith-Ramírez, 2004; Bustamante y Simonetti, 2005; San Martín, 2005; Estades y Escobar, 2005; Braun *et al.*, 2017) y son reconocidas a nivel mundial como invasoras de cuidado (e.g. Richardson y Rejmánek, 2011; Catry *et al.*, 2015), sin embargo, ambas especies difieren en su grado de invasividad en la zona de transición M-T de la Cordillera de la Costa. La invasión de *P. radiata* ha sido ampliamente documentada en los fragmentos del bosque maulino (Bustamante y Simonetti, 2005; Gómez *et al.*, 2011), donde su establecimiento está fuertemente relacionado a la disponibilidad de luz (Bustamante *et al.*, 2003). En sectores más al sur del área de estudio los bosques tendrían mayor resistencia a la invasión de pino producto de doseles más cerrados asociados a una mayor precipitación y el aumento de especies siempre verdes que producen un sombreado a lo largo de todo el año. Por otro lado, *E. globulus* comúnmente no se disemina al interior de bosques nativos por lo que no es considerado una especie fuertemente invasora (Becerra *et al.*, 2017). Aun cuando produce gran cantidad de semillas, estas se dispersan solo a pocos metros de la plantación, con mayor probabilidad de establecerse en plantaciones forestales y matorrales que en bosques nativos (Calviño-Cancela y Rubido-Bára 2013). De hecho, la presencia de *E. globulus* al interior de

remanentes de bosque nativo del área de estudio es menos frecuente y estaría asociada principalmente a malas acciones de manejo de las plantaciones y no a un proceso de invasión de nuevos individuos a partir de semillas.

Entendiendo que el problema de la invasión de plantas exóticas es un síntoma asociado a otras perturbaciones de origen antrópico, el primer objetivo para un control efectivo debiera ser frenar la degradación de los ecosistemas nativos para luego establecer un manejo forestal que tienda a disminuir el ingreso de nuevas especies invasoras y a controlar el avance y proliferación de las ya existentes (Pauchard *et al.*, 2014). Así, los impactos de las especies exóticas pueden ser aminorados mediante una gestión integral del territorio que incluya prácticas a escala de rodal y escala de paisaje. Estas acciones incluyen cambios en el manejo silvícola de las plantaciones forestales en donde se asuma a las plantaciones como fuentes de propágulos de especies exóticas, tanto de las especies cultivadas como de otras exóticas que crecen en su interior (Pauchard *et al.*, 2014). Existen varias formas para prevenir invasiones desde las plantaciones y cómo controlarlas (Richardson, 1998). Plantar especies menos invasoras, mejorar la selección de sitios y monitoreo de la invasión han sido aplicados exitosamente en diferentes partes del mundo para prevenir la invasión de especies de interés comercial (Nuñez *et al.*, 2017). Debe



Figura 5. Regeneración de plantas exóticas en meses posteriores al incendio Las Máquinas de la temporada 2016-2017 en la Cordillera de la Costa del Maule. *Pinus radiata* y *Teline monspessulana* al interior de una plantación forestal (Izq.). *P. radiata* al interior de bosque de *Nothofagus glauca* (Der.). Los efectos del fuego aseguran la permanencia de estas especies revigorizando sus poblaciones y favoreciendo su expansión a nuevas áreas.

buscarse también una regulación del mercado de la leña que lentamente degrada los bosques (Conway, 2012), disminuyendo la cobertura arbórea y favoreciendo el establecimiento de plantas exóticas. Muchas de las especies invasoras se ven favorecidas por la perturbación y el aumento de la radiación solar, por lo que cualquier apertura del dosel y disturbio del suelo abre oportunidades para la invasión (Pauchard *et al.*, 2014).

Afortunadamente, en Chile aún la mayoría de las especies invasoras son sombra-intolerante por lo que un manejo que permita un dosel de copas relativamente cerrado controla las especies más agresivas. Especial atención, se debe tener también con la dispersión de semillas y propágulos al momento de la corta forestal, momento en el cual se liberan los nutrientes del suelo y la cobertura es reducida a cero en un esquema de tala rasa.

Sin duda, uno de los mayores desafíos actuales apunta a disminuir los efectos negativos de los incendios forestales que modifican la estructura y composición de los bosques nativos y que favorecen la permanencia y el avance de plantas exóticas (McWethy *et al.*, 2018). Muchas de las especies de plantas invasoras dominantes (e.g. *Pinus* spp., *Cytisus* spp.) en Chile son altamente inflamables, capaces de promover la propagación del fuego (García *et al.*, 2015; Cobar-Carranza *et al.*, 2014).

Si bien el origen de los incendios forestales pareciera no estar relacionado directamente con la presencia de plantas exóticas, el impacto del fuego (i.e. propagación, intensidad y severidad) puede ser exacerbado por la presencia de plantas exóticas, y muchas especies exóticas en Chile son favorecidas por incendios más recurrentes (García *et al.*, 2010; Franzese y Raffaele, 2017) generando una retroalimentación positiva, la cual causa rápidas y permanentes modificaciones del ecosistema (Contreras *et al.*, 2011; Brooks *et al.*, 2004; McWethy *et al.*, 2018) (Fig. 5).

Aunque actualmente las invasiones de plantas están creando grandes problemas ecológicos y económicos, con cientos de hectáreas invadidas y aumentando rápidamente en diversos ecosistemas de la Cordillera de la Costa, existen muchas herramientas disponibles para atenuar sus impactos. El manejo (i.e. prevención, contención, control y erradicación) a nivel específico debiese centrarse en aquellas especies invasoras más problemáticas y en áreas de alto valor para la conservación y/o la restauración. A pesar de las posibilidades técnicas de controlar las

invasiones de plantas y que éstas son una prioridad en los esquemas de certificación forestal (e.g. FSC, CERTFOR), existen muchos desafíos con respecto a su control. Cada área invadida presenta particularidades y dificultades únicas, pero algunos de los desafíos en común más importantes son la gran escala espacial del problema, la falta de voluntad política, los recursos económicos limitados y la falta de una conciencia y reglamentación ambiental adecuada (Nuñez *et al.*, 2017). Los actores interesados (universidades, organismos del estado, ONG's, grandes y pequeños propietarios) deben trabajar en conjunto para resolver estos problemas y buscar las mejores opciones para reducir la extensión de las áreas invadidas y mitigar sus impactos.

Agradecimientos

Este capítulo se enmarca en el trabajo realizado por el Laboratorio de Invasiones Biológicas (LIB) y fue financiado en parte por PROYECTO FONDECYT 11170516 y CONICYT PIA APOYO CCTE AFB170008. J.E y E.F agradecen el apoyo de CONICYT a través de su Beca Doctorado Nacional. A Forestal Volterra S.A. por permitir la realización de los muestreos en sitios de su patrimonio.

Las referencias se encuentran al final del libro.

Anexo 1. Especies de plantas exóticas (n=239) registradas en la porción de la Cordillera Costa comprendida entre el río Mataquito (34.99° S) y río Imperial (38.71° S). Incluye especies del análisis a escala de paisaje obtenidas de la base de datos del Laboratorio de Invasiones Biológicas, LIB (Fuentes et al. 2013) y las especies de plantas exóticas registradas en el muestro a escala de rodal.

Especies	Familia	Forma de vida
<i>Acacia dealbata</i> Link	Fabaceae	Árbol
<i>Achillea millefolium</i> L.	Asteraceae	Hierba
<i>Agrostemma githago</i> L.	Caryophyllaceae	Hierba
<i>Agrostis capillaris</i> L.	Poaceae	Hierba
<i>Agrostis castellana</i> Boiss. & Reut.	Poaceae	Hierba
<i>Agrostis scabra</i> Willd.	Poaceae	Hierba
<i>Agrostis stolonifera</i> L. var. <i>stolonifera</i>	Poaceae	Hierba
<i>Aira caryophyllea</i> L.	Poaceae	Hierba
<i>Alisma lanceolatum</i> With.	Alismataceae	Hierba
<i>Amaranthus deflexus</i> L.	Amaranthaceae	Hierba
<i>Amaranthus hybridus</i> L. subsp. <i>cruentus</i> (L.) Thell.	Amaranthaceae	Hierba
<i>Amaranthus retroflexus</i> L.	Amaranthaceae	Hierba
<i>Ambrosia elatior</i> L.	Asteraceae	Hierba
<i>Ambrosia tenuifolia</i> Spreng.	Asteraceae	Hierba
<i>Ammi visnaga</i> (L.) Lam.	Apiaceae	Hierba
<i>Anagallis arvensis</i> L.	Primulaceae	Hierba
<i>Anthemis cotula</i> L.	Asteraceae	Hierba
<i>Anthoxanthum odoratum</i> L.	Poaceae	Hierba
<i>Apium nodiflorum</i> (L.) Lag.	Apiaceae	Hierba
<i>Arctotheca calendula</i> (L.) Levyns	Asteraceae	Hierba
<i>Arrhenatherum elatius</i> (L.) P. Beauv. ex J. Presl & C. Presl var. <i>elatius</i>	Poaceae	Hierba
<i>Arrhenatherum elatius</i> (L.) P. Beauv. ex J. Presl & C. Presl var. <i>bulbosum</i> (Willd.) Spenn.	Poaceae	Hierba
<i>Atriplex prostrata</i> Boucher ex DC.	Amaranthaceae	Hierba
<i>Avena barbata</i> Pott ex Link	Poaceae	Hierba
<i>Avena sativa</i> L.	Poaceae	Hierba
<i>Bartsia trixago</i> L.	Scrophulariaceae	Hierba
<i>Bidens aurea</i> (Aiton) Sherff	Asteraceae	Hierba
<i>Bidens laevis</i> (L.) Britton, Sterns & Poggenb.	Asteraceae	Hierba
<i>Bidens pilosa</i> L.	Asteraceae	Hierba

Especies	Familia	Forma de vida
<i>Brachypodium distachyon</i> (L.) P. Beauv.	Poaceae	Hierba
<i>Brassica rapa</i> L.	Brassicaceae	Hierba
<i>Briza maxima</i> L.	Poaceae	Hierba
<i>Briza minor</i> L.	Poaceae	Hierba
<i>Bromus hordeaceus</i> L.	Poaceae	Hierba
<i>Bromus rigidus</i> Roth	Poaceae	Hierba
<i>Bromus squarrosus</i> L.	Poaceae	Hierba
<i>Bromus sterilis</i> L.	Poaceae	Hierba
<i>Calendula officinalis</i> L.	Asteraceae	Hierba
<i>Calystegia sepium</i> (L.) R.Br. subsp. <i>americana</i> (Sims) Brummitt	Convolvulaceae	Enredadera
<i>Capsella bursa-pastoris</i> (L.) Medik.	Brassicaceae	Hierba
<i>Cardamine hirsuta</i> L.	Brassicaceae	Hierba
<i>Carduus pycnocephalus</i> L.	Asteraceae	Hierba
<i>Carthamus lanatus</i> L.	Asteraceae	Hierba
<i>Catapodium rigidum</i> (L.) C.E. Hubb.	Poaceae	Hierba
<i>Cenchrus echinatus</i> L.	Poaceae	Hierba
<i>Centaurea benedicta</i> (L.) L.	Asteraceae	Hierba
<i>Centaurea calcitrapa</i> L.	Asteraceae	Hierba
<i>Centaurea melitensis</i> L.	Asteraceae	Hierba
<i>Cerastium arvense</i> L.	Caryophyllaceae	Hierba
<i>Cerastium glomeratum</i> Thuill.	Caryophyllaceae	Hierba
<i>Chenopodium murale</i> (L.) S. Fuentes, Uotila & Borsch	Amaranthaceae	Hierba
<i>Chenopodium album</i> L.	Amaranthaceae	Hierba
<i>Chrysanthemum coronarium</i> L.	Asteraceae	Hierba
<i>Cichorium intybus</i> L.	Asteraceae	Hierba
<i>Cirsium vulgare</i> (Savi) Ten.	Asteraceae	Hierba
<i>Cladanthus mixtus</i> L.	Asteraceae	Hierba
<i>Coleostephus myconis</i> (L.) Cass.	Asteraceae	Hierba
<i>Conium maculatum</i> L.	Apiaceae	Hierba
<i>Convolvulus arvensis</i> L.	Convolvulaceae	Hierba
<i>Cotula australis</i> (Sieber ex Spreng.) Hook. f.	Asteraceae	Hierba
<i>Cotula coronopifolia</i> L.	Asteraceae	Hierba
<i>Crepis capillaris</i> (L.) Wallr.	Asteraceae	Hierba
<i>Crepis pulchra</i> L.	Asteraceae	Hierba
<i>Cymbalaria muralis</i> P. Gaertn., B. Mey. & Scherb.	Scrophulariaceae	Hierba
<i>Cynara cardunculus</i> L.	Asteraceae	Hierba

Especies	Familia	Forma de vida
<i>Cynoglossum creticum</i> Mill.	Boraginaceae	Hierba
<i>Cynoglossum limense</i> Willd.	Boraginaceae	Hierba
<i>Cynoglossum zeylanicum</i> (Vahl ex Hornem.) Thunb. ex Lehm.	Boraginaceae	Hierba
<i>Cynosurus echinatus</i> L.	Poaceae	Hierba
<i>Cytisus scoparius</i> (L.) Link	Fabaceae	Arbusto
<i>Cytisus striatus</i> Rothm.	Fabaceae	Arbusto
<i>Dactylis glomerata</i> L.	Poaceae	Hierba
<i>Datura stramonium</i> L.	Solanaceae	Hierba
<i>Daucus carota</i> L.	Apiaceae	Hierba
<i>Daucus pusillus</i> Michx.	Apiaceae	Hierba
<i>Delairea odorata</i> Lem.	Asteraceae	Hierba
<i>Digitalis purpurea</i> L.	Scrophulariaceae	Hierba
<i>Digitaria sanguinalis</i> (L.) Scop.	Poaceae	Hierba
<i>Dipsacus sativus</i> (L.) Honck.	Dipsacaceae	Hierba
<i>Dysphania multifida</i> L.	Amaranthaceae	Hierba
<i>Echinochloa crus-gavonis</i> (Kunth) Schult.	Poaceae	Hierba
<i>Echium plantagineum</i> L.	Boraginaceae	Hierba
<i>Echium vulgare</i> L.	Boraginaceae	Hierba
<i>Epilobium tetragonum</i> L. subsp. <i>lamyi</i> (F.W. Schultz) Nyman	Onagraceae	Hierba
<i>Erigeron karvinskianus</i> DC.	Asteraceae	Hierba
<i>Erodium botrys</i> (Cav.) Bertol.	Geraniaceae	Hierba
<i>Erodium cicutarium</i> (L.) L'Hér. ex Aiton	Geraniaceae	Hierba
<i>Erodium moschatum</i> (L.) L'Hér. ex Aiton	Geraniaceae	Hierba
<i>Eschscholzia californica</i> Cham.	Papaveraceae	Hierba
<i>Eucalyptus globulus</i> Labill.	Myrtaceae	Árbol
<i>Euphorbia helioscopia</i> L.	Euphorbiaceae	Hierba
<i>Euphorbia lathyris</i> L.	Euphorbiaceae	Hierba
<i>Euphorbia peplus</i> L.	Euphorbiaceae	Hierba
<i>Euphorbia platyphyllos</i> L.	Euphorbiaceae	Hierba
<i>Galega officinalis</i> L.	Fabaceae	Hierba
<i>Galium aparine</i> L.	Rubiaceae	Hierba
<i>Gastroidium phleoides</i> (Nees & Meyen) C.E. Hubb.	Poaceae	Hierba
<i>Geranium dissectum</i> L.	Geraniaceae	Hierba
<i>Geranium molle</i> L.	Geraniaceae	Hierba
<i>Geranium purpureum</i> Vill.	Geraniaceae	Hierba
<i>Geranium robertianum</i> L.	Geraniaceae	Hierba

Especies	Familia	Forma de vida
<i>Hedypnois cretica</i> (L.) Dum. Cours.	Asteraceae	Hierba
<i>Helianthus tuberosus</i> L.	Asteraceae	Hierba
<i>Holcus lanatus</i> L.	Poaceae	Hierba
<i>Hordeum marinum</i> Huds. subsp. <i>marinum</i> (Parl.) Thell.	Poaceae	Hierba
<i>Hordeum murinum</i> L. subsp. <i>murinum</i>	Poaceae	Hierba
<i>Hypericum perforatum</i> L.	Hypericaceae	Hierba
<i>Hypericum x inodorum</i> L.	Hypericaceae	Hierba
<i>Hypochaeris glabra</i> L.	Asteraceae	Hierba
<i>Hypochaeris radicata</i> L.	Asteraceae	Hierba
<i>Kickxia elatine</i> (L.) Dumort.	Scrophulariaceae	Hierba
<i>Lactuca serriola</i> L.	Asteraceae	Hierba
<i>Lactuca virosa</i> L.	Asteraceae	Hierba
<i>Lapsana communis</i> L.	Asteraceae	Hierba
<i>Leontodon hirtus</i> L.	Asteraceae	Hierba
<i>Leontodon saxatilis</i> Lam.	Asteraceae	Hierba
<i>Linum bienne</i> Mill.	Linaceae	Hierba
<i>Linum usitatissimum</i> L.	Linaceae	Hierba
<i>Logfia gallica</i> (L.) Coss. & Germ.	Asteraceae	Hierba
<i>Lolium multiflorum</i> Lam.	Poaceae	Hierba
<i>Lolium perenne</i> L.	Poaceae	Hierba
<i>Lolium rigidum</i> Gaudin	Poaceae	Hierba
<i>Lolium temulentum</i> L.	Poaceae	Hierba
<i>Lotus pedunculatus</i> Cav.	Fabaceae	Hierba
<i>Lupinus arboreus</i> Sims	Fabaceae	Arbusto
<i>Lythrum hyssopifolia</i> L.	Lythraceae	Hierba
<i>Matricaria chamomilla</i> L.	Asteraceae	Hierba
<i>Matricaria discoidea</i> DC.	Asteraceae	Hierba
<i>Medicago arabica</i> (L.) Huds.	Fabaceae	Hierba
<i>Medicago lupulina</i> L.	Fabaceae	Hierba
<i>Medicago polymorpha</i> L. var. <i>polymorpha</i> (Benth.) Shinnars	Fabaceae	Hierba
<i>Medicago sativa</i> L.	Fabaceae	Hierba
<i>Melilotus indicus</i> (L.) All.	Fabaceae	Hierba
<i>Mentha aquatica</i> L.	Lamiaceae	Hierba
<i>Mentha pulegium</i> L.	Lamiaceae	Hierba
<i>Modiola caroliniana</i> (L.) G. Don	Malvaceae	Hierba
<i>Myosotis discolor</i> Pers. subsp. <i>discolor</i>	Boraginaceae	Hierba
<i>Myosotis latifolia</i> Poir.	Boraginaceae	Hierba
<i>Nymphaea alba</i> L.	Nymphaeaceae	Hierba

Especies	Familia	Forma de vida
<i>Oxalis pes-caprae</i> L.	Oxalidaceae	Hierba
<i>Parentucellia viscosa</i> (L.) Caruel	Scrophulariaceae	Hierba
<i>Petrorhagia dubia</i> (Raf.) G. López & Romo	Caryophyllaceae	Hierba
<i>Petrorhagia prolifera</i> (L.) P.W. Ball & Heyw.	Caryophyllaceae	Hierba
<i>Phalaris canariensis</i> L.	Poaceae	Hierba
<i>Phleum pratense</i> L.	Poaceae	Hierba
<i>Picris echioides</i> L.	Asteraceae	Hierba
<i>Pinus radiata</i> D. Don	Pinaceae	Árbol
<i>Plantago lanceolata</i> L.	Plantaginaceae	Hierba
<i>Plantago major</i> L.	Plantaginaceae	Hierba
<i>Poa annua</i> L.	Poaceae	Hierba
<i>Poa trivialis</i> L.	Poaceae	Hierba
<i>Polycarpon tetraphyllum</i> (L.) L.	Caryophyllaceae	Hierba
<i>Polygonum acuminatum</i> Kunth	Polygonaceae	Hierba
<i>Polygonum aviculare</i> L.	Polygonaceae	Hierba
<i>Polygonum hydropiperoides</i> Michx.	Polygonaceae	Hierba
<i>Polygonum lapathifolium</i> L.	Polygonaceae	Hierba
<i>Polygonum maritimum</i> L.	Polygonaceae	Hierba
<i>Polygonum persicaria</i> L.	Polygonaceae	Hierba
<i>Polypogon monspeliensis</i> (L.) Desf.	Poaceae	Hierba
<i>Polypogon viridis</i> (Gouan) Breistr.	Poaceae	Hierba
<i>Portulaca oleracea</i> L.	Portulacaceae	Hierba
<i>Prunella vulgaris</i> L.	Lamiaceae	Hierba
<i>Ranunculus arvensis</i> L.	Ranunculaceae	Hierba
<i>Ranunculus muricatus</i> L.	Ranunculaceae	Hierba
<i>Ranunculus repens</i> L.	Ranunculaceae	Hierba
<i>Ranunculus repens</i> L. var. <i>flore-pleno</i> DC.	Ranunculaceae	Hierba
<i>Raphanus raphanistrum</i> L.	Brassicaceae	Hierba
<i>Raphanus sativus</i> L.	Brassicaceae	Hierba
<i>Rapistrum rugosum</i> (L.) All.	Brassicaceae	Hierba
<i>Rorippa sylvestris</i> (L.) Besser	Brassicaceae	Hierba
<i>Rosa rubiginosa</i> L.	Rosaceae	Arbusto
<i>Rubus constrictus</i> P.J. Müll. & Lefèvre	Rosaceae	Arbusto
<i>Rubus ulmifolius</i> Schott	Rosaceae	Arbusto
<i>Rumex acetosella</i> L.	Polygonaceae	Hierba

Especies	Familia	Forma de vida
<i>Rumex conglomeratus</i> Murray	Polygonaceae	Hierba
var. <i>vulgaris</i> Wallr.		
<i>Rumex crispus</i> L.	Polygonaceae	Hierba
<i>Rumex pulcher</i> L.	Polygonaceae	Hierba
<i>Sagina apetala</i> Ard.	Caryophyllaceae	Hierba
<i>Salsola kali</i> L.	Amaranthaceae	Hierba
<i>Sambucus nigra</i> L.	Caprifoliaceae	Árbol
<i>Sanguisorba minor</i> Scop.	Rosaceae	Hierba
<i>Saponaria officinalis</i> L.	Caryophyllaceae	Hierba
<i>Scabiosa atropurpurea</i> L.	Caprifoliaceae	Hierba
<i>Scandix pecten-veneris</i> L.	Apiaceae	Hierba
<i>Scleranthus annuus</i> L.	Caryophyllaceae	Hierba
<i>Sedum acre</i> L.	Crassulaceae	Hierba
<i>Senecio aquaticus</i> Hill. subsp. <i>aquaticus</i>	Asteraceae	Hierba
<i>Senecio aquaticus</i> Hill. subsp. <i>barbareifolius</i> (Wimm. & Grab.) Walters	Asteraceae	Hierba
<i>Senecio sylvaticus</i> L.	Asteraceae	Hierba
<i>Senecio vulgaris</i> L.	Asteraceae	Hierba
<i>Setaria pumila</i> (Poir.) Roem. & Schult.	Poaceae	Hierba
<i>Sherardia arvensis</i> L.	Rubiaceae	Hierba
<i>Silene gallica</i> L.	Caryophyllaceae	Hierba
<i>Silybum marianum</i> (L.) Gaertn.	Asteraceae	Hierba
<i>Sisymbrium altissimum</i> L.	Brassicaceae	Hierba
<i>Sisymbrium officinale</i> (L.) Scop.	Brassicaceae	Hierba
<i>Sisymbrium orientale</i> L.	Brassicaceae	Hierba
<i>Solanum nigrum</i> L.	Solanaceae	Arbusto
<i>Solanum sisymbriifolium</i> Lam.	Solanaceae	Hierba
<i>Sonchus asper</i> (L.) Hill	Asteraceae	Hierba
<i>Sonchus oleraceus</i> L.	Asteraceae	Hierba
<i>Sonchus tenerrimus</i> L.	Asteraceae	Hierba
<i>Spartium junceum</i> L.	Fabaceae	Arbusto
<i>Spergula arvensis</i> L.	Caryophyllaceae	Hierba
<i>Spergula rubra</i> (L.) D. Dietr.	Caryophyllaceae	Hierba
<i>Spergularia media</i> (L.) Griseb.	Caryophyllaceae	Hierba
<i>Sporobolus indicus</i> (L.) R. Br.	Poaceae	Hierba
<i>Stenotaphrum secundatum</i> (Walter) Kuntze	Poaceae	Hierba
<i>Tanacetum parthenium</i> (L.) Sch. Bip.	Asteraceae	Hierba
<i>Tanacetum vulgare</i> L.	Asteraceae	Hierba

Especies	Familia	Forma de vida
<i>Taraxacum officinale</i> F.H. Wigg.	Asteraceae	Hierba
<i>Teline monspessulana</i> (L.) K. Koch	Fabaceae	Arbusto
<i>Tolpis barbata</i> (L.) Gaertn.	Asteraceae	Hierba
<i>Torilis arvensis</i> (Huds.) Link	Apiaceae	Hierba
<i>Torilis nodosa</i> (L.) Gaertn.	Apiaceae	Hierba
<i>Trifolium arvense</i> L.	Fabaceae	Hierba
<i>Trifolium dubium</i> Sibth.	Fabaceae	Hierba
<i>Trifolium glomeratum</i> L.	Fabaceae	Hierba
<i>Trifolium pratense</i> L.	Fabaceae	Hierba
<i>Trifolium repens</i> L.	Fabaceae	Hierba
<i>Trifolium subterraneum</i> L.	Fabaceae	Hierba
<i>Trifolium tomentosum</i> L.	Fabaceae	Hierba
<i>Ulex europaeus</i> L.	Fabaceae	Arbusto
<i>Urtica urens</i> L.	Urticaceae	Hierba
<i>Valerianella locusta</i> (L.) Laterr.	Caprifoliaceae	Hierba
<i>Verbascum thapsus</i> L.	Scrophulariaceae	Hierba
<i>Verbascum virgatum</i> Stokes	Scrophulariaceae	Hierba
<i>Veronica anagallis-aquatica</i> L.	Scrophulariaceae	Hierba
<i>Veronica arvensis</i> L.	Scrophulariaceae	Hierba
<i>Veronica persica</i> Poir.	Scrophulariaceae	Hierba
<i>Veronica serpyllifolia</i> L.	Scrophulariaceae	Hierba
<i>Vicia benghalensis</i> L.	Fabaceae	Enredadera
<i>Vicia sativa</i> L. subsp. <i>sativa</i>	Fabaceae	Hierba
<i>Vinca major</i> L.	Apocynaceae	Enredadera
<i>Viola odorata</i> L.	Violaceae	Hierba
<i>Vulpia bromoides</i> (L.) Gray	Poaceae	Hierba
<i>Vulpia myuros</i> (L.) C. C. Gmel. f. <i>megalura</i> (Nutt.) Stace & R. Cotton	Poaceae	Hierba
<i>Vulpia myuros</i> (L.) C.C.Gmel. var. <i>myuros</i>	Poaceae	Hierba
<i>Xanthium spinosum</i> L.	Asteraceae	Hierba