



Universidad de Concepción
Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas



**SEVERIDAD DE INVASIÓN EN EL PARQUE NACIONAL NONGUÉN Y LA
ESTACIÓN DE BIOLOGÍA TERRESTRE DE HUALPÉN: “LA URGENCIA DE
PROTEGER LO QUE NOS QUEDA”**

Seminario de Título presentado a la
Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas
Para optar al título de Bióloga

Javiera Ortiz Arriagada

Concepción, Enero 2025



Este Seminario de Título ha sido desarrollado en el Departamento de Botánica, Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas, Universidad de Concepción.



Prof. Guía

Dra. Nicol Fuentes Parada

Prof. Evaluadores

Dr. Alfredo Saldaña Mendoza (Prof. Co-guía)

Dr. Patricio López Sepúlveda

Prof. Coordinador Seminario de Título

Dr. Víctor Hernández Santander

Concepción, Enero 2025

AGRADECIMIENTOS

Quisiera expresar mi más profundo agradecimiento a mi profesora guía, Dra. Nicol Fuentes, por su paciencia y dedicación durante mis últimos años de formación académica. Sus constantes conversaciones y valiosos comentarios me ayudaron a mantener una perspectiva abierta, encontrar el lado positivo de las situaciones y superar los desafíos con una visión más amplia. Agradezco también al Dr. Alfredo Saldaña, quien me introdujo al fascinante mundo de la ecología. Su constante apoyo, disposición y comentarios.

Agradezco a mi Madre por su apoyo incondicional a lo largo de todo mi periodo universitario. Junto a mi gatita, fue mi mayor sostén en los momentos más difíciles y siempre me ayudó a seguir adelante cuando sentía que no era posible.

No puedo no mencionar a mis amigas Leonor, Valeria y Constanza, quienes estuvieron a mi lado en los momentos más difíciles. Su apoyo contante, sus palabras de aliento y su disposición a escucharme una y otra vez hicieron que este camino fuera mucho más llevadero. Gracias por velar siempre por mí, acompañarme y ser una fuente constante de fuerza y alegría.

A todas las personas que, de alguna manera, contribuyeron a mi formación académica, les estaré eternamente agradecida. Sin embargo, quiero destacar especialmente a mi colega y amiga Camila Arriagada, quien, desde mi primer año de carrera, ha estado dispuesta para responder mis innumerables dudas, sin importar cuán pequeñas fueran, su constante apoyo y innumerables consejos.

ÍNDICE

AGRADECIMIENTOS	3
ÍNDICE	4
ÍNDICE DE FIGURAS Y TABLAS	6
RESUMEN	7
ABSTRACT	8
INTRODUCCIÓN	9
1. Crisis de la biodiversidad: el caso de Concepción	9
2. Invasiones biológicas.....	10
3. Importancia del estudio de las Especies Exóticas Invasoras: el caso de la zona central	10
4. Ecosistemas de alto valor de conservación en Concepción	12
5. Sistema de evaluación de riesgo de invasión.....	13
HIPÓTESIS	17
OBJETIVOS	18
Objetivo General.....	18
Objetivos Específicos	18
MATERIALES Y MÉTODOS	19
1. Área de estudio	19
2. Recolección de datos y muestreo de abundancia.....	20
3. Determinación potencial invasor	21
4. Determinación de severidad de invasión.....	23
5. Análisis de datos	23
RESULTADOS	24
1. Composición de especies no-nativas	24
2. Evaluación de potencial invasor (WRA-Ch) y cobertura	26
3. Severidad de invasión	29
DISCUSIÓN	31
1. Composición de especies no-nativas	31
2. Relación entre WRA-Ch y cobertura.....	33
3. Severidad de invasión	34
CONCLUSIÓN	37
BIBLIOGRAFÍA	39

Anexo 1. Listado de especies no-nativas y WRA-Ch encontradas en la Estación de Biología Terrestre de Hualpén (EBTH) y el Parque Nacional Nonguén (PNN)..... 49

Anexo 2. Valores WRA-Ch de las especies no-nativas dentro de las parcelas y el promedio de los porcentajes de cobertura por sitio: Estación de Biología Terrestre de Hualpén (EBTH) y el Parque Nacional Nonguén (PNN). 53

ÍNDICE DE FIGURAS Y TABLAS

Figura 1. Mapa satelital de las áreas de estudio: Estación de Biología Terrestre de Hualpén (EBTH) (36°47'47"S, 73°09'40"W) y Parque Nacional Nonguén (PNN) (36°52'35"S, 72°59'35"W).....	20
Figura 2. Cuestionario del sistema de evaluación de riesgo de plantas diseñado para Australia y Nueva Zelanda (Australian Weed Risk Assessment, AWRA) planteado por Pheloung <i>et al.</i> 1999.....	22
Figura 3. Porcentaje de cobertura de las especies registradas en la Estación de Biología Terrestre de Hualpén (EBTH).	25
Figura 4. Porcentaje de cobertura de las especies registradas en el Parque Nacional Nonguén (PNN).....	26
Figura 5. Gráfico de dispersión entre los valores Log WRA-Ch y Log de los porcentajes de coberturas de las especies no-nativas de a) Estación de Biología Terrestre de Hualpén (EBTH) y b) Parque Nacional Nonguén (PNN).	27
Figura 6. Valores promedio (\pm ES) de los porcentajes de cobertura (%) de las especies no-nativas más abundantes compartidas entre sitios A (EBTH) y B (PNN): <i>Hesperocyparis macrocarpa</i> (Hartw.) Bartel, <i>Holcus lanatus</i> L., <i>Rumex acetosella</i> L. y <i>Zantedeschia aethiopica</i> (L.) Spreng. Las diferencias entre promedios de cobertura se calcularon con Chi-cuadrado (X^2) y se representan con *** $p < 0,0005$	28
Figura 7. Comparación de promedios de los sitios EBTH y PNN de a) porcentaje de cobertura; b) WRA-Ch de las especies registradas y c) severidad de invasión.	30
Tabla 1. Comparación de riqueza, abundancia y potencial invasor de especies entre la Estación de Biología Terrestre de Hualpén (EBTH) y el Parque Nacional Nonguén (PNN).....	25
Tabla 2. Resultados del análisis chi-cuadrado (X^2) de la comparación de promedios de porcentaje de cobertura de las especies no-nativas más abundantes compartidas entre la Estación de Biología Terrestre de Hualpén (EBTH) y el Parque Nacional Nonguén (PNN).....	29

RESUMEN

En la región del Biobío, las invasiones biológicas, junto con perturbaciones como incendios, extracción masiva de recursos naturales y urbanización han transformado significativamente los ecosistemas, poniendo en riesgo la diversidad remanente. Esto ha conducido a la formación de ecosistemas emergentes, compuestos por una mezcla de especies nativas y no-nativas. En el área de Concepción, la Estación de Biología Terrestre de Hualpén y el Parque Nacional Nonguén son ecosistemas emergentes cruciales para la conservación de la biodiversidad remanente. Para reducir los impactos de las especies no-nativas e invasoras, es fundamental prevenir su introducción y restringir su naturalización. En este contexto, el sistema de evaluación de riesgo de invasión australiano (AWRA), adaptado para Chile (WRA-Ch) emerge como una herramienta clave para identificar las especies no-nativas con alto potencial invasor, prevenir nuevas introducciones y evaluar el estado de un ecosistema mediante el cálculo de la severidad de la invasión (SI). Este estudio evaluó el potencial invasor de la flora no-nativa presente en ambos ecosistemas. Aplicando el WRA-Ch se encontró que la mayoría de las especies poseen un alto potencial invasor. Ambos sitios muestran altos valores de SI, sin diferencias estadísticamente significativas entre ellos, lo que sugiere niveles similares de invasión. Si bien ambas hipótesis son rechazadas los resultados de este estudio ofrecen una visión integral del estado de invasión en estos ecosistemas y destacan la necesidad de profundizar en el análisis de las comunidades dentro de cada ecosistema para orientar acciones de conservación más efectivas. Debido al rol esencial de las áreas de conservación periurbanas en la conservación de biodiversidad.

Palabras clave: Áreas protegidas; especies introducidas; evaluación de riesgo de invasión.

ABSTRACT

In the Biobío region, biological invasions, along with disturbances such as fires, large-scale extraction of natural resources, and urbanization, have significantly transformed ecosystems, putting the remaining biodiversity at risk. This has led to the formation of novel ecosystems, consisting of a mix of native and non-native species. In the Concepción area, the Hualpén Terrestrial Biology Station and the Nonguén National Park are crucial novel ecosystems for the conservation of remaining biodiversity. To mitigate the impacts of non-native and invasive species, it is essential to prevent their introduction and limit their naturalization. In this context, the Australian Weed Risk Assessment (AWRA) system, adapted for Chile (WRA-Ch), emerges as a key tool to identify non-native species with high invasive potential, prevent new introductions, and assess the status of an ecosystem by calculating invasion severity (SI). This study evaluated the invasive potential of non-native flora present in both ecosystems. Using the WRA-Ch, it was found that most species have high invasive potential. Both sites showed high SI values, with no statistically significant differences between them, suggesting similar levels of invasion. Although both hypotheses were rejected, the results of this study provide a comprehensive understanding of the state of invasion in these ecosystems and highlight the need for deeper analysis of the communities within each ecosystem to guide more effective conservation actions. This is especially critical given the essential role of peri-urban conservation areas in biodiversity preservation.

Keywords: Protected areas; introduced species; invasion risk assessment.

INTRODUCCIÓN

1. Crisis de la biodiversidad: el caso de Concepción

La disminución de la biodiversidad a nivel global ha persistido pese a las medidas propuestas para preservarla (Butchart *et al.* 2010; Araújo *et al.* 2019; IPBES 2023). Dado a los limitados recursos destinados a la conservación, es crucial identificar y resguardar las áreas con una alta concentración de endemismo para preservar la biodiversidad y los beneficios que esta nos provee (Myers *et al.* 2000; Moilanen *et al.* 2009; Levin *et al.* 2013). Chile Central-Sur es considerado un hotspot de biodiversidad global (Myers *et al.* 2000). Sin embargo, en dicha zona desde el periodo de la colonización hasta hoy en día se han generado constantes eventos de perturbación a gran escala como incendios, extracción masiva de recursos naturales, urbanización, forestación con especies no-nativas y agricultura extensiva (Arroyo *et al.* 2000; Figueroa *et al.* 2004; Echeverría *et al.* 2006). Estas perturbaciones han resultado en una drástica transformación no solo del paisaje, sino también una disminución significativa de la biodiversidad (Armesto *et al.* 1994; Abad 2000; Pauchard *et al.* 2006; Aguayo *et al.* 2009).

La ciudad de Concepción, en la región del Biobío, forma parte de este hotspot de biodiversidad. Su vegetación nativa inicial estaba dominada por bosques templados con elementos mediterráneos, así como extensas áreas de humedales y vegetación de ribera (Abad 2000; Luebert & Pliscof 2006). En el área metropolitana de Concepción, los ecosistemas fueron altamente perturbados, siendo reemplazados por plantaciones forestales de especies no-nativas (*Pinus radiata* y *Eucalyptus globulus*) y agricultura a pequeña escala, dejando fragmentos dispersos de bosque nativo secundario (Clapp 2001; Smith-Ramírez 2004; Pauchard *et al.* 2006; Echeverría *et al.* 2006; Lara *et al.* 2012).

2. Invasiones biológicas

Las invasiones biológicas son una amenaza constante y significativa para la integridad ecológica de los ecosistemas a nivel mundial y el principal motor de pérdida de biodiversidad (Butchart *et al.* 2010; Pejchar & Mooney 2009; Bacher *et al.* 2023). Son el resultado de procesos antrópicos, donde nuevas especies son introducidas, ya sea de forma intencional o accidental, por los seres humanos a áreas fuera de su rango de distribución nativo (Elton 1958; Richardson *et al.* 2000; Inderjit *et al.* 2005; Pyšek & Richardson 2006). Una vez que estas especies son capaces de establecer poblaciones autosostenibles, se les considera como especies naturalizadas (*sensu* Richardson *et al.* 2000). Se consideran especies exóticas invasoras (EEI) aquellas que, luego de atravesar una serie de barreras bióticas y abióticas (geográficas, locales, reproductivas, de dispersión, ambientales), generan poblaciones autosostenibles capaces de extenderse a lugares cercanos y/o aumentar su abundancia incluso en condiciones no favorables, causando impactos en los ecosistemas naturales (Richardson *et al.* 2000; Inderjit *et al.* 2005).

Las especies invasoras generan grandes impactos económicos, sociales y ecológicos; desde individuos, poblaciones, especies, hasta comunidades y ecosistemas (IPBES 2023). Dentro de los impactos ecológicos las especies invasoras son una causa directa e indirecta del 60% de las extinciones de animales y plantas documentadas nivel global (IPBES 2023; Bacher *et al.* 2023). Dentro de los impactos económicos a nivel global, las pérdidas y/o daños acumulativos ascendieron a más de 1,738 billones de dólares entre 1970 y 2020 (Bacher *et al.* 2023; IPBES 2023).

3. Importancia del estudio de las Especies Exóticas Invasoras: el caso de la zona central

Chile tiene un total de 1.122 especies consideradas naturalizadas o invasoras en al menos alguna parte de Chile continental y hábitats marinos adyacentes (Fuentes *et*

al. 2020). Las plantas vasculares corresponden al grupo con mayor número de especies, con un total de 790 especies (Fuentes *et al.* 2020). En la zona centro sur, existe una alta concentración de plantas naturalizadas o invasoras (Fuentes *et al.* 2013; 2020). Esto se debe, en parte, a la introducción intencional y accidental de numerosas especies no-nativas desde la época colonial, lo que ha facilitado su establecimiento y dispersión (Arroyo *et al.* 2000; Aguayo *et al.* 2009). Asimismo, esta región concentra la mayor densidad de población (17.574.003 habitantes según el INE, 2017) y sistemas productivos (agricultura, plantaciones forestales, ganadería, etc.). Por el contrario, las áreas norte y sur del país han permanecido “aisladas”, con reducida presencia y actividad humana, debido a las condiciones climáticas adversas y alejamiento de los principales centros urbanos (Arroyo *et al.* 2000; Fuentes *et al.* 2008).

En el Gran Concepción, los escasos remanentes de vegetación nativa existentes se mezclan con especies no-nativas, naturalizadas o invasoras (Pauchard *et al.* 2006; Heinrichs & Pauchard 2015; Moreno-Chacón *et al.* 2018). Esta mezcla de especies se denomina Ecosistemas Emergentes (de aquí en adelante EE) (Milton 2003; Suding *et al.* 2004; Hobbs *et al.* 2006). Los EE se generan como respuesta a las constantes transformaciones y perturbaciones, tanto históricas como recientes de los ecosistemas originales (Hobbs *et al.* 2006). Son el resultado de la sucesión ecológica en reacción a la perturbación antropogénica; sin embargo, difieren en estructura y función de los ecosistemas pre-existentes (Hobbs *et al.* 2006, 2009). La composición de las comunidades vegetales en los EE de la ciudad de Concepción se caracteriza por la coexistencia de especies nativas y no-nativas (Rivera 2019; Arriagada 2021). Sin embargo, las especies no-nativas poseen rasgos que facilitan su establecimiento en EE, como son: mayor capacidad competitiva, mayor tolerancia al estrés, plasticidad genotípica y fenotípica, lo cual hace que se establezcan en mayor abundancia que las especies nativa (Shea & Chesson 2002; Buckley *et al.* 2007; Gioria & Osborne 2014; McDougall *et al.* 2018).

4. Ecosistemas de alto valor de conservación en Concepción

Gran parte del paisaje en la región del Biobío se ve conformado por EE, lo cual no significa que estos ecosistemas no puedan ser manejados para satisfacer las necesidades ecológicas actuales y futuras (Hobbs *et al.* 2014). Por el contrario, los EE pueden ser utilizados como áreas destinadas a la conservación, restauración, obtención de beneficios de la naturaleza y además como ecosistemas de referencia para ser considerados en protocolos de mitigación y adaptación al cambio global (Hobbs *et al.* 2014; Evers *et al.* 2018).

Dentro del área metropolitana de Concepción se encuentran dos Ecosistemas Emergentes de alto valor de conservación. 1) La Estación de Biología Terrestre de Hualpén (EBT de Hualpén). Esta forma parte del Santuario de la Naturaleza de la Península de Hualpén, considerada como un área protegida. Pese a que se encuentra protegido por la figura legal del Santuario (Moreno-Chacón *et al.* 2018; Baeza *et al.* 2023), esta protección no ha sido suficiente para eliminar diversas amenazas actuales que sufre la península, tales como proyectos inmobiliarios, monocultivos forestales, basurales, entre otras (Baeza *et al.* 2023), y 2) El Parque Nacional Nonguén. Declarado Parque Nacional el año 2021 (CONAF 2022), se encuentra dentro del Sistema Nacional de Áreas Protegida del Estado (SNASPE). Forma parte del último remanente importante de gran extensión de bosque caducifolio de Concepción, el cual antes cubría la cordillera de la Costa en la región (CONAF 2019). Si bien el PNN es un lugar protegido, a diferencia de la EBT de Hualpén, el PNN tiene un flujo de vistas constante y en aumento (el año 2018 el número de visitas fue de 19.308, CONAF 2019). Este continuo movimiento de personas genera un aumento de propágulos, especialmente en zonas utilizadas como senderos y caminos, vías por las cuales las especies no-nativas pueden introducirse y generar nuevos focos de invasión dentro del PNN (Pauchard & Alaback 2004; Meiners & Pickett 2013; Barros & Pickering 2014; Vidal *et al.* 2015). El PNN desempeña un papel fundamental en la provisión de servicios ecosistémicos esenciales, especialmente el suministro de agua. Ubicado en la cabecera de la cuenca del Estero Nonguén, uno de los cursos de agua más relevantes de

Concepción, el parque garantiza el flujo de este recurso hacia el río Andalién, conectando parte de las comunas de Hualqui, Chiguayante y Concepción (CONAF 2019). Incluso Penco, aunque no colinda directamente con el parque, depende del estero para el suministro de agua potable (CONAF 2019)

Esta conexión hídrica subraya la importancia de conservar el parque y protegerlo frente a las múltiples amenazas que enfrenta, como la invasión por especies arbóreas no-nativas, inundaciones, deslizamientos e incendios forestales, eventos que han afectado gravemente el parque durante la última década (Burdiles *et al.* 2023). Entre estas amenazas, la invasión de especies arbóreas como *Pinus radiata* (Pino insigne), *Acacia dealbata* (Aromo) y *Eucalyptus globulus* (Eucalipto), constituye un riesgo significativo para la integridad ecológica del parque (Heinrichs & Pauchard 2015). Estas especies compiten con la vegetación nativa y alteran los ciclos hidrológicos, aumentando la vulnerabilidad del ecosistema frente a eventos extremos como inundaciones y deslizamientos. Aunque se han realizado esfuerzos para controlar estas invasiones, la falta de coordinación entre las iniciativas ha reducido su efectividad y dificultado la recuperación del ecosistema nativo (Heinrichs & Pauchard 2015). En este contexto, garantizar la conservación del PNN no solo es fundamental para la protección de su biodiversidad, sino también para asegurar la disponibilidad y calidad del agua, un recurso crítico para las comunidades circundantes. Proteger el parque implica abordar las amenazas mencionadas de manera integral y coordinada, promoviendo su manejo sostenible como una prioridad regional.

5. Sistema de evaluación de riesgo de invasión

En Chile, se estima que la pérdida anual mínima asociada a siete EEI es de aproximadamente USD \$87.939.327 (PNUD 2017). Por lo que se hace necesaria la búsqueda de métodos de gestión adecuados para reducir los impactos que generan estas especies (Mack *et al.* 2000; Rai & Singh 2020). Muchas de las especies invasoras se han introducido intencionalmente (Pyšek *et al.* 2002; Williams & Cameron 2006), por lo tanto, el método más eficiente (económica y ecológicamente)

es prevenir la introducción y restringir su naturalización (expansión) una vez que la especie ya está presente (Westbrooks 1991; Keller *et al.* 2007; Simberloff 2009). Por ende, predecir el potencial invasor y evaluar la probabilidad de que una especie de planta se convierta en invasora es clave para su manejo adecuado.

El sistema de evaluación de riesgo de plantas diseñado para Australia y Nueva Zelanda (Pheloung *et al.* 1999, Australian Weed Risk Assessment, AWRA por sus siglas en inglés) es un método que busca evaluar el potencial invasor de una especie, previo a su introducción (Pheloung *et al.* 1999; Daehler *et al.* 2004; Kato *et al.* 2006; Křivánek & Pyšek 2006; Gordon *et al.* 2008; Fuentes *et al.* 2010; Fuentes & Saldaña 2022), mediante la integración de información histórica, biogeográfica, biológica y ecológica de las especies (Pheloung *et al.* 1999). Este método ha sido testeado y validado en varias regiones del mundo (adecuado al área de estudio) y se considera como una herramienta confiable (Pheloung *et al.* 1999; Daehler & Carino 2000; Daehler & Denslow 2007; Gordon *et al.* 2008; Dawson *et al.* 2009; Gassó *et al.* 2010; Crosti *et al.* 2010; Fuentes *et al.* 2010; Fuentes & Saldaña 2022). El método permite tomar la decisión de "rechazar", "aceptar" o "revaluar" una especie antes de su introducción (Gordon *et al.* 2008). Sin embargo, posee ciertas limitaciones asociadas a la disponibilidad de información de las especies evaluadas con respecto al historial de introducción fuera de su rango nativo (Caley & Kuhnert, 2006; Wilson *et al.* 2007; Weber *et al.* 2009; Dawson *et al.* 2009).

En Chile, este método fue adaptado y aplicado a un grupo de especies no-nativas e invasoras para determinar su utilidad como método de escrutinio de especies propuestas para ser introducidas (Fuentes & Saldaña 2022). Los resultados indicaron que el método WRA-Ch (siglas utilizadas en la adaptación del método para Chile) es capaz de prever con éxito el potencial invasor de las especies evaluadas (Fuentes & Saldaña 2022). Presenta menor variabilidad y una mayor objetividad en comparación al "criterio de expertos" o las "listas negras" comúnmente empleadas como método para prohibir la introducción de especies no-nativas con potencial invasor (Fuentes & Saldaña 2022).

Si bien el AWRA fue diseñado para la prevención de la introducción de plantas no-nativas con un alto potencial invasor, los puntajes asignados a las especies también

han sido utilizados para evaluar las especies no-nativas ya presentes en los ecosistemas (Daehler *et al.* 2004; Dawson *et al.* 2009). Por ejemplo, Daehler (2005), empleó los puntajes de AWRA para estimar la severidad de invasión de un ecosistema, ponderando cada puntaje (AWRA) de una especie no-nativa con una medida de abundancia de la misma especie. El resultado mostró que la severidad de la invasión era alta cuando existen especies no-nativas con alto potencial invasor (alto puntaje AWRA) y alta abundancia. Por el contrario, la severidad de invasión era baja cuando las especies no-nativas tienen bajo potencial invasor (bajo puntaje AWRA) y baja abundancia (Daehler 2005). Determinar la severidad de invasión es de gran utilidad, ya que permite estudiar el grado de invasión que sufre un determinado sitio e identificar que especie deben priorizarse al momento de realizar esfuerzos de manejo (Daehler *et al.* 2004; Daehler 2005; Mardones *et al.* 2015). En Chile, este método fue aplicado para estudiar el grado de invasión en dos sectores del Parque Nacional Puyehue (Mardones *et al.* 2015). Los resultados indicaron que las áreas con menor perturbación (senderos cerrados al público), presentaban una severidad de invasión más baja que las áreas con mayor nivel de perturbación (senderos abiertos al público) (Mardones *et al.* 2015). Estos resultados permiten hipotetizar que las áreas o sitios con menor nivel de perturbación presentarían menor severidad de invasión en comparación a aquellos sitios con mayor nivel de perturbación.

Dada la amenaza que representan las especies invasoras y su constante aumento, es necesario conocer el potencial invasor de las especies no-nativas presentes en la región, para entender el proceso de invasión y el nivel de presión que ejercen sobre ecosistemas con alto valor de conservación. En ese contexto este estudio busca determinar la severidad de invasión que enfrentan la Estación de Biología Terrestre de Hualpén y el Parque Nacional Nonguén y de esa forma evaluar el estado de ambos ecosistemas desde una perspectiva cuantitativa, considerando la riqueza y abundancia de las especies no-nativas. Este enfoque permitirá identificar las especies cuya invasión representa una mayor amenaza y priorizar esfuerzos de manejo, como control o erradicación, en función de su impacto potencial sobre la estructura y función de estos ecosistemas.

Específicamente, esta investigación busca contestar las siguientes preguntas:

1. ¿Qué área tiene el mayor número de especies no-nativas con un alto potencial de invasión, la Estación de Biología Terrestre de Hualpén o el Parque Nacional Nonguén?
2. ¿Qué área presenta mayor severidad de invasión, la Estación de Biología Terrestre de Hualpén o el Parque Nacional Nonguén?

HIPÓTESIS

Las hipótesis de trabajo que se busca poner a prueba son:

Hipótesis 1: Dado el alto flujo de visitas del Parque Nacional Nonguén, contrario a lo que sucede en la Estación de Biología Terrestre de Hualpén, se espera que el Parque Nacional Nonguén tenga un mayor número de especies no-nativas con un alto potencial de invasión.

Hipótesis 2: Dado que el Parque Nacional Nonguén tiene un flujo constante de visitas no restringido, se espera que sea el área que presenta mayor severidad de invasión, a diferencia de la Estación de Biología Terrestre de Hualpén que presenta visitas restringidas y por ende menor perturbación.

OBJETIVOS

Objetivo General

Evaluar la severidad de invasión en el Parque Nacional Nonguén y la Estación de Biología Terrestre de Hualpén. Además, analizar el potencial invasor de las especies no-nativas presentes en ambos sitios de alto interés de conservación dentro de la ciudad de Concepción, con el fin de proporcionar una comprensión integral de la dinámica de la invasión biológica en ambos ecosistemas.

Objetivos Específicos

1. Identificar las especies no-nativas presentes en la Estación de Biología Terrestre de Hualpén y el Parque Nacional Nonguén.
2. Evaluar el potencial invasor de las especies no-nativas identificadas utilizando el método WRA-Ch.
3. Determinar el índice de severidad de invasión para la Estación de Biología Terrestre de Hualpén y el Parque Nacional Nonguén.

MATERIALES Y MÉTODOS

1. Área de estudio

Se seleccionaron dos sitios de alto interés de conservación dentro del área metropolitana de Concepción que preservan fragmentos significativos de la vegetación nativa original:

1. Estación de Biología Terrestre de Hualpén (EBTH): Abarca una superficie de 73 hectáreas y se encuentra bajo la administración del Departamento de Botánica de la Universidad de Concepción desde el año 1970 a la fecha (Baeza *et al.* 2023). La EBTH forma parte del Santuario de la Naturaleza de la Península de Hualpén y constituye un refugio de biodiversidad, a pesar de estar expuesto a amenazas como son plantaciones forestales, ganadería y actividades antrópicas.
2. Parque Nacional Nonguén (PNN): Comprende una superficie de 2.135 hectáreas y fue inicialmente catalogado como un sitio de conservación de la biodiversidad en 2002 (CONAMA, 2002). Posteriormente, en 2009, se designó como Reserva Nacional y, en 2021, obtuvo la categoría de Parque Nacional (D.O., 2021). El PNN alberga el último remanente de bosque caducifolio de gran extensión en la cordillera de la Costa de la Región del Biobío y enfrenta un flujo constante de visitantes que contribuye a la propagación de especies no-nativas.



Figura 1. Mapa satelital de las áreas de estudio: Estación de Biología Terrestre de Hualpén (EBTH) ($36^{\circ}47'47''\text{S}$, $73^{\circ}09'40''\text{W}$) y Parque Nacional Nonguén (PNN) ($36^{\circ}52'35''\text{S}$, $72^{\circ}59'35''\text{W}$).

2. Recolección de datos y muestreo de abundancia

Para registrar las especies no-nativas presentes en cada sitio de estudio, se utilizó un enfoque combinado de revisión bibliográfica y muestreo en terreno. La revisión incluyó estudios previos realizados en la EBTH y el PNN. El trabajo de campo se llevó a cabo entre los meses de septiembre, octubre y noviembre, identificando especies no-nativas que no fueron descritas previamente.

En cada sitio se establecieron 7 parcelas de $10 \times 10 \text{ m}$ (100 m^2) ubicadas de manera sistemática. Dentro de cada parcela se registraron las especies no-nativas y su abundancia fue estimada mediante el porcentaje de cobertura en tres categorías de crecimiento: herbáceas, arbustivas y arbóreas.

3. Determinación potencial invasor

El potencial invasor de las especies no-nativa registradas se obtuvo mediante datos preexistentes de Fuentes & Saldaña (2022). Para aquellas especies sin puntaje publicado, se aplicó el protocolo WRA-Ch. Este cuestionario, adaptado para las condiciones de Chile, consta de 49 preguntas organizadas en 3 secciones (Fig. 2). Se requiere un mínimo de diez respuestas para que una especie pueda ser evaluada:

- a) Sección de Historia y Biogeografía: 2 respuestas mínimo
- b) Sección de Biología y Ecología: 6 respuestas mínimo
- c) Sección de Rasgos indeseables: 2 respuestas mínimo

Cada respuesta tiene un valor asignado, cuya sumatoria entrega el puntaje final. Las especies se clasificaron en tres categorías:

- a) **Aceptadas** (poco o nulo potencial invasor, puntaje < 1).
- b) **Reevaluadas** (potencial incierto, puntaje entre 1 y 6).
- c) **Rechazadas** (alto potencial invasor, puntaje > 6).

Las preguntas adaptadas al contexto chileno incluyen modificaciones específicas relacionadas con el clima, los suelos y los enemigos naturales del territorio (Pheloung *et al.* 1999; Fuentes & Saldaña, 2022):

2.01 “idoneidad de las especies al clima australiano” cambió a “idoneidad al clima chileno”.

2.04 se modificó de “nativa o naturalizada en regiones con periodos secos prolongados” a “nativa o naturalizada en regiones con un gradiente climático, desde el desierto hasta la estepa patagónica o amplio gradiente climático”.

4.10 “crecer en suelos infértiles” se modificó a “suelos con capa orgánica delgada y/o con alto nivel de erosión”.

8.05 “presencia de enemigos naturales efectivos en Australia” se cambió a “presencia de enemigos naturales efectivos en Chile”.

Weed Risk Assessment question sheet

Answer yes (y) or no (n), or don't know (leave blank or ?), unless otherwise indicated

Botanical name:		Outcome:	
Common name:		Score:	
Family name		Your name:	
History/Biogeography			
A	1 <i>Domestication/ cultivation</i>	1.01	Is the species highly domesticated. If answer is 'no' got to question 2.01
C		1.02	Has the species become naturalised where grown
C		1.03	Does the species have weedy races
	2 <i>Climate and Distribution</i>	2.01	Species suited to Australian climates (0-low; 1-intermediate; 2-high)
		2.02	Quality of climate match data (0-low; 1-intermediate; 2-high)
C		2.03	Broad climate suitability (environmental versatility)
		2.04	Native or naturalised in regions with extended dry periods
C		2.05	Does the species have a history of repeated introductions outside its natural range
	3 <i>Weed elsewhere</i>	3.01	Naturalised beyond native range
C		3.02	Garden/amenity/disturbance weed
E		3.03	Weed of agriculture/horticulture/forestry
A		3.04	Environmental weed
E		3.05	Congeneric weed
Biology/Ecology			
A	4 <i>Undesirable traits</i>	4.01	Produces spines, thorns or burrs
C		4.02	Allelopathic
C		4.03	Parasitic
A		4.04	Unpalatable to grazing animals
C		4.05	Toxic to animals
C		4.06	Host for recognised pests and pathogens
C		4.07	Causes allergies or is otherwise toxic to humans
E		4.08	Creates a fire hazard in natural ecosystems
E		4.09	Is a shade tolerant plant at some stage of its life cycle
E		4.10	Grows on infertile soils
E		4.11	Climbing or smothering growth habit
E		4.12	Forms dense thickets
	5 <i>Plant type</i>	5.01	Aquatic
C		5.02	Grass
E		5.03	Nitrogen fixing woody plant
C		5.04	Geophyte
	6 <i>Reproduction</i>	6.01	Evidence of substantial reproductive failure in native habitat
C		6.02	Produces viable seed
C		6.03	Hybridises naturally
C		6.04	Self-fertilisation
C		6.05	Requires specialist pollinators
C		6.06	Reproduction by vegetative propagation
C		6.07	Minimum generative time (years)
	7 <i>Dispersal mechanisms</i>	7.01	Propagules likely to be dispersed unintentionally
A		7.02	Propagules dispersed intentionally by people
C		7.03	Propagules likely to disperse as a produce contaminant
C		7.04	Propagules adapted to wind dispersal
E		7.05	Propagules buoyant
E		7.06	Propagules bird dispersed
C		7.07	Propagules dispersed by other animals (externally)
C		7.08	Propagules dispersed by other animals (internally)
	8 <i>Persistence attributes</i>	8.01	Prolific seed production
A		8.02	Evidence that a persistent propagule bank is formed (>1 yr)
A		8.03	Well controlled by herbicides
C		8.04	Tolerates or benefits from mutilation, cultivation or fire
E		8.05	Effective natural enemies present in Chile

A= agricultural, E = environmental, C= combined

Figura 2. Cuestionario del sistema de evaluación de riesgo de plantas diseñado para Australia y Nueva Zelanda (Australian Weed Risk Assessment, AWRA) planteado por Pheloung *et al.* 1999.

4. Determinación de severidad de invasión

La severidad de invasión se calculó utilizando la fórmula propuesta por Daehler (2005).

$$\text{Severidad de invasión} = \sum_{i=1}^n S_i A_i$$

Donde:

n corresponde al número total de especies no-nativas presentes en una parcela.

S_i corresponde a la puntuación de obtenida con el WRA-Ch para cada una de las especies.

A_i corresponde a la abundancia (porcentaje de cobertura) de cada una de las especies.

Al sumar ambos productos se obtendrá una medida del grado de invasión. Este cálculo se realizó para cada parcela y posteriormente se obtuvo un promedio por cada sitio.

5. Análisis de datos

Para evaluar la relación entre el porcentaje de cobertura de las especies no-nativas y sus puntajes WRA-Ch, se utilizó un análisis de correlación de Pearson.

Las diferencias en el porcentaje de cobertura, puntajes WRA-Ch y severidad de invasión entre la EBTH y el PNN se analizaron mediante la prueba no paramétrica de Mann–Whitney, dado que los datos no cumplían con los supuestos de normalidad.

Se seleccionaron las cuatro especies no-nativas con mayor cobertura compartidas entre los sitios, para identificar cuáles contribuyen significativamente a la severidad de la invasión. Dado al reducido número de réplicas se optó por realizar un análisis descriptivo basado en la comparación de los promedios con una prueba de Chi-cuadrado.

RESULTADOS

1. Composición de especies no-nativas

Se identificaron un total de 118 especies no-nativas en la Estación de Biología Terrestre Hualpén y 74 en el Parque Nacional Nonguén (Anexo. 1). De estas, 46 especies fueron compartidas entre ambos sitios. En cuanto a las especies exclusivas, la EBTH registro 72 únicas, mientras que en el PNN solo se registraron 28 especies únicas (Tabla. 1).

En la EBTH la gran mayoría de las especies corresponden a hierbas, predominando la familia Poaceae. La mayor parte de estas especies tienen un origen europeo, reflejando su introducción histórica y adaptación a las perturbaciones antrópicas de la región. De las especies identificadas, 45 presentaron abundancia dentro de las parcelas de muestreo (Fig. 3), con valores de WRA-Ch superiores a 12 (Anexo. 2) y un promedio de 25. Estas especies mostraron una cobertura promedio del 26 % dentro de las parcelas.

En el PNN, también se registraron principalmente hierbas, siendo la familia Asteraceae las más representativa. Al igual que en la EBTH, la mayoría de las especies no-nativas tienen origen europeo. De las especies identificadas, 28 mostraron abundancia en las parcelas de muestreo (Fig. 4), con valores de WRA-Ch superiores a 12 (Anexo. 2) y un promedio de 26. Estas especies presentaron un porcentaje de cobertura promedio más alto, alcanzando el 41 %.

De las especies encontradas en la EBTH, 116 especies fueron clasificadas con un alto potencial invasor ($WRA-Ch > 6$), mientras que, en el PNN, 72 especies se clasificaron con un alto potencial invasor (Tabla. 1; Anexo. 1).

Tabla 1. Comparación de riqueza, abundancia y potencial invasor de especies entre la Estación de Biología Terrestre de Hualpén (EBTH) y el Parque Nacional Nonguén (PNN).

	EBTH	PNN
Especies en total	118	74
Especies únicas	72	28
Especies con abundancia	45	28
Promedio abundancia (cobertura)	26 %	41%
Promedio WRA-Ch	25	26

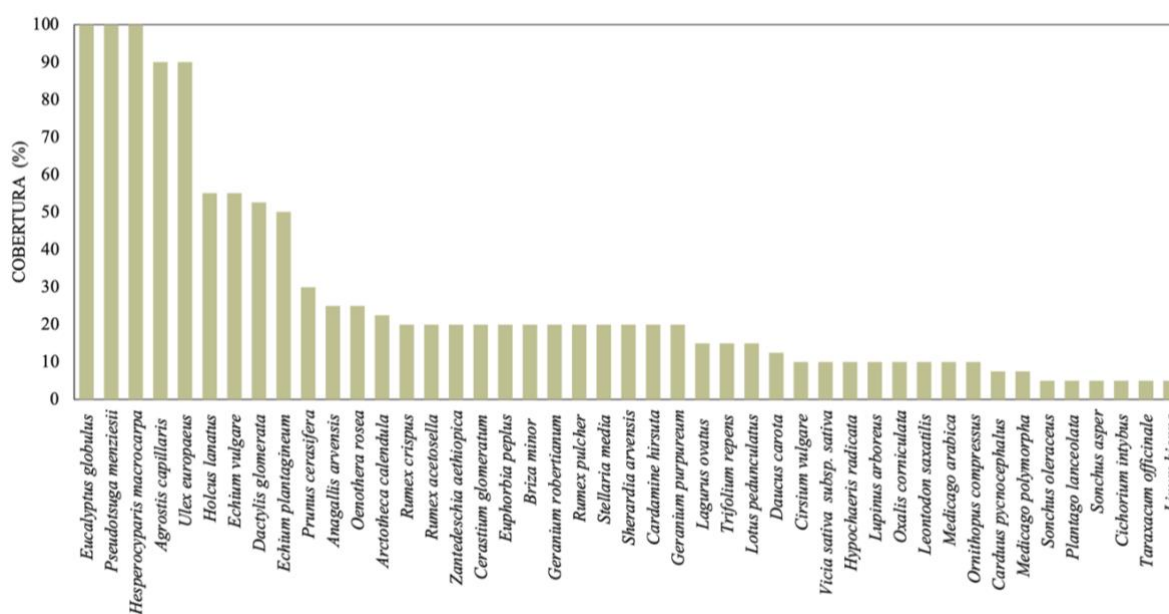


Figura 3. Porcentaje de cobertura de las especies registradas en la Estación de Biología Terrestre de Hualpén (EBTH).

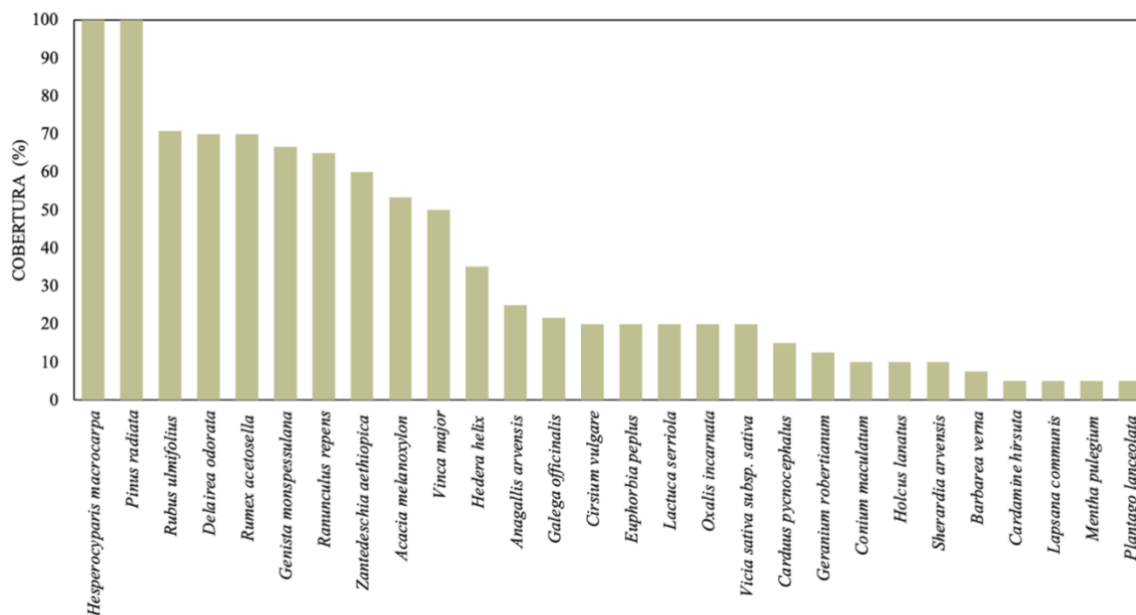


Figura 4. Porcentaje de cobertura de las especies registradas en el Parque Nacional Nonguén (PNN).

2. Evaluación de potencial invasor (WRA-Ch) y cobertura

El análisis de correlación entre los valores de WRA-Ch y el porcentaje de cobertura de las especies no-nativas no mostró una relación significativa en ninguno de los sitios evaluados ($p > 0.05$). En la EBTH (Fig. 5a) y el PNN (Fig. 5b), los datos indicaron que el potencial invasor estimado por el WRA-Ch no está directamente relacionado con la cobertura de las especies no-nativas registrada en el terreno.

En cuanto a la cobertura, la especie compartida con mayor cobertura para ambos sitios fue *Hesperocyparis macrocarpa* (Hartw.) Bartel. Mientras que, las especies *Rumex acetosella* L. y *Zantedeschia aethiopica* (L.) Spreng. son muy abundantes en PNN, al contrario de *Holcus lanatus* L. que es más abundante en la EBTH (Fig. 6).

Aunque el PNN presentó una cobertura promedio más alta, esta diferencia no resultó estadísticamente significativa al compararla con la cobertura promedio de la EBTH ($p > 0.05$; Fig. 7a).

Ambos sitios mostraron valores promedio de WRA-Ch similares, sin diferencias estadísticamente significativas ($p > 0.05$; Fig. 7b).

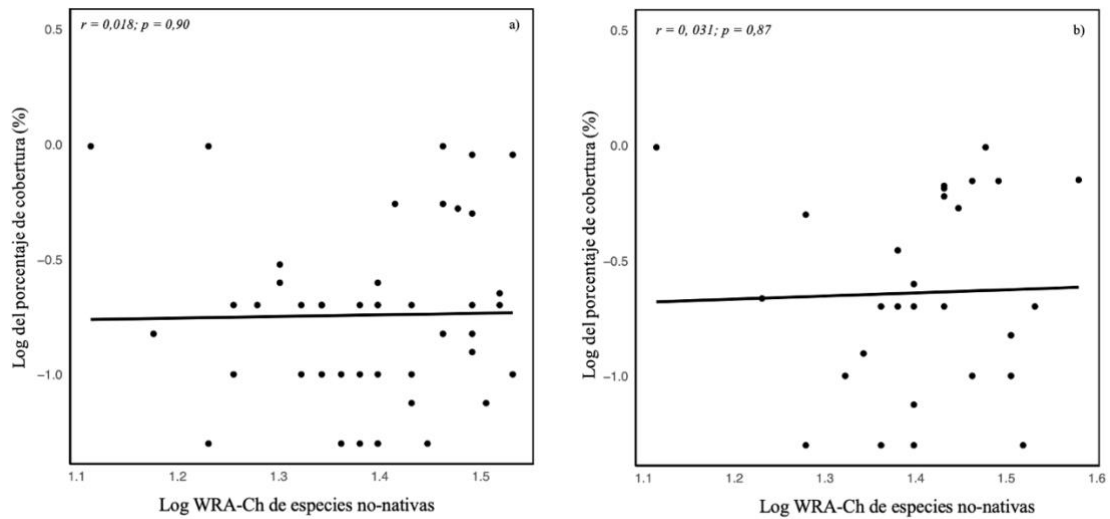


Figura 5. Gráfico de dispersión entre los valores Log WRA-Ch y Log de los porcentajes de coberturas de las especies no-nativas de a) Estación de Biología Terrestre de Hualpén (EBTH) y b) Parque Nacional Nonguén (PNN).

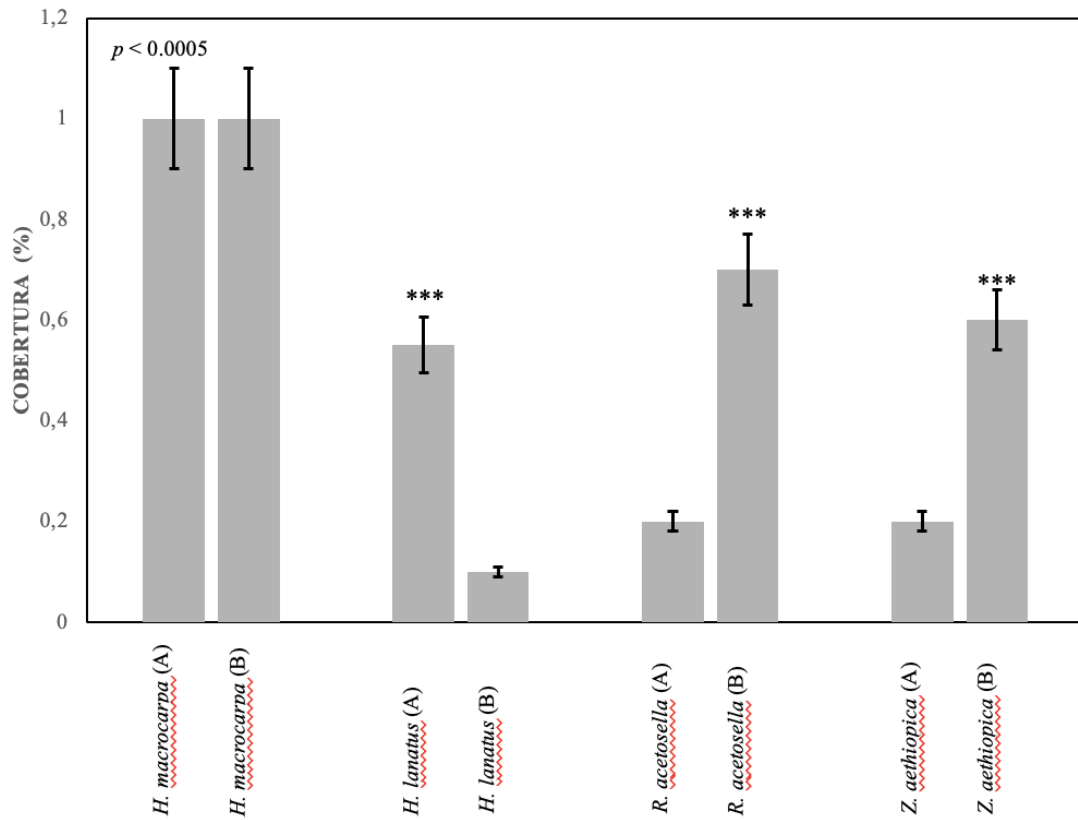


Figura 6. Valores promedio (\pm ES) de los porcentajes de cobertura (%) de las especies no-nativas más abundantes compartidas entre sitios A (EBTH) y B (PNN): *Hesperocyparis macrocarpa* (Hartw.) Bartel, *Holcus lanatus* L., *Rumex acetosella* L. y *Zantedeschia aethiopica* (L.) Spreng. Las diferencias entre promedios de cobertura se calcularon con Chi-cuadrado (X^2) y se representan con *** $p < 0,0005$.

Tabla 2. Resultados del análisis chi-cuadrado (X^2) de la comparación de promedios de porcentaje de cobertura de las especies no-nativas más abundantes compartidas entre la Estación de Biología Terrestre de Hualpén (EBTH) y el Parque Nacional Nonguén (PNN).

Especie	Chi-cuadrado (X^2)	P-valor
<i>Hesperocyparis macrocarpa</i>	0	1.00
<i>Holcus lanatus</i>	36	0.000000002***
<i>Rumex acetosella</i>	28	0.000000136***
<i>Zantedeschia aethiopica</i>	20	0.000007744***

3. Severidad de invasión

El cálculo de la severidad de invasión arrojó un promedio más alto para el PNN (1.88) en comparación con la EBTH (1.63). Sin embargo, las diferencias en severidad de invasión entre ambos sitios no fueron estadísticamente significativas ($p > 0.05$; Fig. 7c).

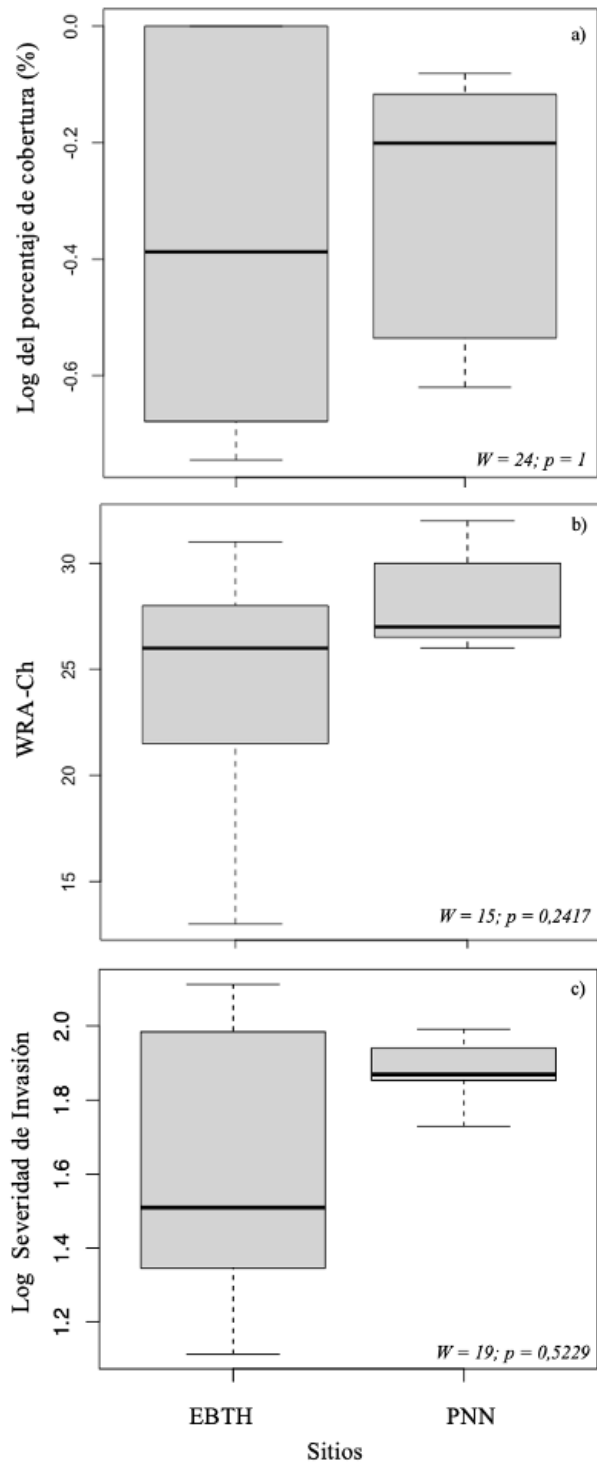


Figura 7. Comparación de promedios de los sitios EBTH y PNN de a) porcentaje de cobertura; b) WRA-Ch de las especies registradas y c) severidad de invasión.

DISCUSIÓN

1. Composición de especies no-nativas

Los ecosistemas evaluados, aunque comparten un contexto periurbano, presentan dinámicas de invasión distintas. El Parque Nacional Nonguén (PNN) alberga una mayor cobertura de especies consolidadas, particularmente especies como *Delairea odorata* (Hiedra amarilla) y *Rubus ulmifolius* (Zarzamora), lo que refleja un proceso de invasión avanzado en áreas forestales dominadas por especies no-nativas. Por otro lado, la Estación de Biología Terrestre de Hualpén (EBTH) muestra un mayor número de especies herbáceas en etapas iniciales de invasión, asociadas a una mayor fragmentación del paisaje y una intensa influencia antrópica, incluida la cercanía a áreas urbanas densamente pobladas y redes de carreteras y caminos. Este patrón es consistente con estudios previos, que destacan cómo las áreas cercanas a densas urbanizaciones y redes de carreteras actúan como fuentes críticas de propagación de propágulos (Pauchard & Alaback 2004; Kowarik 2011; Heinrichs & Pauchard 2015; Foxcroft *et al.* 2017; Lozano *et al.* 2023).

Contrario a lo esperado, los resultados muestran que la EBTH presenta un mayor número de especies con alto potencial invasor. Esto puede atribuirse a la presencia de sectores abiertos dentro de este sitio, que generan condiciones favorables para la invasión, especialmente de especies herbáceas con alto potencial invasor (Marini *et al.* 2012). En consecuencia, se rechaza la hipótesis inicial que planteaba una mayor cantidad de especies no-nativas con alto potencial invasor en el PNN.

Solo tres especies obtuvieron valores de WRA-Ch inferiores a 6: *Agapanthus africanus* (Agapanto) (WRA-Ch = 5), *Prunus amygdalus* (Almendro) (WRA-Ch = 5) y *Westringia fruticosa* (Romero australiano) (WRA-Ch = 5), lo que indica la necesidad de una reevaluación de su potencial invasor en un contexto específico de conservación (Pheloung *et al.* 1999; Dawson *et al.* 2009). El resto de las especies identificadas son potencialmente invasoras (EBTH 116; PNN 72; Anexo. 2) (Pheloung *et al.* 1999), demostrando su capacidad para superar barreras ambientales y reproductivas, estableciéndose exitosamente en los ecosistemas

(Richardson *et al.* 2000). Este establecimiento se ve favorecido en gran medida por la propagación de propágulos en un entorno periurbano con múltiples vías de dispersión (Foxcroft *et al.* 2007; Heinrichs & Pauchard 2015). El constante flujo de visitantes incrementa la presión de propágulos, aumentando las oportunidades de establecimiento para especies invasoras (Spear *et al.* 2013; Foxcroft *et al.* 2017). Un ejemplo claro de esto son los excursionistas, quienes, al recorrer senderos y caminos, suelen transportar accidentalmente grandes cantidades de semillas adheridas a sus ropas y zapatos, actuando como vectores de dispersión (Pickering *et al.* 2010). Las especies invasoras registradas poseen características clave que promueven su adaptación exitosa a ambientes perturbados, como alta competitividad, tolerancia al estrés y a bajos niveles de luz, además de una notable plasticidad genotípica y fenotípica (genotipo multipropósito) (Dietz & Edwards 2006; Richardson & Pyšek 2006; Davidson *et al.* 2011; Gioria & Osborne 2014). Estas adaptaciones las hacen particularmente efectivas en ecosistemas fragmentados y sujetos a presión antrópica constante (Buckley *et al.* 2007). Las diferencias en número de especies no-nativas identificadas entre ambos sitios podrían no solo reflejar las diferencias en las dinámicas de invasión, sino también estar influenciadas por limitaciones metodológicas. Factores como el tiempo del muestreo y la fenología de las especies dificultaron la identificación de individuos sin rasgos morfológicos evidentes durante el periodo de estudio.

La mayoría de las especies registradas en ambos sitios, más de la mitad, no mostraron abundancia en las parcelas muestreadas, lo que sugiere una fase temprana de invasión o un establecimiento limitado en estas áreas. En la EBTH se identificaron especies con un alto potencial invasor que no fueron encontradas dentro de las parcelas de muestreo, como *Rubus ulmifolius* (WRA-Ch = 38), *Rosa rubiginosa* (Rosa mosqueta) (WRA-Ch = 34) y *Pinus radiata* (WRA-Ch = 30). Estas especies, a pesar de su ausencia puntual, representan un riesgo significativo debido a su capacidad de dispersión y a los impactos documentados en ecosistemas similares (Matthei *et al.* 1995; Quiroz *et al.* 2009; Fuentes *et al.* 2014; PNUD, 2017; Weber 2017). En el PNN se identificaron especies como *Paraserianthes lophantha* (Albicia amarilla) (WRA-Ch = 22), *Lonicera japonica* (Madreselva asiática) (WRA-

Ch = 23) y *Lonicera caprifolium* (Madreselva de los jardines) (WRA-Ch = 24), las cuales representan riesgos potenciales para el PNN, ya que pueden alterar significativamente su composición, estructura y funcionalidad ecológica, causando impactos negativos en la biodiversidad (Thomas 1980; Schierenbeck 2004; DiTomaso & Healy 2007; Impson *et al.* 2011; Weber 2017).

2. Relación entre WRA-Ch y cobertura

Los resultados sugieren que no existe correlación directa entre el puntaje WRA-Ch y la cobertura de las especies, lo que indica que algunas especies con alto potencial invasor aún no han logrado establecer coberturas significativas. Este fenómeno puede explicarse por la disponibilidad de nichos ecológicos, el tiempo de residencia de las especies y la capacidad competitiva con la vegetación nativa (Daehler 2005). En un escenario de manejo, las especies con alto potencial invasor y baja cobertura deben priorizarse, ya que su erradicación es factible con menores recursos económicos y temporales (Daehler 2005).

En cuanto a los hábitos de crecimiento, se identificó que especies arbustivas y arbóreas como *Hedera helix* (Hiedra) en el PNN y *Lupinus arboreus* (Chocho) en la EBTH, poseen rasgos adaptativos, tales como alta tolerancia a estrés y capacidad de propagación rápida, que facilitan su establecimiento en contextos de disturbio antrópico (DiTomaso & Healy 2007; Weber 2017)

Las especies arbustivas y arbóreas adquieren especial relevancia en programas de control, dado su impacto en la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas invadidos, generando cambios en la composición de especies nativas y en los procesos ecológicos clave (Křivánek & Pyšek 2006). Además, su mayor visibilidad, biomasa y concentración espacial facilitan su identificación y manejo en comparación con especies herbáceas no-nativas (Pluess *et al.* 2012a, b; Scavo & Mauromicale 2020). Un caso representativo es *Hedera helix* (WRA-Ch = 24) en el PNN, una especie leñosa invasora con características que le confieren un alto potencial invasor. *H. helix* presenta una notable tolerancia a condiciones ambientales adversas, como sequía, sombra densa, temperaturas frías y heladas,

además de ser resistente a enfermedades y plagas de insectos (Metcalf 2005; DiTomaso & Healy 2007; Blinkova *et al.* 2023). Es una especie invasora agresiva que forma un dosel denso y extenso, limitando la disponibilidad de luz para la vegetación subyacente e impidiendo el reclutamiento de plantas nativas (Metcalf 2005). En el PNN, su amplia distribución confirma su rol como amenaza significativa para la estructura y dinámica del ecosistema. Por otro lado, en la EBTH la especie *Lupinus arboreus* (WRA-Ch = 24) representa otro ejemplo de especie leñosa invasora con alto impacto ecológico. *L. arboreus* muestra una notable capacidad para adaptarse a diversos ambientes, destacándose en áreas perturbadas, como dunas costeras y orillas de caminos, donde prospera gracias a su eficiente capacidad reproductiva mediante semillas (DiTomaso & Healy 2007; Weber 2017; Lambers *et al.* 2013). Estas pueden permanecer viables en el banco de semillas hasta 15 años, siendo estimuladas a germinar por disturbios ambientales, (Matthei 1995; Fuentes *et al.* 2014). Además, su capacidad de fijación de nitrógeno en el suelo favorece el establecimiento de otras especies introducidas, alterando los ciclos de nutrientes y favoreciendo la invasión en cascada (Simberloff & Von Holle 1999; Green *et al.* 2011; O'Loughlin & Green 2017). El agresivo comportamiento colonizador de *L. arboreus*, sumado a sus impactos en la dinámica de los ecosistemas nativos, refuerzan su importancia como una especie invasora de alta prioridad para el manejo y control.

3. Severidad de invasión

Ambos sitios muestran una alta severidad de invasión (SI), sin diferencias estadísticamente significativas entre ellos, lo que sugiere niveles similares de invasión (Fig. 7c). Esto indica que ambos ecosistemas experimentan presiones de invasión comparables, pero con especies predominantes distintas. El PNN presenta un promedio ligeramente superior de SI, influido por su mayor cobertura de especies no-nativas con alto potencial invasor, como *Delawarea odorata* (WRA = 29), *Pinus radiata* (WRA = 30), y *Rubus ulmifolius* (WRA = 38). En determinados sectores del PNN, se observan altas tasas de invasión por especies arbóreas y arbustivas, tales

como *Acacia melanoxylon* (Aromo australiano), *Genista monspessulana* (Retamilla), *Rubus ulmifolius*, *Hedera helix*, *Delairea orodata*, *Pinus radiata*, con coberturas significativas que modifican la estructura del bosque nativo (Fig. 4). A pesar de su cobertura local elevada, el predominio de un grupo reducido de especies podría subestimar su impacto en la SI promedio a nivel del sitio completo. Por el contrario, en la EBTH se observa una mayor riqueza de especies herbáceas, muchas de las cuales presentan altos valores de WRA-Ch, pero baja cobertura. A pesar de su baja representación en cobertura, estas especies contribuyen al incremento del SI debido a su elevado potencial invasor (Anexo. 2). Este patrón puede explicarse por la abundancia de sectores abiertos en la EBTH, como pastizales y praderas en la zona alta, que reciben luz directa (Fig. 1), creando condiciones óptimas para especies no adaptadas a la sombra o al dosel (Moreno-Chacón *et al.* 2018; Baeza *et al.* 2023). En cambio, los bosques densos como los del PNN, actúan como barreras naturales que limitan la invasión en la capa herbácea debido a la escasa disponibilidad de luz bajo el dosel (Pauchard & Alaback 2006). Sin embargo, especies invasoras en el interior del bosque en la EBTH, como *Pinus radiata* y *Eucalyptus globulus* (Eucalipto), están estrechamente vinculadas con las plantaciones forestales exóticas presentes en la zona, lo que facilita su dispersión y establecimiento. En el PNN, donde predominan densos bosques nativos (Fig. 1), la amenaza principal radica en la capacidad de especies no-nativas con alto potencial invasor de colonizar estos sectores, lo que representa un riesgo significativo para la biodiversidad nativa (Heinrichs & Pauchard 2015).

Estos hallazgos permiten rechazar la hipótesis inicial que sugería una mayor SI en el PNN. Aunque este sitio presenta una menor variabilidad en el SI entre las parcelas estudiadas lo que podría estar relacionado con una distribución más homogénea de las especies no-nativas.

Estas observaciones sugieren que los enfoques de muestreo empleados, particularmente en cuanto a la cantidad y distribución espacial de las parcelas, pueden no haber captado completamente las dinámicas de invasión específicas en cada sitio, afectando los resultados sobre la SI.

Aunque la SI proporciona un contexto útil sobre la dinámica de invasión en ambos sitios, su eficacia parece maximizarse cuando se utiliza para comparar comunidades dentro de un mismo ecosistema comparando sectores con diferencias estructurales en su vegetación (Daehler 2005.) Esto permite tener una evaluación objetiva del grado de invasión general del ecosistema, enfoque que permite identificar zonas donde se podrían focalizar esfuerzos de manejo. Al priorizar áreas con alta SI, es posible implementar medidas como la restricción de acceso público, lo que podría minimizar perturbaciones y facilitar estrategias de control más efectivas. En el Parque Nacional Puyehue, se demostró que este procedimiento es efectivo, ya que, los senderos que fueron cerrados al público presentaron una SI menor en comparación con las áreas más perturbadas, como los senderos abiertos al público (Mardones *et al.* 2015). Esto evidencia cómo una gestión adecuada, basada en indicadores como la SI, puede contribuir a mitigar los impactos de las especies no-nativas dentro de estos ecosistemas.

Dado que el PNN abarca una superficie considerablemente mayor y presenta mayor heterogeneidad, la limitada representatividad de las parcelas muestreadas podría subestimar la severidad real de la invasión en el sitio completo. Por lo tanto, es crucial implementar estrategias de manejo diferenciadas. En la EBTH, priorizar el control temprano de especies con alto WRA-Ch y baja abundancia para evitar su expansión. Mientras que, en el PNN, los esfuerzos deben centrarse en controlar las especies dominantes que ya generan impactos visibles sobre la estructura y funcionalidad del bosque.

CONCLUSIÓN

Ambos sitios de estudio presentan un alto número de especies no-nativas, influenciado por su ubicación en una matriz periurbana sujeta a una intensa presión de propagación de propágulos. Sin embargo, las dinámicas de invasión difieren entre ellos. Por una parte, en la EBTH las especies no-nativas se encuentran en etapas iniciales de invasión, favorecidas por la fragmentación del paisaje y la presencia de sectores abiertos, como pastizales y praderas en la zona alta, donde se forman parches densamente invadidos. Mientras que el PNN exhibe un proceso más avanzado de invasión, con especies arbóreas y arbustivas no-nativas que han alcanzado altas coberturas. Aunque los densos bosques dominados por *Nothofagus obliqua* (Roble) actúan como barreras naturales para especies herbáceas con baja tolerancia a la sombra, las plantaciones forestales no-nativas circundantes funcionan como fuentes activas de propagación. En ambos sitios, la presión de propágulos se ve reforzada por la presencia de visitantes y una extensa red de caminos. Esto resalta la importancia de mitigar las vías de dispersión humanas y regular las plantaciones exóticas en áreas adyacentes, medidas clave para reducir la propagación de especies invasoras. Entre las estrategias de manejo recomendadas, el cierre de senderos emerge como una medida clave para reducir la severidad de invasión en comunidades nativas que sea de interés de conservación o sujeta a protocolos de manejos de especies no-nativas invasoras.

El método validado en Chile de Weed Risk Assessment (WRA) ha demostrado ser un indicador eficaz para identificar especies con alto potencial invasor para poder priorizar esfuerzos de manejo y control de especies no-nativas invasoras. Por otro lado, la severidad de invasión (SI) se presenta como un complemento, ya que proporciona información sobre el grado de invasión en los ecosistemas, facilitando la identificación de áreas prioritarias para focalizar estrategias de manejo.

Las áreas de conservación periurbanas, como el Parque Nacional Nonguén y la Estación de Biología Terrestre Hualpén, desempeñan un papel fundamental en la protección de la biodiversidad y la provisión de servicios ecosistémicos esenciales,

como el suministro de agua potable y la regulación climática. Este estudio proporciona una visión integral sobre el estado de invasión en estos ecosistemas, destacando la necesidad urgente de implementar estrategias de manejo diferenciadas que aborden las dinámicas particulares de cada sitio. Además, resalta la importancia de estudios más detallados y continuos que permitan comparar comunidades dentro de un mismo ecosistema, con el fin de identificar áreas críticas y priorizar acciones de conservación más efectivas. La conservación y manejo coordinado de estas áreas es crucial para garantizar su sostenibilidad a largo plazo y mitigar las amenazas que enfrentan, como la invasión por especies exóticas, el cambio climático y la presión antrópica.

BIBLIOGRAFÍA

- Abad, C. E. 2000. Marco geológico de los humedales de Concepción. *Gayana*, 64(suplemento), 3-6.
- Aguayo, M., Pauchard, A., Azócar, G., & Parra, O. 2009. Cambio del uso del suelo en el centro sur de Chile a fines del siglo XX: Entendiendo la dinámica espacial y temporal del paisaje. *Revista chilena de historia natural*, 82(3), 361-374.
- Araújo, M. B., Anderson, R. P., Márcia Barbosa, A., Beale, C. M., Dormann, C. F., Temprano, R., & Rahbek, C. 2019. Standards for distribution models in biodiversity assessments. *Science advances*, 5(1), eaat4858.
- Armesto, J.J., Villagrán, C & Donoso, C. 1994. Desde la era glacial a la industrial: La historia del bosque templado chileno. *Ambiente y Desarrollo* 10 (1): 66-72.
- Arriagada, C. 2019. Rasgos funcionales de especies de plantas nativas asociados a persistencia, establecimiento y dispersión en ecosistemas emergentes ubicados en áreas periurbanas de Concepción. Seminario de título. Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas. Universidad de Concepción, Chile.
- Arroyo MTK, Marticorena C, Matthei O, Caviaras L. 2000. Plant invasions in Chile: present patterns and future predictions. In: Mooney HA, Hobbs RJ (eds) *Invasive species in a changing world*. Island Press, USA, pp 385–421.
- Bacher, S., Galil, B., Nunez, M., Ansong, M., Cassey, P., Dehnen-Schmutz, K., ... & Ryan-Colton, E. 2023. Impacts of invasive alien species on nature, nature's contributions to people, and good quality of life. *IPBES Invasive Alien Species Assessment*, 1-222.
- Baeza, Carlos & Rodríguez, Roberto & Thielemann, Eitel & Kottirsch, Gabi & Kramcsak, Xuksa. 2024. *Guía de campo árboles del Parque Botánico de Hualpén*.

- Barros, A., & Pickering, C. M. 2014. Non-native plant invasion in relation to tourism use of Aconcagua Park, Argentina, the highest protected area in the Southern Hemisphere. *Mountain Research and Development*, 34(1), 13-26.
- Blinkova, O., Rawlik, K., & Jagodziński, A. M. 2023. The impact of environmental factors on traits of *Hedera helix* L. vegetative shoots. *Plant Ecology*, 224(11), 973-986.
- Buckley, Y. M., Bolker, B. M., & Rees, M. 2007. Disturbance, invasion and re-invasion: managing the weed-shaped hole in disturbed ecosystems. *Ecology letters*, 10(9), 809-817.
- Burdiles, R., Saavedra, J., Carrasco-Rubio, C., & Valenzuela-Contreras, K. 2023. Gobernanza local de Riesgo, desastres en áreas metropolitanas. Caso del Valle Nonguén, Concepción, Chile. *Letras Verdes, Revista Latinoamericana de Estudios Socioambientales*, (33), 7-25.
- Butchart, S. H., Walpole, M., Collen, B., Van Strien, A., Scharlemann, J. P., Almond, R. E., & Watson, R. 2010. Global biodiversity: indicators of recent declines. *Science*, 328(5982), 1164-1168.
- Caley, P., & Kuhnert, P. M. 2006. Application and evaluation of classification trees for screening unwanted plants. *Austral Ecology*, 31(5), 647-655.
- Clapp, R. A. 2001. Tree farming and forest conservation in Chile: do replacement forests leave any originals behind?. *Society & Natural Resources*, 14(4), 341-356.
- CONAF. 2019. Plan de manejo, Reserva Nacional Nonguén Concepción, Chile.
- CONAF. 2022. Reserva Nacional Nonguén, Información del Parque. <http://www.conaf.cl>
- CONAMA. 2002. Estrategia regional y plan de acción para la biodiversidad, Región del Biobío. Comisión Nacional de Medio Ambiente, Gobierno de Chile.
- Crosti, R., Cascone, C., & Cipollaro, S. 2010. Use of a weed risk assessment for the Mediterranean region of Central Italy to prevent loss of functionality and biodiversity in agro-ecosystems. *Biological Invasions*, 12, 1607-1616.

- Daehler, C., J.S. Denslow, S. Ansari & H. Kuo. 2004. A risk assessment system for screening out harmful invasive pest plants from Hawaii and other Pacific Islands. *Conservation Biology* 18: 360-368.
- Daehler, C. 2005. Invasive species. In: D. Mueller-Dombois, K.W. Bridges & C. Daehler (eds.), *Biodiversity assessment of tropical island ecosystems*, pp. 197-208. PABITRA manual for interactive ecology and management. Honolulu, Hawaii.
- Daehler, C.C., Carino, D.A. 2000. Predicting invasive plants: prospects for a general screening system based on current regional models. *Biological Invasions* 2: 92-103.
- Daehler, C.C. & J.S. Denslow. 2007. The Australian weed risk assessment system: does it work in Hawaii? Would it work in Canada? In: D.R. Clements & S.J. Darbyshire (eds.), *Invasive plants: inventories, strategies and action—Topics in Canadian Weed Science*. pp. 9-24. Canadian Weed Science Society, Québec.
- Davidson, A. M., Jennions, M., & Nicotra, A. B. 2011. Do invasive species show higher phenotypic plasticity than native species and, if so, is it adaptive? A meta-analysis. *Ecology letters*, 14(4), 419-431.
- Dawson, W., Burslem, D. F., & Hulme, P. E. 2009. The suitability of weed risk assessment as a conservation tool to identify invasive plant threats in East African rainforests. *Biological Conservation*, 142(5), 1018-1024.
- Dietz, H., & Edwards, P. J. 2006. Recognition that causal processes change during plant invasion helps explain conflicts in evidence. *Ecology*, 87(6), 1359-1367.
- DiTomaso, J. M., & Healy, E. A. (2007). *Weeds of California and other western states* (Vol. 3488). UCANR Publications.
- Echeverría, C., Coomes, D., Salas, J., Rey-Benayas, J. M., Lara, A., & Newton, A. 2006. Rapid deforestation and fragmentation of Chilean temperate forests. *Biological conservation*, 130(4), 481-494.
- Elton, C.S. 1958. *The Ecology of Invasions by Animals and Plants*. Methuen, London.

- Evers, C. R., Wardropper, C. B., Branoff, B., Granek, E. F., Hirsch, S. L., Link, T. E., & Wilson, C. 2018. The ecosystem services and biodiversity of novel ecosystems: A literature review. *Global ecology and conservation*, 13, e00362.
- Figueroa J, Castro S, Marquet P, Jaksic F. 2004. Exotic plant invasion to the Mediterranean region of Chile: causes, history and impacts. *Rev Chil Hist Nat* 77:465–483.
- Foxcroft, L. C., Rouget, M., & Richardson, D. M. 2007. Risk assessment of riparian plant invasions into protected areas. *Conservation Biology*, 21(2), 412-421.
- Foxcroft, L. C., Pyšek, P., Richardson, D. M., Genovesi, P., & MacFadyen, S. 2017. Plant invasion science in protected areas: progress and priorities. *Biological Invasions*, 19(5), 1353-1378.
- Fuentes N, Ugarte E, Kühn I, Klotz S. 2008. Alien plants in Chile: inferring invasion periods from herbarium records. *Biol Invasions* 10:649–657.
- Fuentes, N., Ugarte, E., Kühn, I., & Klotz, S. 2010. Alien plants in southern South America. A framework for evaluation and management of mutual risk of invasion between Chile and Argentina. *Biological invasions*, 12, 3227-3236.
- Fuentes N, Pauchard A, Sánchez P, Esquivel J, Marticorena A. 2013. A new comprehensive database of alien plant species in Chile based on herbarium records. *Biological Invasions* 15:847–858.
- Fuentes, N., Marticorena, A., Saldaña, A., Jerez, V., Ortiz, J, Victoriano, P., Pauchard, A. 2020. Multi-taxa inventory of naturalized species in Chile. *NeoBiota*, 60, 25–41.
- Fuentes, N., Sánchez, P., Pauchard, A., Urrutia, J., Cavieres, L. & Marticorena, A. 2014. *Plantas Invasoras del Centro-Sur de Chile: Una Guía de Campo*. Laboratorio de Invasiones Biológicas (LIB), Concepción, Chile. 280 pp.
- Fuentes, N., & Saldaña, A. 2022. Validación de un sistema de evaluación de riesgo de invasión: el sistema Australiano y su potencial uso en especies de plantas introducidas en Chile. *Gayana. Botánica*, 79(1), 63-70.

- Gassó, N., Basnou, C., Vilà, M. 2010. Predicting plant invaders in the Mediterranean through a weed risk assessment system. *Biological Invasions* 2: 463-476.
- Gioria, M., & Osborne, B. A. 2014. Resource competition in plant invasions: emerging patterns and research needs. *Frontiers in Plant Science*, 5, 501.
- Gordon, D., D. Onderdonk, A. Fox & R. Stocker. 2008. Consistent accuracy of the Australian weed risk assessment system across varied geographies. *Diversity and Distribution* 14: 234-242.
- Green, P. T., O'Dowd, D. J., Abbott, K. L., Jeffery, M., Retallick, K., & Mac Nally, R. 2011. Invasional meltdown: invader–invader mutualism facilitates a secondary invasion. *Ecology*, 92(9), 1758-1768.
- Heinrichs, S., & Pauchard, A. 2015. Struggling to maintain native plant diversity in a peri-urban reserve surrounded by a highly anthropogenic matrix. *Biodiversity and Conservation*, 24, 2769-2788.
- Hobbs, R. J., Arico, S., Aronson, J., Baron, J. S., Bridgewater, P., Cramer, V. A., & Zobel, M. 2006. Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global ecology and biogeography*, 15(1), 1-7.
- Hobbs, R. J., Higgs, E., & Harris, J. A. 2009. Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. *Trends in ecology & evolution*, 24(11), 599-605.
- Hobbs, R. J., Higgs, E., Hall, C. M., Bridgewater, P., Chapin III, F. S., Ellis, E. C., & Yung, L. 2014. Managing the whole landscape: historical, hybrid, and novel ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12(10), 557-564.
- Impson, F. A. C., Kleinjan, C. A., Hoffmann, J. H., Post, J. A., & Wood, A. R. 2011. Biological control of Australian *Acacia* species and *Paraserianthes lophantha* (Willd.) Nielsen (Mimosaceae) in South Africa. *African Entomology*, 19(1), 186-207.
- Inderjit, Cadotte, M. W., & Colautti, R. I. 2005. The ecology of biological invasions: past, present and future. *Invasive plants: ecological and agricultural aspects*, 19-43.

- Instituto Nacional de Estadísticas (INE). 2017. Chile: Ciudades, Pueblos, Aldeas y Caseríos. Instituto Nacional de Estadísticas, Gobierno de Chile.
- IPBES (2019): Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. S. Díaz, J. Settele, E. S. Brondízio E.S., H. T. Ngo, M. Guèze, J. Agard, A. Arneeth, P. Balvanera, K. A. Brauman, S. H. M. Butchart, K. M. A. Chan, L. A. Garibaldi, K. Ichii, J. Liu, S. M. Subramanian, G. F. Midgley, P. Miloslavich, Z. Molnár, D. Obura, A. Pfaff, S. Polasky, A. Purvis, J. Razzaque, B. Reyers, R. Roy Chowdhury, Y. J. Shin, I. J. Visseren-Hamakers, K. J. Willis, and C. N. Zayas (eds.). IPBES secretariat, Bonn, Germany. 56 pages.
- IPBES (2023). Thematic Assessment Report on Invasive Alien Species and their Control of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Roy, H. E., Pauchard, A., Stoett, P., and Renard Truong, T. (eds.). IPBES secretariat, Bonn, Germany.
- Kato, H., K. Hata, H. Yamamoto & T. Yoshioka. 2006. Effectiveness of the weed risk assessment system for the Bonin Islands. In: F. Koike, M.N. Clout, M. Kawamichi, M. de Poorter & K. Iwatsuki (eds.), *Assessment and Control of Biological Invasion Risks*, pp. 65-72. Shoukadoh Book Sellers, Kyoto, Japan and IUCN, Gland, Switzerland.
- Keller RP, Lodge DM, Finnoff DC. 2007. Risk assessment for invasive species produces net bioeconomic benefits. *Proc Natl Acad Sci USA* 104:203–207.
- Kowarik, I. 2011. Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation. *Environmental pollution*, 159(8-9), 1974-1983.
- Křivánek, M., & Pyšek, P. 2006. Predicting invasions by woody species in a temperate zone: a test of three risk assessment schemes in the Czech Republic (Central Europe). *Diversity and distributions*, 12(3), 319-327.
- Lambers, H., Clements, J. C., & Nelson, M. N. 2013. How a phosphorus-acquisition strategy based on carboxylate exudation powers the success and agronomic potential of lupines (*Lupinus*, Fabaceae). *American Journal of Botany*, 100(2), 263-288.

- Lara, A., Solari, M. E., Prieto, M. D. R., & Peña, M. P. 2012. Reconstrucción de la cobertura de la vegetación y uso del suelo hacia 1550 y sus cambios a 2007 en la ecorregión de los bosques valdivianos lluviosos de Chile (35°-43° 30 S). *Bosque (Valdivia)*, 33(1), 13-23.
- Levin, N., Watson, J. E., Joseph, L. N., Grantham, H. S., Hadar, L., Apel, N., & Kark, S. 2013. A framework for systematic conservation planning and management of Mediterranean landscapes. *Biological Conservation*, 158, 371-383.
- Lozano, V., Di Febbraro, M., Brundu, G., Carranza, M. L., Alessandrini, A., Ardenghi, N. M. G., & Siniscalco, C. 2023. Plant invasion risk inside and outside protected areas: Propagule pressure, abiotic and biotic factors definitively matter. *Science of the Total Environment*, 877, 162993.
- Luebert, F., & Pliscoff, P. 2006. Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile. Editorial Universitaria. 316pp.
- MacDougall, A. S., McCune, J. L., Eriksson, O., Cousins, S. A., Pärtel, M., Firn, J., & Hierro, J. L. 2018. The Neolithic Plant Invasion Hypothesis: the role of preadaptation and disturbance in grassland invasion. *New Phytologist*, 220(1), 94-103.
- Mack, R.N., D. Simberloff, W.M Lonsdale, H. Evans, M. Clout & F. Bazzaz. 2000. Biotic invasions: Causes, epidemiology, global consequences and control. *Ecological Applications* 10: 689-710.
- Mardones, D., Fuentes, N., & Saldaña, A. 2015. Comparación de la severidad de invasión asociada a caminos con diferentes niveles de perturbación en un bosque templado lluvioso del sur de Chile. *Gayana. Botánica*, 72(2), 221-230.
- Marini, L., Bruun, H. H., Heikkinen, R. K., Helm, A., Honnay, O., Krauss, J., ... & Bommarco, R. (2012). Traits related to species persistence and dispersal explain changes in plant communities subjected to habitat loss. *Diversity and Distributions*, 18(9), 898-908.
- Matthei O 1995. Manual de las malezas que crecen en Chile. Alfabeta Impresores, Chile. 545pp.

- Meiners, S. J., & Pickett, S. T. 2013. Plant invasions in protected landscapes: exception or expectation?. *Plant invasions in protected areas: patterns, problems and challenges*, 43-60.
- Metcalfe, D. J. 2005. *Hedera helix* L. *Journal of Ecology*, 93(3), 632-648.
- Milton, S. J. 2003. 'Emerging ecosystems'-a washing-stone for ecologists, economists, and sociologists?: news and views. *South African Journal of Science*, 99(9), 404-406.
- Moilanen, A., Wilson, K., & Possingham, H. 2009. *Spatial conservation prioritization: quantitative methods and computational tools*. Oxford University Press.
- Moreno-Chacón, M., Mardones, D., Viveros, N., Madriaza, K., Carrasco-Urra, F., Marticorena, A., & Saldaña, A. 2018. Flora vascular de un remanente de bosque esclerófilo mediterráneo costero: Estación de Biología Terrestre de Hualpén, Región del Biobío, Chile. *Gayana. Botánica*, 75(1), 466-481.
- Myers, N., R.A. Mittermeier, G.A.B. d. Fonseca, and J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 40, 853-858.
- O'Loughlin, L. S., & Green, P. T. 2017. Secondary invasion: When invasion success is contingent on other invaders altering the properties of recipient ecosystems. *Ecology and Evolution*, 7(19), 7628-7637.
- Pauchard, A., & Alaback, P. B. 2004. Influence of elevation, land use, and landscape context on patterns of alien plant invasions along roadsides in protected areas of South-Central Chile. *Conservation biology*, 18(1), 238-248.
- Pauchard, A., Aguayo, M., Peña, E., & Urrutia, R. 2006. Multiple effects of urbanization on the biodiversity of developing countries: the case of a fast-growing metropolitan area (Concepción, Chile). *Biological conservation*, 127(3), 272-281.
- Pejchar, L., & Mooney, H. A. 2009. Invasive species, ecosystem services and human well-being. *Trends in ecology & evolution*, 24(9), 497-504.

- Pheloung, P.C., P.A Williams & S.R. Halloy. 1999. A weed risk assessment model for use as a biosecurity tool evaluating plant introductions. *Journal of Environmental Management* 57: 239-251.
- Pickering, C. M., Hill, W., Newsome, D., & Leung, Y. F. 2010. Comparing hiking, mountain biking and horse riding impacts on vegetation and soils in Australia and the United States of America. *Journal of environmental management*, 91(3), 551-562.
- Pluess, T., Cannon, R., Jarošík, V., Pergl, J., Pyšek, P., & Bacher, S. 2012a. When are eradication campaigns successful? A test of common assumptions. *Biological Invasions*, 14, 1365-1378.
- Pluess, T., Jarošík, V., Pyšek, P., Cannon, R., Pergl, J., Breukers, A., & Bacher, S. 2012b. Which factors affect the success or failure of eradication campaigns against alien species?. *PloS one*, 7(10), e48157.
- PNUD (2017). “Valoración económica del impacto de siete especies exóticas invasoras sobre los sectores productivos y la biodiversidad en Chile”. Santiago de Chile, Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. 143pp.
- Pyšek, P., Sádlo, J., & Mandák, B. 2002. Catalogue of alien plants of the Czech Republic. *Preslia* 74, 97–186.
- Pyšek, P., & Richardson, D. M. 2006. The biogeography of naturalization in alien plants. *Journal of Biogeography*, 33(12), 2040-2050.
- Quiroz, C., Pauchard, A., Marticorena, A. & Cavieres, L. 2009. Manual de plantas invasoras del centro-sur de Chile. Laboratorio de Invasiones Biológicas. Concepción, Chile. 45 pp.
- Rai, P. K., & Singh, J. S. 2020. Invasive alien plant species: Their impact on environment, ecosystem services and human health. *Ecological indicators*, 111, 106020.
- Richardson, D.M., Pyšek, P., Rejmanek, M., Barbour, MG, Panetta, FD y West, CJ. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions, 6 (2), 93-107.

- Rivera, V. 2019. Composición taxonómica y funcional de comunidades vegetales emergentes en sectores periurbanos de la ciudad de Concepción, región del Biobío, Chile. Seminario de título. Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas. Universidad de Concepción. Concepción, Chile.
- Scavo, A., & Mauromicale, G. 2020. Integrated weed management in herbaceous field crops. *Agronomy*, 10(4), 466.
- Schierenbeck, K. A. 2004. Japanese honeysuckle (*Lonicera japonica*) as an invasive species; history, ecology, and context. *Critical reviews in plant sciences*, 23(5), 391-400.
- Shea, K., & Chesson, P. 2002. Community ecology theory as a framework for biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution*, 17(4), 170-176.
- Simberloff, D. & Von Holle, B. 1999. Positive interactions of nonindigenous species: invasional meltdown?. *Biological invasions*, 1, 21-32.
- Simberloff D. 2009. We can eliminate invasions or live with them. Successful management projects. *Biol Invasions* 11:149–157.
- Smith-Ramírez, C. 2004. The Chilean coastal range: a vanishing center of biodiversity and endemism in South American temperate rainforests. *Biodiversity & Conservation*, 13, 373-393.
- Spear, D., Foxcroft, L. C., Bezuidenhout, H., & McGeoch, M. A. 2013. Human population density explains alien species richness in protected areas. *Biological Conservation*, 159, 137-147.
- Suding, K. N., Gross, K. L., & Houseman, G. R. 2004. Alternative states and positive feedbacks in restoration ecology. *Trends in ecology & evolution*, 19(1), 46-53.
- Thomas LK. 1980. The impact of three exotic plant species on a Potomac Island. National Park Service Scientific Monograph Series 13. U.S. Department of the Interior, Washington, DC, pp 1–179.
- Vidal, O. J., Aguayo, M., Niculcar, R., Bahamonde, N., Radic, S., San Martín, C. & Féliz, J. 2015. Plantas invasoras en el Parque Nacional Torres del Paine (Magallanes, Chile): estado del arte, distribución post-fuego e implicancias

- en restauración ecológica. Anales del Instituto de la Patagonia (Vol. 43, No. 1, pp. 75-96).
- Weber, J., Panetta, F. D., Virtue, J., & Pheloung, P. 2009. An analysis of assessment outcomes from eight years' operation of the Australian border weed risk assessment system. *Journal of Environmental Management*, 90(2), 798-807.
- Weber, E. 2017. *Invasive plant species of the world: a reference guide to environmental weeds*. Cabi. 581pp.
- Westbrooks RG. 1991. Plant protection issues I. A commentary on new weeds in the United States. *Weed Technol* 5:232–237.
- Williams, P.A., Cameron, E.K. 2006. Creating gardens: The diversity and Progression of European plants introductions. In: Allen, R.B., Lee, W.G. (Eds) *Biological Invasions in New Zealand*, pp. 33-47. *Ecological Studies*, Vol. 186, Springer-Verlag, Berlin.
- Wilson, J. R., Richardson, D. M., Rouget, M., Procheş, Ş., Amis, M. A., Henderson, L., & Thuiller, W. 2007. Residence time and potential range: crucial considerations in modelling plant invasions. *Diversity and Distributions*, 13(1), 11-22.

Anexo 1. Listado de especies no-nativas y WRA-Ch encontradas en la Estación de Biología Terrestre de Hualpén (EBTH) y el Parque Nacional Nonguén (PNN).

ESPECIES	EBTH	PNN	WRA
<i>Acacia delbata</i> Link	0	1	29
<i>Acacia melanoxylon</i> R. Br.	0	1	28
<i>Achillea millefolium</i> L.	1	0	17
<i>Agapanthus africanus</i> L.	1	1	5
<i>Agrostis capillaris</i> L.	1	0	34
<i>Agrostis castellana</i> Boiss. & Reut.	1	1	17
<i>Aira caryophyllea</i> L.	1	0	24
<i>Albizia lophantha</i> (Willd.) Benth.	0	1	22
<i>Aloe arborecens</i> (L.) Hoffmanns.	0	1	13
<i>Anagallis arvensis</i> L.	1	1	25

<i>Anthemis cotula</i> L.	1	0	24
<i>Arctotheca calendula</i> (L.) Levyns	1	0	33
<i>Arrhenatherum elatius</i> (L.) P.Beauv	1	0	22
<i>Avena barbata</i> Pott ex Link	1	0	23
<i>Avena fatua</i> L.	1	0	27
<i>Barbarea verna</i> (Mill.) Asch.	0	1	25
<i>Bartsia trixago</i> L.	1	0	23
<i>Bellis perennis</i> L.	0	1	22
<i>Borago officinalis</i> L.	0	1	19
<i>Brassica rapa</i> L.	1	0	20
<i>Briza maxima</i> L.	1	0	29
<i>Briza minor</i> L.	1	0	24
<i>Bromus hordeaceus</i> L.	1	0	24
<i>Capsella bursa-pastoris</i> (L.) Medik.	1	0	22
<i>Cardamine hirsuta</i> L.	1	1	19
<i>Carduus pycnocephalus</i> L.	1	1	32
<i>Centella asiatica</i> (L.) Urb.	1	0	9
<i>Cerastium glomeratum</i> Thuill.	1	0	25
<i>Chasmanthe floribunda</i> (Salisb.) N.E.Br.	0	1	20
<i>Chenopodium album</i> L.	1	0	31
<i>Cichorium intybus</i> L.	1	0	24
<i>Cirsium vulgare</i> (Savi) Ten.	1	1	34
<i>Cladanthus mixtus</i> (L.) Chevall.	1	0	13
<i>Conium maculatum</i> L.	1	1	32
<i>Convolvulus arvensis</i> L.	1	0	22
<i>Crepis capillaris</i> (L.) Wallr.	1	0	21
<i>Cynoglossum creticum</i> Mill.	1	0	17
<i>Cynosurus echinatus</i> L.	1	0	23
<i>Dactylis glomerata</i> L.	1	1	30
<i>Daucus carota</i> L.	1	1	31
<i>Delairea odorata</i> Lem.	0	1	29
<i>Dichondra micrantha</i>	1	1	22
<i>Dipsacus sativus</i> (L.) Honck.	1	1	22
<i>Draba verna</i> L.	1	0	17
<i>Echium plantagineum</i> L.	1	1	31
<i>Echium vulgare</i> L.	1	1	26
<i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindl.	0	1	9

<i>Erodium cicutarium</i> (L.) L'Hér. ex Aiton	1	0	28
<i>Eucalyptus globulus</i> Labill.	1	1	29
<i>Euphorbia peplus</i> L.	1	1	25
<i>Foeniculum vulgare</i> Mill.	1	1	15
<i>Fumaria agraria</i> Lag.	0	1	21
<i>Fumaria capreolata</i> L.	1	0	21
<i>Galega officinalis</i> L.	1	1	17
<i>Galium aparine</i> L.	1	0	23
<i>Genista monspessulana</i> (L.) L.A.S. Johnson	1	1	27
<i>Geranium purpureum</i> Vill.	1	0	18
<i>Geranium robertianum</i> L.	1	1	22
<i>Hedera helix</i> L.	1	1	24
<i>Hedypnois rhagadioloides</i> (L.) F.W. Schmidt	1	0	20
<i>Hesperocyparis macrocarpa</i> (Hartw.) Bartel.	1	1	13
<i>Holcus lanatus</i> L.	1	1	29
<i>Hordeum murinum</i> L.	1	0	34
<i>Hyacinthoides hispánica</i> L.	0	1	22
<i>Hypericum perforatum</i> L.	1	0	29
<i>Hypochaeris glabra</i> L.	1	0	21
<i>Hypochaeris radicata</i> L.	1	1	25
<i>Lactuca serriola</i> L.	0	1	24
<i>Lactuca virosa</i> L.	0	1	16
<i>Lagurus ovatus</i> L.	1	0	31
<i>Lapsana communis</i> L.	1	1	23
<i>Leontodon saxatilis</i> Lam.	1	1	22
<i>Leucanthemum vulgare</i> Lam.	1	0	31
<i>Linum bienne</i> Mill.	1	0	17
<i>Lolium arundinaceum</i> (Schreb.) Darbysh.	1	0	27
<i>Lolium multiflorum</i> Lam.	1	0	23
<i>Lonicera caprifolium</i> L.	0	1	20
<i>Lonicera japonica</i> Thunb.	0	1	22
<i>Lotus corniculatus</i> L.	0	1	28
<i>Lotus pedunculatus</i> Cav.	1	0	15
<i>Lupinus arboreus</i> Sims.	1	0	24
<i>Lythrum hyssopifolium</i> L.	1	0	21
<i>Malus domestica</i> (Suckow) Borkh.	0	1	11
<i>Medicago arabica</i> (L.) Huds.	1	0	21

<i>Medicago polymorpha</i> L.	1	0	27
<i>Melissa officinalis</i> L.	1	0	21
<i>Mentha pulegium</i> L.	1	1	33
<i>Modiola caroliniana</i> (L.) G. Don	1	0	20
<i>Oenothera rosea</i> L'Hér. ex Aiton	1	0	20
<i>Ornithopus compressus</i> L.	1	0	18
<i>Oxalis corniculata</i> L.	1	0	23
<i>Oxalis incarnata</i> L.	0	1	23
<i>Persicaria maculosa</i> Gray	1	0	33
<i>Petasites pyrenaicus</i> (Loefl.) G.López	0	1	24
<i>Petrorhagia dubia</i> (Raf.) G. López & Romo	1	0	23
<i>Pinus radiata</i> D.Don	1	1	30
<i>Plantago lanceolata</i> L.	1	1	25
<i>Plantago major</i> L.	0	1	20
<i>Poa annua</i> L.	1	1	36
<i>Poa pratensis</i> L.	1	0	28
<i>Polycarpon tetraphyllum</i> (L.) L.	1	0	20
<i>Polypogon viridis</i> (Gouan) Breistr.	1	0	24
<i>Prunella vulgaris</i> L.	1	1	22
<i>Prunus amygdalus</i> Batsch	0	1	5
<i>Prunus armeniaca</i> L.	0	1	10
<i>Prunus avium</i> (L.) L.	0	1	10
<i>Prunus cerasifera</i> Ehrh.	1	1	20
<i>Pseudotsuga menziesii</i> (Mirb.) Franco	1	0	17
<i>Ranunculus muricatus</i> L.	1	0	17
<i>Ranunculus repens</i> L.	0	1	27
<i>Raphanus sativus</i> L.	1	0	21
<i>Rapistrum rugosum</i> (L.) All.	0	1	21
<i>Rosa rubiginosa</i> L.	1	1	34
<i>Rubus constrictus</i> Lefèvre & P.J.Müll.	1	1	35
<i>Rubus ulmifolius</i> Schott.	1	1	38
<i>Rumex acetosella</i> L.	1	1	31
<i>Rumex conglomeratus</i> Murray	1	0	27
<i>Rumex crispus</i> L.	1	1	33
<i>Rumex obtusifolius</i> L.	0	1	22
<i>Rumex pulcher</i> L.	1	0	22
<i>Ruta chalepensis</i> L.	1	0	18

<i>Salix babylonica</i> L.	1	0	25
<i>Salix caprea</i> L.	1	0	17
<i>Sanguisorba minor</i> Scop.	1	0	17
<i>Sherardia arvensis</i> L.	1	1	21
<i>Silene gallica</i> L.	1	0	25
<i>Solanum nigrum</i> L.	1	1	31
<i>Sonchus asper</i> (L.) Hill	1	1	25
<i>Sonchus oleraceus</i> L.	1	0	28
<i>Stellaria media</i> (L.) Cirillo	1	0	22
<i>Taraxacum officinale</i> F.H. Wigg.	1	1	23
<i>Tolpis barbata</i> (L.) Gaertn.	0	1	22
<i>Trifolium dubium</i> Sibth.	1	0	18
<i>Trifolium repens</i> L.	1	1	29
<i>Trifolium subterraneum</i> L.	1	0	23
<i>Ulex europaeus</i> L.	1	0	31
<i>Verbascum thapsus</i> L.	1	0	29
<i>Verbascum virgatum</i> Stokes	1	1	27
<i>Verbena litoralis</i> Kunth	0	1	19
<i>Veronica arvensis</i> L.	1	1	25
<i>Vicia benghalensis</i> L.	1	0	22
<i>Vicia hirsuta</i> (L.) Gray	1	0	23
<i>Vicia sativa</i> L. subsp. <i>nigra</i> (L.) Ehrh.	1	0	19
<i>Vicia sativa</i> L. subsp. <i>sativa</i>	1	1	27
<i>Vinca major</i> L.	1	1	19
<i>Westringia fruticosa</i> (Willd.) Druce	1	0	5
<i>Zantedeschia aethiopica</i> (L.) Spreng	1	1	27

Anexo 2. Valores WRA-Ch de las especies no-nativas dentro de las parcelas y el promedio de los porcentajes de cobertura por sitio: Estación de Biología Terrestre de Hualpén (EBTH) y el Parque Nacional Nonguén (PNN).

ESPECIE	Promedio porcentaje de cobertura		
	(%)		
	EBTH	PNN	WRA
<i>Acacia melanoxylon</i> R. Br.	x	0,5	28
<i>Agrostis capillaris</i> L.	0,9	x	34
<i>Anagallis arvensis</i> L.	0,3	0,3	25

<i>Arctotheca calendula</i> (L.) Levyns	0,2	x	33
<i>Barbarea verna</i> (Mill.) Asch.	x	0,1	25
<i>Briza minor</i> L.	0,2	x	24
<i>Cardamine hirsuta</i> L.	0,2	0,1	19
<i>Carduus pycnocephalus</i> L.	0,1	0,2	32
<i>Cerastium glomeratum</i> Thuill.	0,2	x	25
<i>Cichorium intybus</i> L.	0,1	x	24
<i>Cirsium vulgare</i> (Savi) Ten.	0,1	0,2	34
<i>Conium maculatum</i> L.	x	0,1	32
<i>Dactylis glomerata</i> L.	0,5	x	30
<i>Daucus carota</i> L.	0,1	x	31
<i>Delairea odorata</i> Lem.	x	0,7	29
<i>Echium plantagineum</i> L.	0,5	x	31
<i>Echium vulgare</i> L.	0,6	x	26
<i>Eucalyptus globulus</i> Labill.	1,0	x	29
<i>Euphorbia peplus</i> L.	0,2	0,2	25
<i>Galega officinalis</i> L.	x	0,2	17
<i>Genista monspessulana</i> (L.) L.A.S. Johnson	x	0,7	27
<i>Geranium purpureum</i> Vill.	0,2	x	18
<i>Geranium robertianum</i> L.	0,2	0,1	22
<i>Hedera helix</i> L.	x	0,4	24
<i>Hesperocyparis macrocarpa</i> (Hartw.) Bartel	1,0	1,0	13
<i>Holcus lanatus</i> L.	0,6	0,1	29
<i>Hypochaeris radicata</i> L.	0,1	x	25
<i>Lactuca serriola</i> L.	x	0,2	24
<i>Lagurus ovatus</i> L.	0,2	x	31
<i>Lapsana communis</i> L.	x	0,1	23
<i>Leontodon saxatilis</i> Lam.	0,1	x	22
<i>Linum bienne</i> Mill.	0,1	x	17
<i>Lotus pedunculatus</i> Cav.	0,2	x	15
<i>Lupinus arboreus</i> Sims	0,1	x	24
<i>Medicago arabica</i> (L.) Huds.	0,1	x	21
<i>Medicago polymorpha</i> L.	0,1	x	27
<i>Mentha pulegium</i> L.	x	0,1	33
<i>Oenothera rosea</i> L'Hér. ex Aiton	0,3	x	20
<i>Ornithopus compressus</i> L.	0,1	x	18
<i>Oxalis corniculata</i> L.	0,1	x	23

<i>Oxalis incarnata</i> L.	x	0,2	23
<i>Pinus radiata</i> D. Don	x	1,0	30
<i>Plantago lanceolata</i> L.	0,1	0,1	25
<i>Prunus cerasifera</i> Ehrh.	0,3	x	20
<i>Pseudotsuga menziesii</i> (Mirb.) Franco	1,0	x	17
<i>Ranunculus repens</i> L.	x	0,7	27
<i>Rubus ulmifolius</i> Schott	x	0,7	38
<i>Rumex acetosella</i> L.	0,2	0,7	31
<i>Rumex crispus</i> L.	0,2	x	33
<i>Rumex pulcher</i> L.	0,2	x	22
<i>Sherardia arvensis</i> L.	0,2	0,1	21
<i>Sonchus asper</i> (L.) Hill	0,1	x	25
<i>Sonchus oleraceus</i> L.	0,1	x	28
<i>Stellaria media</i> (L.) Cirillo	0,2	x	22
<i>Taraxacum officinale</i> F.H. Wigg.	0,1	x	23
<i>Trifolium repens</i> L.	0,2	x	29
<i>Ulex europaeus</i> L.	0,9	x	31
<i>Vicia sativa</i> L. subsp. <i>sativa</i>	0,1	0,2	27
<i>Vinca major</i> L.	x	0,5	19
<i>Zantedeschia aethiopica</i> (L.) Spreng	0,2	0,6	27