

INSTITUTO TECNOLÓGICO DE COSTA RICA

ESCUELA DE INGENIERÍA FORESTAL

**ESTADO ACTUAL Y POTENCIAL DE INVASIÓN DE *ULEX*
EUROPAEUS L. EN EL PARQUE NACIONAL VOLCÁN POÁS,
ALAJUELA, COSTA RICA**

TESIS PARA OPTAR POR EL TÍTULO DE INGENIERO FORESTAL CON ÉNFASIS EN
CONSERVACIÓN Y RESTAURACIÓN DE ECOSISTEMAS FORESTALES CON EL
GRADO ACADÉMICO DE LICENCIATURA

JONATHAN JESÚS AGUILAR LEIVA

CARTAGO, COSTA RICA, 2023

INSTITUTO TECNOLÓGICO DE COSTA RICA

ESCUELA DE INGENIERÍA FORESTAL

**ESTADO ACTUAL Y POTENCIAL DE INVASIÓN DE *ULEX*
EUROPAEUS L. EN EL PARQUE NACIONAL VOLCÁN POÁS,
ALAJUELA, COSTA RICA**

TESIS PARA OPTAR POR EL TÍTULO DE INGENIERO FORESTAL CON ÉNFASIS EN
CONSERVACIÓN Y RESTAURACIÓN DE ECOSISTEMAS FORESTALES CON EL
GRADO ACADÉMICO DE LICENCIATURA

JONATHAN JESÚS AGUILAR LEIVA

CARTAGO, COSTA RICA, 2023

ESTADO ACTUAL Y POTENCIAL DE INVASIÓN POR ULEX EUROPAEUS L. EN EL PARQUE NACIONAL VOLCÁN POÁS, ALAJUELA, COSTA RICA.

Jonathan Jesús Aguilar Leiva*

RESUMEN

Se realizó un estudio acerca de la especie exótica invasora *Ulex europaeus* en el área silvestre protegida conocida como Parque Nacional Volcán Poas, específicamente en dos sitios, Potrero Grande y Colinas Verdes. Para la recolecta de datos se establecieron diez transectos y sobre estos un total 39 parcelas circulares de muestreo de cinco metros de radio, para un área muestreada de 3063,1 m². En cada parcela se censó la vegetación presente identificando la especie, el recubrimiento, cobertura, altura, el tipo de hábito, así como la luminosidad en el centro de cada una de estas. Adicionalmente con el uso del software MaxEnt y de sistemas de información geográfica se realizó un modelo de nicho climático para *Ulex europaeus* en su área nativa y este se proyectó para un área de interés, en este caso Costa Rica, obteniendo así un modelo de nicho climático potencial.

Los resultados revelaron que la alta luminosidad, la presencia de áreas alteradas, la cercanía a carreteras, además de rangos de temperatura bajos son los factores que mejor explicaron el establecimiento y desarrollo de esta especie. El modelado de nicho climático para Costa Rica y su AUC de 0.916 demostraron un nivel de precisión alto en la predicción de zonas con condiciones climáticamente similares a la región donde *Ulex europaeus* es nativa, sitios como la Cordillera Volcánica Central y la Cordillera de Talamanca, se muestran como vulnerables ante la invasión de esta especie si no se aplican medidas de control.

Palabras clave: Invasiones biológicas, Costa Rica, *Ulex europaeus*, Modelo de nicho ecológico.

ABSTRACT

A study of the invasive exotic species *Ulex europaeus* was carried out in the protected wildlife area known as Poás Volcano National Park, specifically in two sites, Potrero Grande and Colinas Verdes. For data collection, ten transects were established and a total of 39 circular sampling plots of five meters radius, for a sampled area of 3063.1 m². In each plot, the vegetation present was surveyed, identifying the species, cover, cover, height, type of habit, as well as the luminosity in the center of each plot. Additionally, using MaxEnt software and geographic information systems, a climatic niche model for *Ulex europaeus* in its native area was made and projected for an area of interest, in this case Costa Rica, thus obtaining a potential climatic niche model.

The results revealed that high luminosity, the presence of disturbed areas, proximity to roads, and low temperature ranges were the factors that best explained the establishment and development of this species. The climatic niche modeling for Costa Rica and its AUC of 0.916 demonstrated a high level of accuracy in predicting areas with climatic conditions similar to the region where *Ulex europaeus* is native, sites such as the Central Volcanic Mountain Range and the Talamanca Mountain Range, are shown to be vulnerable to the invasion of this species if control measures are not applied.

Key words: Biological Invasions, Costa Rica, *Ulex europaeus*, Ecological niche model.

ESTADO ACTUAL Y EL POTENCIAL DE INVASIÓN DE ULEX EUROPAEUS L. EN EL PARQUE NACIONAL VOLCÁN POÁS, ALAJUELA, COSTA RICA. © 2023 by JONATHAN JESÚS AGUILAR LEIVA is licensed under [Attribution-NonCommercial 4.0 International](#)

CONSTANCIA DE DEFENSA PÚBLICA DE PROYECTO DE GRADUACIÓN

Trabajo Final de Graduación defendido públicamente ante el Tribunal Evaluador integrado por Dra. Nancy Gamboa Badilla, Lic. Jorge Andrés Quesada Badilla y Dr. Joan Pino Vilalta, como requisito parcial para optar por el grado de Licenciatura en Ingeniería Forestal con énfasis en Conservación y Restauración de Ecosistemas Forestales, del Instituto Tecnológico de Costa Rica.

Nancy Gamboa Badilla Dra.

Directora de tesis

Joan Pino Vilalta Dr.

Lector

Jorge Andrés Quesada Badilla Lic.

Lector

Dorian Carvajal Vanegas M.Sc.

Coordinador Trabajos Finales de
Graduación

Jonathan AL

Jonathan Jesús Aguilar Leiva

Estudiante

DEDICATORIA

A mi familia que han sido el motor de motivación para este trabajo.

AGRADECIMIENTOS

A mi familia, Mamá, Papá y Hermana de quienes recibí el apoyo incondicional durante todos estos años de estudios.

A mi profesora y tutora de esta tesis, la Dr. Nancy Gamboa Badilla, quien me apoyó en todo momento y guió de manera excepcional desde el inicio, sin su ayuda gran parte de este trabajo no hubiera podido ser.

Al director del Centro de Investigación, Ecológica y Aplicaciones Forestales, el Dr. Joan Pino Vilalta quien me recibió en la UAB y apoyó en parte de este trabajo.

A los y las guardaparques del Parque Nacional Volcán Poás, con quienes tuve la oportunidad de compartir y me ayudaron para la recolecta de información de este trabajo.

A Dorian Carvajal, Lupita Vargas, Casia Soto, Cynthia Salas, Luis Acosta y demás profesores y profesoras de la Escuela de Ingeniería Forestal del Instituto Tecnológico de Costa Rica, quienes fueron base de conocimientos, habilidades y actitudes para formar la persona que soy hoy.

A mis amigos y amigas de generación, Pau, Gaby, Nico, Isaac, Cris, Nicky, Nat-yel, Búho y Jimmy quienes estuvieron desde el inicio e hicieron de estos años los mejores, así como a Dylana, Fer, Iván, Ana Pau y Emmanuel con quienes compartí el último año de carrera, gracias por incluirme en su grupito.

INDICE

INTRODUCCIÓN	11
OBJETIVOS	13
Objetivo General	13
Objetivos específicos	13
HIPÓTESIS	13
REVISION DE LITERATURA.....	14
1. Conceptos	14
2. Invasiones biológicas	15
3. Etapas del proceso de invasión	16
4. Potencial invasor y susceptibilidad a la invasión	18
5. Manejo de las invasiones biológicas.....	20
6. Invasiones biológicas en América y Costa Rica.....	21
7. Impacto de las invasiones biológicas en áreas silvestres protegidas.	23
8. Modelos de distribución de nicho ecológico	24
METODOLOGÍA	25
Especie de estudio: <i>Ulex europaeus</i>	25
Origen de la invasión:	27

Área de estudio.....	27
Estado de invasión de <i>Ulex europaeus</i> en el Parque Nacional Volcán Poás.....	30
Invasión potencial y factores asociados del Parque Nacional Volcán Poás	32
Modelación de nicho climático potencial en Centroamérica.....	35
RESULTADOS.....	42
Estado de invasión y características de la población de <i>Ulex europaeus</i> en el PNVP.....	42
Potencial de invasión y factores asociados	47
Modelización de nicho climático potencial	51
DISCUSIÓN	55
Estado de invasión y características de la población de <i>Ulex europaeus</i> en el PNVP.....	55
Potencial de invasión y factores asociados	57
Modelización de nicho climático potencial	59
CONCLUSIONES	62
RECOMENDACIONES	63

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Distribución de los transectos y las parcelas circulares de muestreo en la zona de estudio en el PNVP.....	32
Cuadro 2. Escala de valores de medición abundancia-dominancia de especies en el muestreo de recubrimiento vegetativo con la metodología Braun-Blanquet.....	34
Cuadro 3. Variables bioclimáticas empleadas para la modelación de nichos ecológicos.....	37
Cuadro 4. Alturas promedio, porcentaje de cobertura y luminosidad para cada una de las parcelas de medición en los dos sitios de estudio en el PNVP.	42
Cuadro 5. Prueba t de muestras independientes para luminosidad y % de cobertura en cada una de las parcelas de medición en los dos sitios de estudio en el PNVP.	43
Cuadro 6. Valores de R2 para los componentes del paisaje antropogénico estudiado y su relación con las categorías de tamaños de parches de <i>Ulex europaeus</i> en el PNVP.....	51

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 Barreras y etapas del proceso de una invasión biológica.	17
Figura 2 Características de 59 estudios que muestran diferencias entre las EEI y otras especies.	19
Figura 3 Relación costo-beneficio entre estrategias de gestión de una invasión biológica y área invadida.	21
Figura 4. Área de estudio en el Parque Nacional Volcán Poás, Alajuela, Costa Rica.....	28
Figura 5. Sitio de estudio #1, zona conocida como Potrero Grande, Parque Nacional Volcán Poás.	29

Figura 6. Sitio de estudio #2, Finca la Virginia o Providencia, Parque Nacional Volcán Poás.	30
Figura 7. Imágenes en campo de <i>U. europaeus</i>	30
Figura 8. Distribución de los transectos y las parcelas circulares de muestreo en la zona de estudio.....	31
Figura 9. Esquema del flujo del trabajo para la realización y validación de un modelo de nicho ecológico.	36
Figura 10. Interfaz del software MaxEnt versión 3.4.4. Prueba con los inputs Samples de coordenadas de la especie y Environmental layers con las 19 variables bioambientales.	39
Figura 11. Prueba Jackknife para las 19 variables bioclimáticas en la predicción de nicho ecológico de <i>Ulex europaeus</i> con el software MaxEnt.	40
Figura 12. Capas ráster para cada una de las cuatro variables bioclimáticas escogidas para el modelo de nicho.....	41
Figura 13. Composición de familias y cantidad de individuos presentes en comunidades con <i>Ulex europaeus</i> en el PNVP.....	44
Figura 14. Hábito de crecimiento para las especies registradas dentro de las parcelas de muestreo de <i>Ulex europaeus</i> , en el PNVP.....	45
Figura 15. Clasificación de especies presentes en comunidades de <i>Ulex europaeus</i> en el PNVP.....	46
Figura 16. Número de individuos por especie de la cobertura superior en el muestreo de individuos aislados de <i>Ulex europaeus</i> en el PNVP.	46
Figura 17. Número de individuos por especie de vegetación inferior en los muestreos de individuos aislados de <i>Ulex europaeus</i> en el PNVP.	47

Figura 18. Información climática de la estación automática 84221 del Instituto Meteorológico Nacional en el PNVP.....	47
Figura 19. Correlación entre el recubrimiento relativo de <i>Ulex europaeus</i> versus la luminosidad en el PNVP.....	48
Figura 20. Agrupación de acuerdo con los tamaños de los parches e individuos aislados de <i>Ulex europaeus</i> en el PNVP.....	49
Figura 21. Distribución de los parches e individuos aislados de <i>Ulex europaeus</i> en el Parque Nacional Volcán Poás.....	50
Figura 22. Modelo de predicción de nicho ecológico para <i>Ulex europaeus</i> en su área de distribución nativa.....	52
Figura 23. Curva ROC de Sensibilidad y Especificidad para el modelo de predicción de nicho ecológico de <i>Ulex europaeus</i> en su área de distribución nativa.....	53
Figura 24. Prueba Jackknife de AUC para <i>Ulex europaeus</i> con las cuatro variables seleccionadas.....	53
Figura 25. Modelo de predicción de nicho ecológico para <i>Ulex europaeus</i> en Costa Rica.	54
Figura 26. Enfoque del modelo de predicción para <i>Ulex europaeus</i> sobre el área que corresponde al Parque Nacional Volcán Poás.	54

INTRODUCCIÓN

A lo largo de la historia de la humanidad, al mismo tiempo que inician las migraciones, el ser humano ha actuado como agente de dispersión intencional o accidental de plantas y animales (Fuentes et al., 2014). En el siglo XIX la liberación intencional de especies no nativas era una actividad muy común, pues se realizaba con fines para alimentación, estética (Darrigran et al., 2008), medicinal, energía, agua, materias primas, recreación, satisfacciones espirituales, inspiración artística, entre otros (Vilches et al., 2010). En la actualidad se puede decir que la liberación intencional de especies no nativas tiende a disminuir debido a los exacerbados impactos asociados a introducciones previas (Darrigran et al., 2008), impactos que hoy se conocen como invasiones biológicas. Sin embargo, es necesario la aplicación de técnicas novedosas de prevención, ya que las nuevas tecnologías de transporte y la movilidad de los seres humanos siguen facilitando estas introducciones involuntarias.

El éxito de estas invasiones se debe a las respuestas rápidas, complejas y diversas de cada especie ante el cambio climático (Gallardo & Capdevila, 2018). Las especies invasoras a menudo poseen rasgos y características que las dotan de gran adaptabilidad ante los cambios medioambientales (Estrada et al., 2016) y con ello a una gran variabilidad de ecosistemas. Las invasiones biológicas constituyen un componente muy severo del cambio global (De Alba et al., 2017; Fei et al., 2014; Pauchard et al., 2011; Vilà et al., 2008) y a su vez se consideran uno de los principales factores que influyen en la pérdida de biodiversidad (Castro-Díez et al., 2004; Fuentes et al., 2014; Pauchard et al., 2011; Vilches et al., 2010).

La evidencia científica sugiere que las plantas exóticas introducidas que se vuelven invasoras pueden modificar profundamente los ecosistemas donde se establecen (Fuentes et al., 2014), presentando un deterioro de los hábitats debido a que se encuentran libres de competidores (Vilches et al., 2010), muestran desplazamiento de especies nativas, cambios en los ciclos de nutrientes, transmisión de enfermedades, daños en infraestructuras (Vilà et al., 2008), procesos de hibridación y contaminación genética, alteraciones de las redes de interacción entre especies de la comunidad (Castro-Díez et al., 2004) y muchos otros impactos negativos ecológicos, sociales y económicos (Mack et al., 2000).

Si bien tanto la flora como la fauna introducida pueden llegar a comportarse como especies invasoras después de una serie de procesos; la invasión biológica es el producto de la dinámica interna y capacidad invasora que caracteriza a la especie y susceptibilidad de invasión que presenta el hábitat como receptor (Darrigran & Damborenea, 2006). Sin embargo, el estudio de las invasiones biológicas y sus efectos sobre los ecosistemas es un campo relativamente poco desarrollado (Castro-Díez et al., 2004), el cual abre nuevas oportunidades para la investigación que permiten estudiar los procesos en la medida que éstos se desarrollan (Pauchard et al., 2011)

Estudios enfocados en esta área ofrecerían información relevante para la prevención y detección temprana de especies invasoras, al identificar tanto el nivel actual de invasión como el nivel potencial futuro (Fei et al., 2014). En esta línea es donde se ubica el presente trabajo, el cual analizó el estado actual de la invasión por el arbusto *Ulex europaeus* en el área silvestre protegida Parque Nacional Volcán Poás y la relación entre las características de la especie que la hacen comportarse como invasora, así como las condiciones que hacen al sitio vulnerable a la invasión actual y potencial. Esto para contribuir en la generación de información para prevenir futuros focos de invasión y visualizar posibles recomendaciones para el manejo.

OBJETIVOS

Objetivo General

Evaluar el estado actual de la invasión y el potencial de invasión del territorio según el nicho climático, por parte de la especie exótica introducida *Ulex europaeus* en el Parque Nacional Volcán Poás.

Objetivos específicos

1. Analizar variables poblacionales clave como indicadores del estado de invasión de *Ulex europaeus* en las zonas invadidas del Parque Nacional Volcán Poás.
2. Registrar las condiciones ambientales que determinan la abundancia de la especie invasora *Ulex europaeus* en el Parque Nacional Volcán Poás.
3. Construir un modelo de distribución potencial para Costa Rica de la especie *Ulex europaeus* a partir de un modelo climático en el área nativa.

HIPÓTESIS

Las condiciones climáticas, topológicas y geológicas explican la presencia de *Ulex europaeus* en el sitio.

REVISION DE LITERATURA

1. Conceptos

Para el desarrollo del presente trabajo es necesario hacer una distinción entre los términos especie nativa, especie no nativa o exótica y especie exótica invasora, debido a que el conocimiento sobre esta terminología conceptual es relevante para la comprensión de la dinámica y el impacto de tales especies, así como para su prevención, control y manejo (Ojasti, 2001).

Según la IUCN, (2000) en su 51ra Sesión del Consejo define **Especie Nativa** a: “una especie, subespecie o taxon inferior que ocurre dentro de su área natural y de dispersión potencial” (p. 4), y que es capaz de desarrollarse y dispersarse de manera natural. A su vez debe entenderse que estas cumplen un papel fundamental en sostener los ecosistemas y la biodiversidad por las varias asociaciones que conforman entre sí (Lacoretz et al., 2022).

Una **Especie Exótica** se entiende como “aquella especie, subespecie o taxón inferior que habita fuera de su área natural (pasada o actual) y de dispersión potencial, incluyendo cualquier parte, gameto o propágulo que pueda sobrevivir y reproducirse” (IUCN, 2000), aquí es importante resaltar que generalmente estas son producto del transporte involuntario o voluntario ya sea de forma legal o ilegal.

Por último, el término **Especie Exótica Invasora** (EEI) ha tenido muchas definiciones y con el paso de los años se le han agregado diferentes connotaciones dependiendo de su nivel de amenaza, por ejemplo, la IUCN en el año 2000 lo define como “una especie exótica que se establece en un ecosistema o hábitat natural o seminatural; es un agente de cambio y amenaza la diversidad biológica nativa”; aquí el nivel de afectación es el ecosistema el cual puede llegar a alterarse severamente por la presencia de una especie invasora.

Otro caso es el definido por el Convenio sobre la Diversidad Biológica (1992) la cual menciona que las especies invasoras son “Especies no nativas que son introducidas deliberadamente o de manera accidental por fuera de su hábitat natural donde éstas se establecen, proliferan y dispersan de tal forma que causan daños a los intereses del hombre”. Esta definición tiene una interpretación diferente pues resalta el hecho de que especies invasoras serían aquellas que de alguna forma amenazan los intereses humanos, véase el caso de la alteración de recursos naturales, terrenos de siembra, espacio e incluso infraestructura.

Por lo tanto, una EEI se debería entender como una especie o alguna parte de esta que fue introducida a un sitio del cual no es nativa, por medios forzados y que ha logrado establecerse desarrollarse, reproducirse y competir con especies nativas a tal punto de causar impactos ecológicos, sociales y económicos negativos tanto en el medio natural como humano.

2. Invasiones biológicas

La introducción de una especie no nativa a un sitio puede resultar en una invasión biológica (MMA, 2020), si bien no todas las especies exóticas desencadenan procesos de invasión, existe una gran variedad de escenarios posibles desde la no naturalización (Vossler & Delucchi, 2022), hasta casos donde unas especies si se naturalizan, otras se dispersan, y una pequeña parte se vuelve invasora (Capdevila-Argüelles et al., 2013).

Una invasión biológica es el resultado de la movilización voluntaria o involuntaria de una EEI fuera de su lugar de origen (Vargas Ríos, 2003), hasta un nuevo territorio donde será capaz de establecerse, reproducirse y expandirse (Heredia Sgallaris, 2021), al grado de generar enormes impactos ecológicos (González-Moreno et al., 2015), y socioeconómicos tanto a escala local como regional.

3. Etapas del proceso de invasión

Está claro que no todas las introducciones de especies tienen éxito y solo una pequeña parte lo logra, pero para que una EEI dé lugar a una invasión biológica debe pasar por una serie sucesiva de etapas (Noriega et al., 2011) y entre estas superar diferentes barreras para pasar a la siguiente (Heredia Sgallaris, 2021).

Como se muestra en la Figura 1, para que una especie exótica se vuelva invasora debe superar dos grandes barreras: una biogeográfica (Capdevila-Argüelles et al., 2013; De Alba et al., 2017; Noriega et al., 2011), la cual por muchos años había limitado el movimiento de especies (De Alba et al., 2017), esto incluye montañas, mares, cuencas hidrográficas, desiertos y cualquier otro ambiente (Gutiérrez Bonilla, 2006), y una barrera biológica o ambiental en sí misma (Capdevila-Argüelles et al., 2013; Cárdenas-Toro et al., 2015), aquí se ven elementos como la sobrevivencia, competencia, enemigos naturales e interacciones, entre otros (Silva et al., 1997).

El proceso de invasión es muy complejo, más se ha logrado identificar aquellos eventos que son comunes con cada invasión (Sandoval Pulgarín, 2020). Las etapas en las que se divide el proceso son: **transporte, introducción establecimiento y dispersión o invasión** (Cárdenas-Toro et al., 2015; Gutiérrez Bonilla, 2006; Rueda García et al., 2021; Vargas Ríos, 2003; Vilá Planella, 2021). Cada una de estas etapas se caracteriza por tener diferentes procesos ecológicos con patrones en diferentes escalas (Sandoval Pulgarín, 2020).

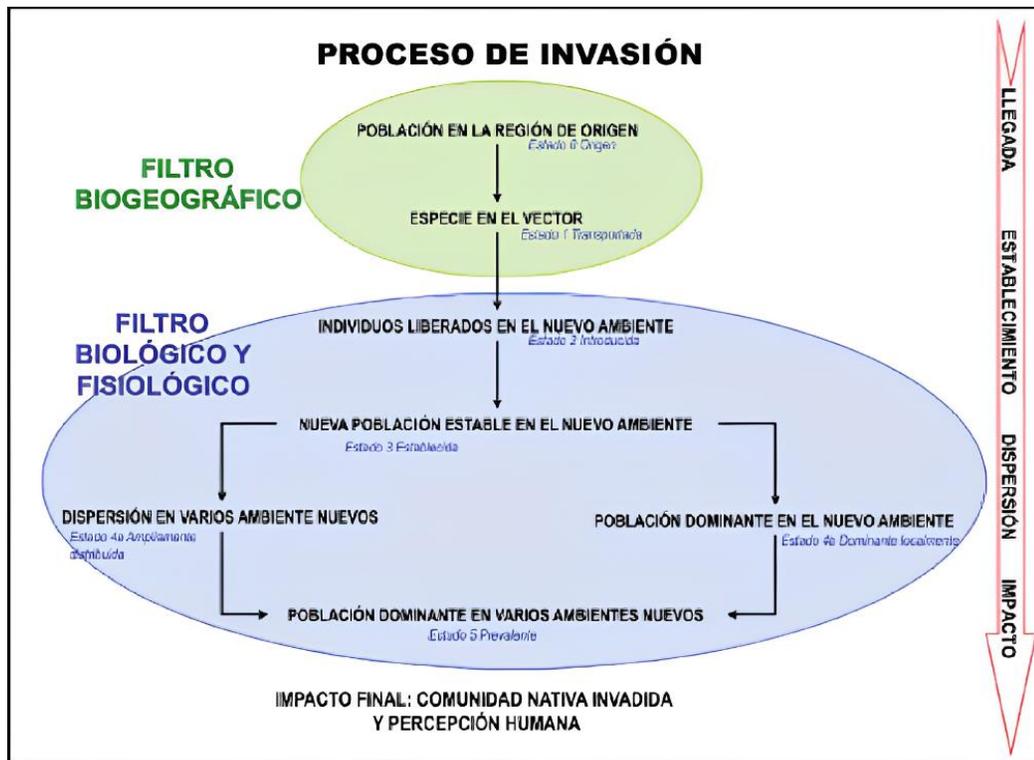


Figura 1. Barreras y etapas del proceso de una invasión biológica. Tomado de Capdevila-Argüelles et al., 2013.

El transporte o llegada es básicamente el principal medio de dispersión y ocurre de manera accidental o intencional cuando existe algún interés de uso (Cárdenas-Toro et al., 2015), muchas veces está asociado con el comercio y el transporte de peces o plantas ornamentales, que comúnmente se ven como polizones con el movimiento de las aguas de lastre de los barcos (Gutiérrez et al., 2012), por actividades como la recreación o la caza (Vilá Planella, 2021) e incluso para la investigación.

La introducción a nuevos hábitats es la acción de liberación o escape que tiene una especie, (Gutiérrez Bonilla, 2006), esta se da a escala individual pues debe superar barreras naturales como la inmigración, la dispersión y la supervivencia (Sandoval Pulgarín, 2020), esto involucra cualquier parte del individuo, desde gametos o semillas, hasta huevos que puedan sobrevivir y posteriormente reproducirse (McNeely et al., 2001).

Según McNeely et al., (2001), el establecimiento es “el proceso por el que una especie empieza a reproducirse en un hábitat nuevo lo suficiente como para asegurar su supervivencia sin necesidad de nuevo material genético procedente del exterior del sistema”. Esta es una de las etapas más largas pues consta de varios factores como las condiciones de sitio y que los individuos deben crecer y reproducirse exitosamente, al mismo tiempo que buscan formar poblaciones sostenibles (Rueda García et al., 2021; Sandoval Pulgarín, 2020).

Finalmente, la dispersión o expansión no es más que el avance de la especie, sucede muchos años después de la introducción inicial y se caracteriza por la colonización de nuevos lugares (Sandoval Pulgarín, 2020), este proceso puede ser de dos formas, la primera es de tipo ampliación, o sea, una población que aumente su tamaño a medida que gana más territorio, y la segunda es de tipo saltatoria donde la población principal da origen a nuevas poblaciones (Cárdenas-Toro et al., 2015).

4. Potencial invasor y susceptibilidad a la invasión

Anteriormente se mencionó que las invasiones biológicas son el producto de una cadena de procesos y etapas, a esto se le debe sumar que tanto la especie como el ecosistema deben tener ciertas características y condiciones. Según Rueda García et al., (2021) existen dos factores principales los cuales inciden en el éxito de la invasión, estos hacen referencia a la susceptibilidad de invasión que tienen los hábitats (invasibilidad) y la capacidad invasora de las especies (invasividad). En otras palabras, son aquellos rasgos que diferencian a las especies invasoras de las que no lo son y a los sitios invadidos de los que aparentan ser resistentes (Richardson & Pyšek, 2013). Algunos autores como González-Moreno et al., 2015 mencionan la densidad o presión de propágulos, una característica asociada al paisaje. Además, la relación positiva a mayor densidad de propágulos mayor el grado de perturbación (Pino et al., 2005). La invasividad está muy ligada a los rasgos de vida de la especie (Sandoval Pulgarín, 2020), historial de introducciones, modos de reproducción, eficiencia en la dispersión, mejoría en la capacidad fotosintética (Pysek & Richardson, 2007), alteración de los niveles de nutrientes del suelo en especial los ciclos del carbono y nitrógeno (Castro-Díez et al., 2014; Lorenzo & Rodríguez-Echeverría, 2015), entre otros. Básicamente son esas cualidades que definen su

capacidad de invadir y superar barreras (Richardson & Pyšek, 2013). En la Figura 2 se muestra el cuadro de un estudio realizado por Pyšek & Richardson (2007) donde analizan esas características o rasgos que diferencian a las especies exóticas invasoras de otras especies.

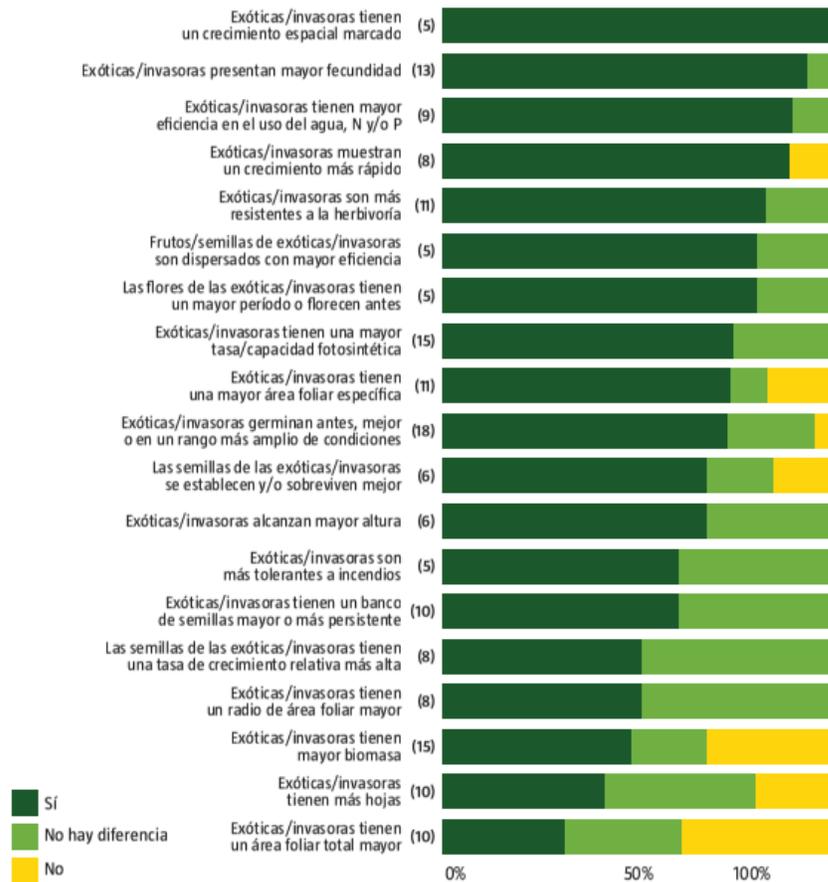


Figura 2. Características de 59 estudios que muestran diferencias entre las EEI y otras especies. Los números en paréntesis son cantidad de estudios relacionados a esa característica, resultados de Pyšek & Richardson (2007).

Además de las características de las especies existen muchos componentes bióticos y abióticos que se relacionan y determinan qué tan vulnerable es un ambiente a una invasión. En ese sentido la Invasibilidad es el grado de invasión de un determinado ecosistema y se relaciona con aquellos factores tales como el clima, el tipo de hábitat y las características del paisaje (González-Moreno et al., 2015), entre estas destaca la fragmentación de los hábitats pues facilita

la dispersión (Minor et al., 2009). Además, el estado de degradación de los suelos y la carencia de competidores o especies nativas (Lonsdale, 1999; Sandoval Pulgarín, 2020), son factores naturales o por lo general inducidos por humanos que se cree son un determinante fundamental, al menos en invasiones por plantas (Richardson & Pyšek, 2013).

5. Manejo de las invasiones biológicas

La prevención, el control, la erradicación y el manejo son estrategias que buscan reducir las poblaciones de la especie invasora, así como sus impactos en el ecosistema, pero depende del tamaño del área invadida, número de poblaciones, conocimientos sobre la especie e incluso la disponibilidad de recursos (Cárdenas-Toro et al., 2015). Uno de los principales problemas en este ámbito radica en que estas medidas son muy difíciles de aplicar y más por la falta de información referente a las primeras etapas de la invasión (Simberloff, 2003).

Actualmente existen muchos contratiempos en cuanto a la toma de decisiones y la escogencia sobre cuál estrategia aplicar, pues como mencionan Anderson & Valenzuela (2014), las investigaciones en estos temas priorizan la cuantificación de impactos, pero solamente en etapas de la invasión muy avanzadas y no en las más tempranas como la introducción y expansión. Además, la implementación de estas medidas implica altos costo, los cuales aumentan si el área invadida es muy amplia (McGeoch et al., 2016).

En la Figura 3, se muestra un gráfico referente a la curva de invasión. Esta explica de una forma breve cómo al aumentar la etapa de invasión con el tiempo, la herramienta de gestión cambia, así como también aumentan los costos.

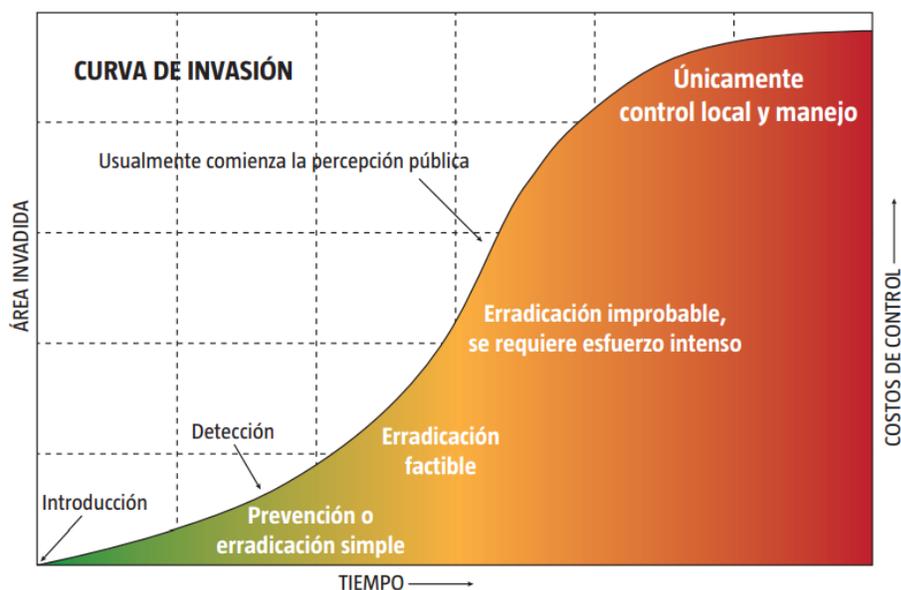


Figura 3. Relación costo-beneficio entre estrategias de gestión de una invasión biológica y área invadida. Imagen tomada y modificada de Cárdenas-Toro et al., (2015).

6. Invasiones biológicas en América y Costa Rica

El continente americano ha estado expuesto a la entrada intensional y no intensional de especies desde la conquista europea y más aun con la revolución industrial (Crego et al., 2018). Esto debido a que los avances en transporte y tecnología permitieron la transferencia de especies desde su lugar de origen hasta a nuevos territorios (Essl et al., 2015). Incluso entre el mismo continente.

Existen ejemplos de invasiones muy famosas en América, tal es el caso del castor americano (*Castor canadensis*) introducido en Tierras del Fuego, Argentina en el año 1946 (Eljall et al., 2019), el visón americano (*Neovison vison*) introducido a Chile desde la época de los 30 (Vergara & Valenzuela, 2015), el caso del pez león (*Pterois volitans*) en el Océano Atlántico desde 1985 en las costas de Florida (Schofield, 2009) y que desde entonces ha ampliado su distribución a Cuba (García-Rodríguez et al., 2015) y las costas caribeñas de Colombia (Carreño Montoya et al., 2016).

En el tema de invasiones por plantas si bien la información y los registros de casos reales son limitados, están los ejemplos del chaguaramo (*Roystonea oleracea*) la cual es una palma nativa de Venezuela y Colombia usada con fines ornamentales, pero con registros como invasora en Brasil (Nascimento et al., 2013), Panamá (Svenning, 2002) y Ecuador (Herrera et al., 2017). El carrizo (*Arundo donax*) y la higuera (*Ricinus communis*) especies invasoras en la península de Baja California (Garcillán & Rebman, 2016). Estudios recientes mencionan casos en Argentina como el del *Pinus halepensis*, *Gleditsia triacanthos* y *Leucaena leucocephala*, introducidos como ornamentales, algunos desde finales del siglo XIX y que actualmente están generando problemas a los sectores productivos y a la biodiversidad del país (Vossler & Delucchi, 2022; Yansen & Biganzoli, 2022).

Para Costa Rica, Chacón & Saborío (2006) realizaron un estudio donde obtuvieron que para el país se registran al menos 1048 especies de plantas introducidas como hierbas o árboles de uso ornamental, muchas de ellas provenientes de Europa y Sudamérica. Otra recopilación realizada por Morales (2020), muestra con características de invasoras a especies como el pavón rojo (*Megaskepasma erythrochlamys*) proveniente de Venezuela, el ilán-ilán (*Cananga odorata*) del sudeste de Asia y muy abundante en el Parque Nacional Tortuguero y el aiton (*Calotropis procera*) del norte de África, que además se le ha visto que se distribuye fácilmente en el Pacífico central y norte del país.

Finalmente, el retamo espinoso o chucero (*Ulex europaeus*) de Europa occidental se registró por primera vez en el país en 1969 en el Volcán Poás (Chacón Madrigal, 2009; Morales, 2020). Algo que debe destacarse es que al ser zonas tropicales los comportamientos de las plantas introducidas desde zonas templadas pueden ser muy diferentes, incluso pueden llegar a tener una mejor adaptación a causa de la liberación de algún limitante (herbívoro) de su zona de origen (Chacón & Saborío-R, 2006).

7. Impacto de las invasiones biológicas en áreas silvestres protegidas.

Si bien se ha visto que no todos los ecosistemas son vulnerables a una invasión, está claro que dependiendo de las condiciones y factores algunos lo son más que otros (Quiroz et al., 2009), En este sentido se puede decir que las áreas silvestres protegidas (ASP) son zonas con una gran abundancia de especies nativas y que además cumplen un rol en la conservación de la biodiversidad de un país y la provisión de servicios ecosistémicos a una región (Watson et al., 2014), están casi exentas de ser invadidas. Sin embargo, Quiroz et al., (2009) menciona lo siguiente:

El estado de las comunidades no es fijo, cualquier cambio en estos factores cambiará la resistencia de la comunidad a las invasiones. Por ejemplo, un área silvestre protegida se volverá más susceptible si aumentan las perturbaciones en su interior, o si bien la cantidad de visitantes aumenta el transporte de semillas de nuevas especies. (p. 6)

Además, cualquier cambio en el uso del suelo, la construcción de caminos, senderos, vías y urbanizaciones en las cercanías de un ASP promueven la invasión favoreciendo los procesos de dispersión y establecimiento de propágulos (Ferrero et al., 2023; Gallardo et al., 2017; Zaninovich et al., 2023). Entre los daños más comunes de una invasión están los directos a la biota nativa tales como la depredación, competencia por recursos, alteración de hábitats, transferencia de patógenos e hibridación que a la larga puede provocar la extinción de especies nativas (García-Díaz et al., 2022; Gutiérrez Bonilla, 2006).

El Parque Nacional Volcán Poás es un ASP ubicada en la GAM de Costa Rica, establecido en 1955 y con un área total de 6506 ha. Es uno de los atractivos naturales más importantes para el turismo del país, recientemente la administración del parque emitió en el Plan General de Manejo un interés especial sobre la especie *Ulex europaeus* pues citan “es una especie exótica (introducida) con características de invasora” y que ya se encuentra distribuida en varias zonas del parque (SINAC, 2008; SINAC, s.f.).

8. Modelos de distribución de nicho ecológico

En 1917 Grinnell define nicho ecológico como a la relación entre todos aquellos factores bióticos y abióticos que determinan la presencia de algún organismo en tiempo y espacio (Illoldi-Rangel & Escalante, 2008), esto involucra recursos naturales presentes en el ambiente, las adaptaciones de la especie y como un delimitante las condiciones ambientales o climáticas (Mota-Vargas et al., 2019). En relación con las invasiones biológicas el estudio del nicho ecológico es fundamental para hacer frente a desafíos presentes y futuros, ya que facilita el entendimiento de la distribución, la ocupación de hábitats, interacciones y las adaptaciones que tienen estas especies en los sitios donde son introducidas (Carbonell Hernández, 2016).

En este sentido se crean los modelos de distribución de especies que básicamente son “representaciones cartográficas de la idoneidad de un espacio para la presencia de una especie en función de variables empleadas para generar dicha representación” (Mateo et al., 2011). Los modelos de distribución usan como base teórica el nicho ecológico ya que utilizan variables ambientales, geológicas, topológicas y climáticas además de registros de presencia/ausencia (Illoldi-Rangel & Escalante, 2008; Mateo et al., 2011). Esta información relaciona con el objetivo de simular procesos ecológicos y sitios óptimos para la presencia de especies. La herramienta facilita la comprensión de las invasiones biológicas y sus procesos, lo que resulta de mucha ayuda frente a la necesidad de proponer medidas de manejo, control y prevención (Román-Muñoz et al., 2019).

METODOLOGÍA

Especie de estudio: *Ulex europaeus*

Ulex europaeus incluida en la lista de las 100 especies exóticas invasoras más dañinas del mundo (Lowe et al., 2004), es una especie leñosa, catalogada como arbusto perenne de hasta 20 años de edad (Mosso-Mancilla et al., 2021; Ríos Camacho, 2022). Es nativa de Europa occidental, las Costas del Mediterráneo y el norte de África (Hill et al., 2001; Milquez-Sanabria, 2017; Rojas-Sandoval, 2022). Se estima que tiene una altura de 2,5 a 3 m en los sitios donde es nativa (Mosso-Mancilla et al., 2021; Rojas-Sandoval, 2022), y es posible que alcance 7 m en los lugares donde se ha introducido (León M & Vargas Ríos, 2011; Rojas-Sandoval, 2022). Posee pequeñas hojas trifolioladas verdes cuando jóvenes que al madurar se vuelven espinas, (Rojas-Sandoval, 2022), y sus flores son amarillas con frutos cafés cuando secos, esta especie posee la particularidad de que en el trópico florea todo el año (León M & Vargas Ríos, 2011).

En países como Colombia esta especie se introdujo como cercas vivas, estabilizador de suelos y principalmente de uso ornamental por el vistoso color de sus flores (Ríos Camacho, 2022; Sanguino Fernández, 2018). Sin embargo, múltiples estudios hablan de los impactos que este arbusto genera al medio debido a que tiene una gran capacidad para competir con especies nativas, desplazando grupos de aves y ocasionando pérdida de biodiversidad (Amaya-Villarreal & Renjifo, 2010; Ávila Vélez et al., 2023; Muñoz, 2009). Además, cuando se establece en zonas agrícolas provoca pérdidas de terrenos y daños al ganado transformándose en un impacto económico severo (Sanguino Fernández, 2018).

Esta especie crece formando parches o matorrales muy densos y difíciles de penetrar (Ávila Vélez et al., 2023; León M & Vargas Ríos, 2011), tiene la característica de acumular una densa necromasa en los primeros 100 cm lo que impide la entrada de semillas de otras especies y luz al suelo (Beltran-G & Barrera-Cataño, 2014). Encima tanto sus ramas, tallos espinas y semillas poseen un aceite altamente inflamable, lo que da un carácter pirófito de alto riesgo en zonas rurales y urbanas (Barrera Cataño et al., 2019; León M & Vargas Ríos, 2011; Mosso-Mancilla et al., 2021; Sanguino Fernández, 2018).

A modo de resumen, se plantean 21 características que hacen del *Ulex europaeus* una especie invasora muy agresiva y a la vez exitosa en el proceso de invasión (Ríos A, 2021).

1. Reproducción sexual vegetativa con capacidad de rebrotar a partir de raíces superficiales.
2. Producción de flores y semillas durante todo el año.
3. Flores hermafroditas.
4. Periodo largo de permanencia de los frutos en la planta.
5. Dispersión abiótica de las semillas.
6. Acumulación de bancos de semillas abundantes.
7. Germinación rápida de semillas.
8. Tiempo corto entre fase de plántula y la madurez sexual.
9. Alta tasa de crecimiento.
10. Individuos adultos longevos.
11. Presencia de mecanismos de defensa antiherbívora.
12. Capacidad para hacer fotosíntesis en todas sus ramas.
13. Presencia de un sistema radical con amplio rango de acción superficial y profunda.
14. Acumulación de necromasa en pie.
15. Ausencia de depredadores nativos o introducidos conocidos.
16. Capacidad de fijación de nitrógeno.
17. Fácil adaptación de espacios disturbados relacionados al fuego.
18. Capacidad para formar parches homogéneos.
19. Alta capacidad competitiva.
20. Resistencia a estrés y disturbios.
21. Plasticidad fenotípica.

Origen de la invasión:

Según la información brindada por los guardaparques y las personas que viven en la cercanía, el retamo espinoso llegó a esta área en la década los años 60, a causa del establecimiento de un hotel en las faldas del volcán, el cual, con la instalación de varias plantas o pastos provenientes de Europa, trajo consigo las semillas del *Ulex europaeus*. Posteriormente, esta especie fue transportada a las fincas cercanas por la misma población para ser usada como cerca viva.

En Costa Rica existen registros de encontrarse distribuida también en otras zonas fuera del parque, pueblos como Poasito, Los Cartagos y Varablanca registran pequeñas poblaciones en sitios cercanos a las carreteras, que si bien son estructuras que se asocian mucho a la distribución de las especies invasoras, aún se desconoce cómo llegó la especie ahí.

Área de estudio

La investigación se realizó en el cantón de Poás, perteneciente a la provincia de Alajuela, Costa Rica, específicamente en el área silvestre protegida Parque Nacional Volcán Poás, 10°11'40'' N y 84°13'54''W (Figura 4). Actualmente, esta es una de las principales áreas silvestres del país por su alto nivel de visitación (307 003 visitantes en 2007). Con un área de 65 km² dentro de sus límites, el parque se ubica en un rango altitudinal que va desde 1200 hasta 2708 msnm, con una precipitación media anual que oscila entre los 2300 y 5100 mm y una temperatura media anual entre 12 y 15 °C en la vertiente del Pacífico y que según esos rangos varían en la vertiente del Caribe (SINAC, 2008).

Área de estudio en el Parque Nacional Volcán Poás

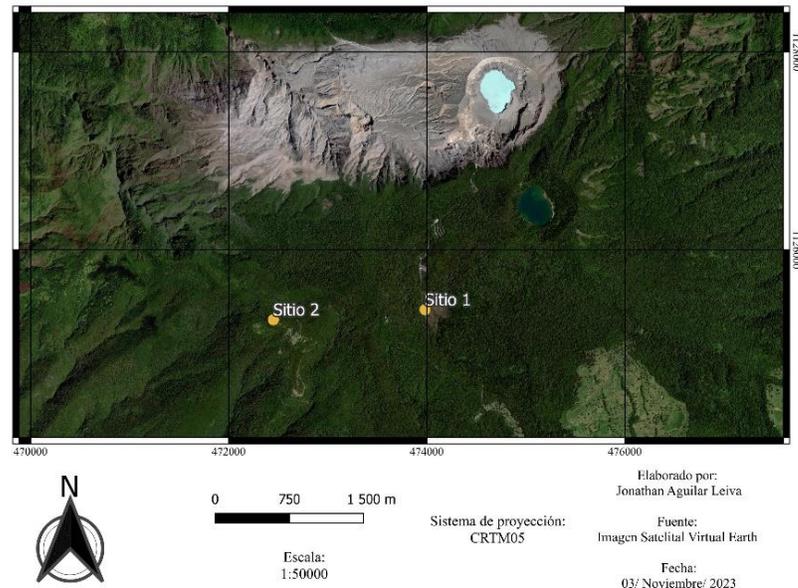


Figura 4. Área de estudio en el Parque Nacional Volcán Poás, Alajuela, Costa Rica.

En esta área silvestre están representadas cinco zonas de vida, el bosque pluvial montano, montano bajo y premontano, además del bosque muy húmedo montano bajo y el bosque pluvial montano transición a montano bajo. Estos sitios albergan una gran variedad de flora. Géneros como *Quercus* y *Magnolia* están presentes, además de las abundantes epifitas y bromelias. La fauna está representada por aves mayormente, especies como *Cholorospigus pileatus*, *Glaucis aenea* y *Catharus gracilirostris* se han avistado en la zona. Además, es de resaltar que esta área cumple un papel importante para la protección de cuerpos de agua y zonas de recarga acuífera, ríos como La Paz Grande, María Aguilar y quebradas como Pulgas y Pilas drenan desde el volcán (SINAC, 2008).

Ubicación de los sitios de estudio

Los sitios de estudio 1 y 2 ubicados en el Parque Nacional Volcán Poás, fueron los focos del estudio por ser los lugares donde el personal del parque identificó la presencia de *U. europaeus* en el Plan General de Manejo del parque.

Potrero Grande, sitio de estudio #1 en Parque Nacional Volcán Poás



Figura 5. Sitio de estudio #1, zona conocida como Potrero Grande, Parque Nacional Volcán Poás.

Hacienda Virginia, sitio de estudio #2 en Parque Nacional Volcán Poás

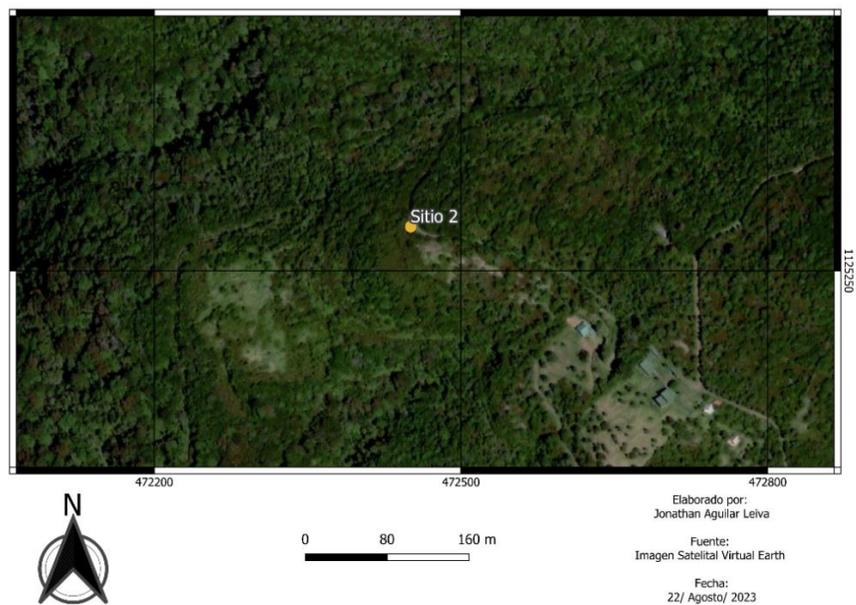


Figura 6. Sitio de estudio #2, Finca la Virginia o Providencia, Parque Nacional Volcán Poás.



Figura 7. Imágenes en campo de *U. europaeus*. Tamaño promedio de matorrales (A), individuo joven o de regeneración de *U. europaeus* (B), Matorrales de mayor tamaño (C).

Estado de invasión de *Ulex europaeus* en el Parque Nacional Volcán Poás

Para la recolección y posterior análisis de las variables clave de la población de *Ulex europaeus*, se realizó una gira de campo inicial con el objetivo de identificar los sitios exactos donde actualmente se encuentra la especie. Para esto se hicieron recorridos por las carretas y calles que dan acceso al parque, así como los senderos, quebradas y ríos ubicados dentro del sitio. Durante el recorrido se buscaron tanto individuos aislados como parches poblacionales de mayor tamaño y cada uno de los avistamientos de la especie fue registrado mediante un punto en GPS.

Una vez identificadas y delimitadas las zonas con poblaciones activas de la especie, se ubicaron 10 transectos con longitud variable (de acuerdo con el tamaño del foco de invasión), dispuestos de forma perpendicular desde el borde de la carretera principal o sendero y separados 50 m uno del otro. En cada transecto se establecieron como mínimo tres parcelas circulares de muestreo con un radio de 5 m ($78,54 \text{ m}^2$), una en la parte superior, otra en la mitad y la última en la parte inferior del transecto. En el caso de la primera y última parcela, se ubicaron a 1 m de distancia del borde de la carretera y del borde del bosque, como se muestra en la Figura 5 (metodología elabora por Cárdenas-Toro et al., 2015 y adaptada para este estudio).

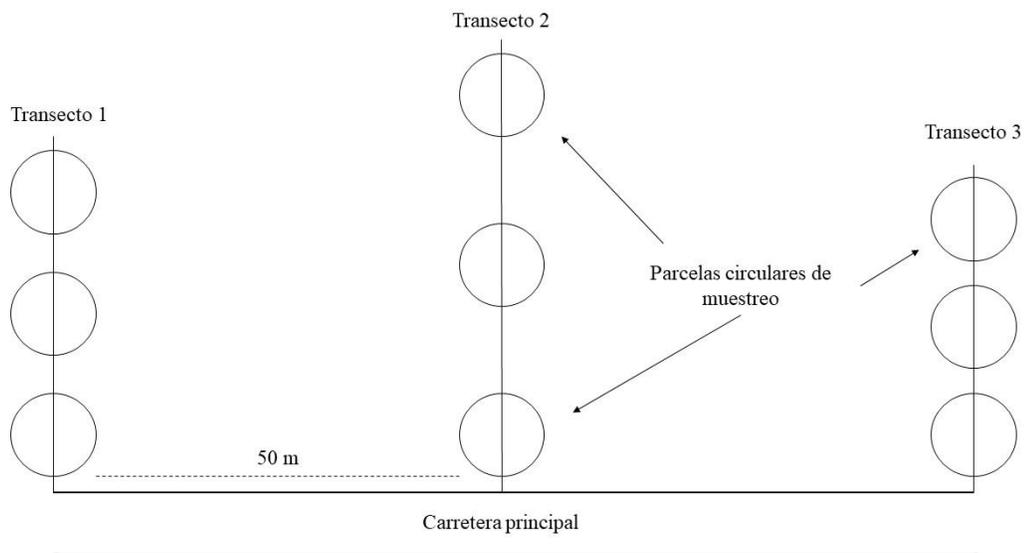


Figura 8. Distribución de los transectos y las parcelas circulares de muestreo en la zona de estudio (Fuente: Autor).

En total se establecieron 10 transectos, el sitio 1 con 9 y el sitio 2 con 1 transecto. La cantidad de parcelas en cada uno de estos transectos varió dependiendo de las condiciones del sitio, para un total de 39 parcelas y un área muestreada de $3063,1 \text{ m}^2$ (Cuadro 1).

Cuadro 1. Distribución de los transectos y las parcelas circulares de muestreo en la zona de estudio en el PNVP.

Sitio	Transecto	Parcela	Área de parcela m ²	Área de muestreo m ²	Total m ²
1	9	25	78,54	1963,5	3063,1
2	1	14	78,54	1099,6	

En cada parcela se censó la vegetación, principalmente los individuos de *U. europaeus*. Para ello, se registró información de las variables de la especie tales como altura total, porcentaje de cobertura o recubrimiento, presencia de rebrotes y presencia de regeneración natural.

Adicional al censo de *Ulex europaeus*, se muestreó de forma simultánea el resto de vegetación presente en el área de estudio, esto con el objetivo de tener una idea clara de con qué otras especies de plantas podría estar desarrollando alguna interacción, para ello se censaron aquellas especies de árboles o arbustos que se encontraron cercanas a las comunidades, parches e individuos aislados de la especie de estudio.

Los datos se analizaron mediante el programa Infostat, se realizó un análisis de varianza (ANOVA) entre sitios y posteriormente entre parcelas. Además, se construyeron gráficos y tablas para describir el hábito y la clasificación del resto de vegetación muestreada durante los recorridos por las parcelas y transectos. Esta información se completó con una búsqueda bibliográfica para así describir la vegetación del parque junto con las comunidades de *Ulex europaeus*.

Invasión potencial y factores asociados del Parque Nacional Volcán Poás

Condiciones ambientales en las que se desarrolla *Ulex europaeus*

Durante el trabajo de campo se realizó un registro de las variables climáticas (precipitación, radiación solar, temperatura, humedad relativa) y, geográficas (relieve, altitud, zonas de vida). Esta información se complementó y comparó con registros de sitios donde la especie es nativa y en sitios donde se ha registrado como invasora.

Esta sección fue meramente descriptiva. Para Costa Rica esta información se obtuvo de los registros climáticos de la Estación meteorológica 84221 del Instituto Meteorológico Nacional de Costa Rica, para el periodo de 2012 a 2022. La información geográfica se recolectó del Atlas Digital de Costa Rica del año 2014. En el caso de la información de sitios fuera de Costa Rica, se recopiló de fuentes como Global Biological Information y Compendium Invasive Species.

Relación especie vs luminosidad (Luz PAR)

Según el criterio experto de tres profesionales del área de las ciencias (un biólogo y dos ingenieros forestales), la condición ambiental con la que más se relaciona el crecimiento de la especie de estudio es la luminosidad. Por esta razón se realizó un muestreo de recubrimiento de las especies desde el borde de la carretera hacia el interior del bosque, para medir la incidencia de la especie en relación con el porcentaje de luminosidad.

Para el muestreo se utilizaron los mismos transectos y parcelas descritas anteriormente (Figura 8). Además, se utilizó una escala modificada de la metodología Braun-Blanquet para estimar la dominancia de las especies (Cuadro 2). Esta metodología consistió en hacer una estimación visual de qué porcentaje de la parcela estaba cubierto por cada una de las diferentes especies presentes, incluyendo el *Ulex europaeus*. Esta estimación se realizó sobre cada uno de los estratos presentes en la parcela.

En el muestreo de campo, en el centro de cada parcela se estimó el recubrimiento de las especies anteriormente mencionado y se midió la luminosidad con un luxómetro. Esta última medición se realizó en un periodo de 3 horas, entre las 11:00 am y 1:00 pm, en condiciones de cielo despejado cuando los rayos del sol son perpendiculares a la Tierra.

Cuadro 2. Escala de valores de medición abundancia-dominancia de especies en el muestreo de recubrimiento vegetativo con la metodología Braun-Blanquet.

Escala	Valor
r	uno solo
+	más de uno
1	menos de 5%
2	5% al 15%
3	25% al 50%
4	50% al 75%
5	igual o mayor al 75%

La información se analizó mediante gráficos de dispersión, donde se calculó el recubrimiento absoluto y relativo para *Ulex europaeus* con respecto al resto de especies muestreadas en contraste con la cantidad de luminosidad muestreada en cada parcela. Además, se realizaron pruebas de normalidad, homocedasticidad y un análisis de correlación, con el objetivo de comprobar que los datos recolectados en campo fuesen normales, no homocedásticos e independientes. Una vez cumplidos estos supuestos, se procedió a aplicar un análisis de prueba t para muestras independientes con el objetivo de demostrar que para los datos recolectados de los sitios 1 y 2, el porcentaje de cobertura y la luminosidad fueron estadísticamente diferentes uno del otro.

Características de paisaje

Para evaluar la relación de la especie exótica invasora (EEI) con el paisaje antropogénico, se analizó el tamaño de los parches o matorrales de *Ulex europaeus*, así como la distancia entre ellos y los centros poblados, ríos, senderos y carreteras de la zona. Para ello se siguió la metodología planteada por Sandoval Pulgarín (2020), donde se establecieron varios tamaños para los parches de la especie en el área de estudio, posteriormente se realizó una clasificación por el área total registrada en cada parche, generando seis categorías principales.

1. Individuos aislados
2. Parches muy pequeños (1-10 m²)

3. Parches pequeños (10-200 m²)
4. Parches medianos (200-2000 m²)
5. Parches grandes (2000 m² -20 ha)
6. Parches muy grandes (mayores a 20 ha)

Es importante resaltar que este trabajo no siguió un diseño de muestreo para la recolección de la información de la especie, lo que registró fue presencia o ausencia de la especie invasora. Esto debido a que es la información que se requiere para alimentar el modelo matemático que se describirá posteriormente.

El análisis de los datos se realizó usando sistemas de información geográfica y las capas del Atlas Digital de Costa Rica. Se calcularon las distancias a las carreteras, senderos, ríos y poblados. Con esta información se hicieron gráficos de dispersión para cada caso y usando los valores de R² para sugerir o descartar la existencia de una correlación lineal en el comportamiento de los datos.

Modelación de nicho climático potencial en Centroamérica

Para la elaboración del modelo de nicho ecológico se utilizó el programa MaxEnt versión 3.4.4. Este programa requiere únicamente dos componentes: 1) datos o registros de presencia de la especie y 2) variables bioclimáticas. Lo que se hizo fue calcular las áreas potenciales para *Ulex europaeus* a partir de la distribución ya conocida en una serie de puntos; es decir, el área de distribución potencial en Costa Rica a partir de la modelación de un nicho ecológico nativo en Europa.

La Figura 9 ejemplifica el proceso de modelación, se pueden observar dos casos, la modelación potencial actual que requiere datos climáticos actuales y la modelación potencial futura que requiere datos climáticos futuros. Es importante mencionar que este es un método que sirve para comparar cambios en el tiempo, pero también es válido para comparar regiones Para efectos de

este estudio solo se trabajó con una modelación actual y potencial; es decir, área nativa y área introducida.

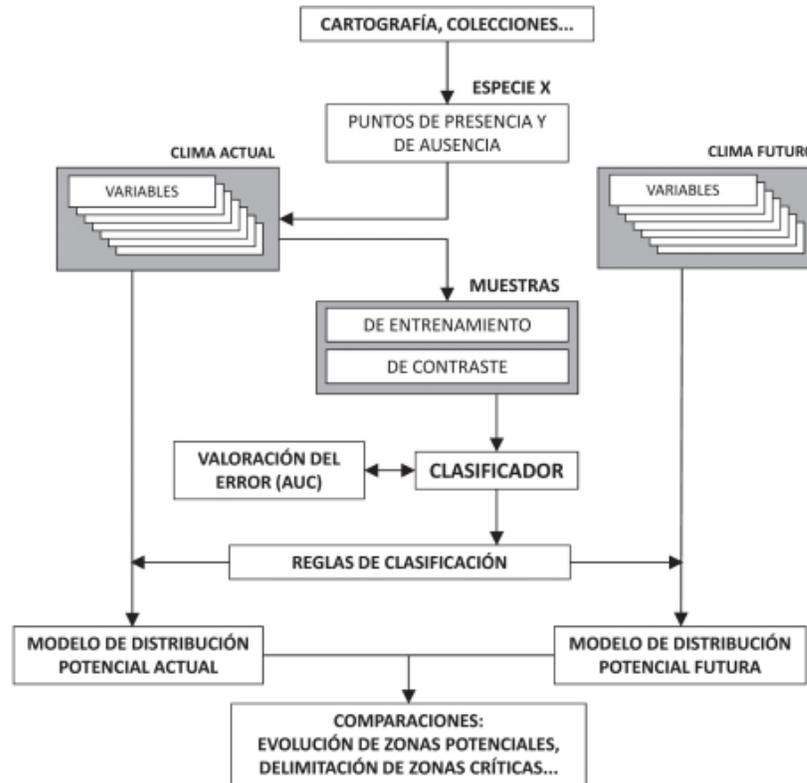


Figura 9. Esquema del flujo del trabajo para la realización y validación de un modelo de nicho ecológico. Fuente: Mateo et al. (2011).

Los registros de presencia de la especie se tomaron de la página web de El Sistema Global de Información sobre Biodiversidad (<https://www.gbif.org/es/>), la cual cuenta con un registro de más de doscientos mil puntos de zonas en el mundo, donde se ha registrado la especie de estudio. Las variables bioclimáticas se tomaron de la página web WorldClim, la cual cuenta con un registro a modo de resumen de variables de temperatura y precipitación para toda la superficie terrestre a diferentes resoluciones espaciales y con las 19 variables necesarias para correr el modelo. En el Cuadro 3, se muestra la lista de las variables seleccionadas.

Cuadro 3. Variables bioclimáticas empleadas para la modelación de nichos ecológicos.

Código	Variables Bioclimáticas
BIO1	Annual Mean Temperature
BIO2	Mean Diurnal Range (Mean of monthly (max temp - min temp))
BIO3	Isothermality (BIO2/BIO7) ($\times 100$)
BIO4	Temperature Seasonality (standard deviation $\times 100$)
BIO5	Max Temperature of Warmest Month
BIO6	Min Temperature of Coldest Month
BIO7	Temperature Annual Range (BIO5-BIO6)
BIO8	Mean Temperature of Wettest Quarter
BIO9	Mean Temperature of Driest Quarter
BIO10	Mean Temperature of Warmest Quarter
BIO11	Mean Temperature of Coldest Quarter
BIO12	Annual Precipitation
BIO13	Precipitation of Wettest Month
BIO14	Precipitation of Driest Month
BIO15	Precipitation Seasonality (Coefficient of Variation)
BIO16	Precipitation of Wettest Quarter
BIO17	Precipitation of Driest Quarter
BIO18	Precipitation of Warmest Quarter
BIO19	Precipitation of Coldest Quarter

Fuente: elaboración propia según datos recuperados de <https://www.worldclim.org/data/bioclim.html> el 26 de abril de 2023.

Los resultados de estos modelos fueron una serie de capas ráster que se interpretaron y analizaron mediante QGIS a modo de mapas de calor, estos mapas fueron tanto para el área nativa como para el área introducida. Además, el programa generó una serie de gráficos y tablas los cuales sirvieron como base para la toma de decisiones.

Calibración y preparación de datos

De las bases de datos del Sistema Global de Información sobre Biodiversidad GBIF, las cuales son archivos en formato Excel con información de la especie, se depuraron dejando únicamente el nombre de la especie y las coordenadas de ubicación (latitud y longitud). Además, se filtraron para el área de interés que inicialmente fue Europa en países como Portugal, España y las Islas Británicas donde la especie se reporta como nativa y en Noruega, Suecia, Polonia y Suiza donde se reporta como naturalizada.

De las 19 variables bioclimáticas, las cuales se tomaron de la página WorldClim, y que son archivos en formato ráster, fue necesario cortarlas para cada una de las áreas de interés (rango nativo y rango introducido). En este caso se probó cada una de las resoluciones siendo la de 10 minutos el píxel más grande (18 km²) y 30 segundos el píxel más pequeño (900 m²).

Con el programa MaxEnt versión 3.4.4 se realizaron varias corridas con todos los datos de ubicación de la especie y las 19 variables climáticas para el rango nativo, esto a modo de prueba y calibración del software (Figura 10), pues el objetivo de un modelo de distribución de nicho es crear una predicción parsimoniosa; es decir, aquella que explique mejor con la menor cantidad de variables.

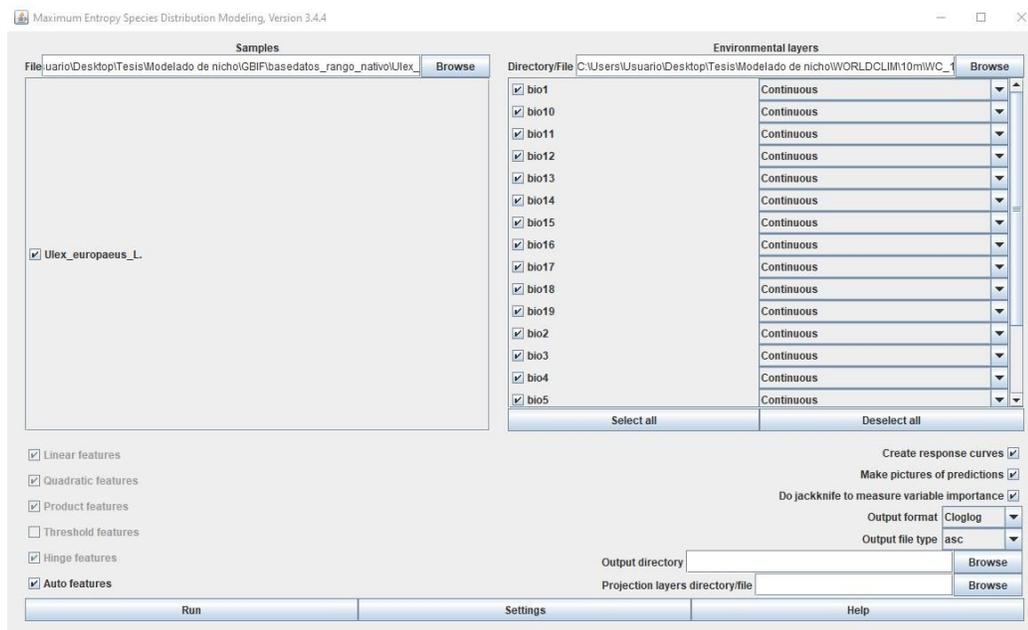


Figura 10. Interfaz del software MaxEnt versión 3.4.4. Prueba con los inputs Samples de coordenadas de la especie y Environmental layers con las 19 variables bioambientales.

Una vez realizadas varias corridas del modelo y analizados los datos de salida, se obtuvo la prueba jackknife, un gráfico de barras que muestra las variables con mayor peso y que ayudan a predecir mejor la presencia de la especie en el sitio de rango nativo (Figura 11). Para este caso se escogieron cuatro variables, las cuales fueron BIO4, 7, 9 y 11 (Estacionalidad de Temperatura, Rango Anual de Temperatura, Temperatura Media del Trimestre Más Seco y Temperatura Media del Trimestre Más Frío) respectivamente. A partir de aquí los siguientes análisis y modelos de predicción se corrieron únicamente con esas cuatro variables.

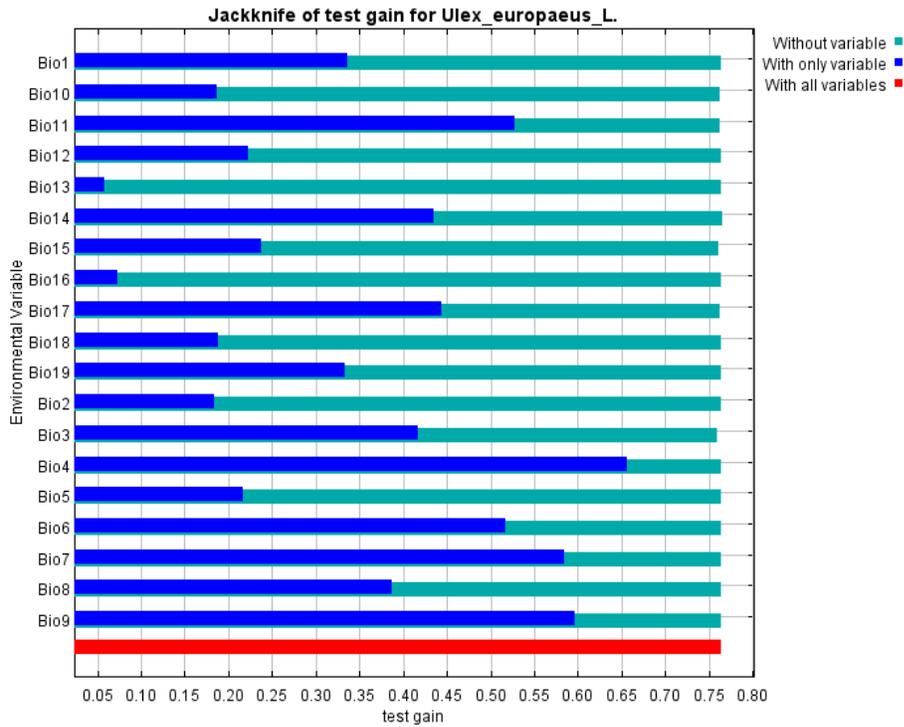
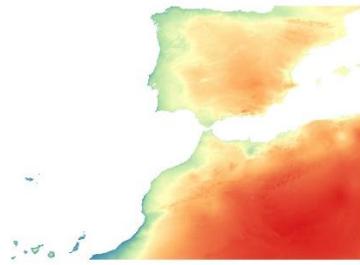


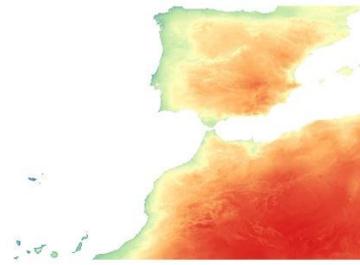
Figura 11. Prueba Jackknife para las 19 variables bioclimáticas en la predicción de nicho ecológico de *Ulex europaeus* con el software MaxEnt.

Modelo predictivo para *Ulex europaeus* en su área de distribución nativa

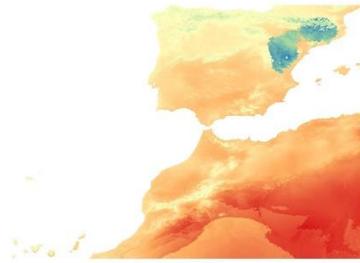
Para este caso se cortaron tanto la base de datos de GBIF como los archivos ráster de 30 segundos para las cuatro variables bioclimáticas elegidas en un rango bastante amplio, este abarcó principalmente los países de España y Portugal, una sección del sur de Francia y el norte de África (Figura 12). Además, la base de datos de GBIF se filtró únicamente para el taxón en estudio, debido a que esta alberga varias especies y subespecies de este género.



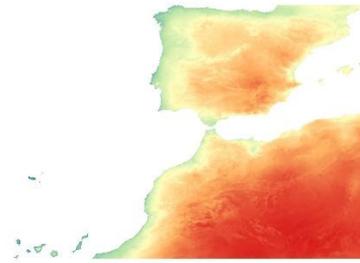
Bio 4: Estacionalidad de Temperatura



Bio 7: Rango Anual de Temperatura



Bio 9: Temperatura Media del Trimestre Más Seco



Bio 11: Temperatura Media del Trimestre Más Frío

Figura 12. Capas ráster para cada una de las cuatro variables bioclimáticas escogidas para el modelo de nicho.

RESULTADOS

Estado de invasión y características de la población de *Ulex europaeus* en el PNVP

A continuación, se presentan una serie de cuadros, figuras y mapas correspondientes al análisis de los datos. Esta primera sección incluye un resumen de los datos tomados en campo, descripción de los sitios de estudio, características visuales de las especies, así como la composición, variedad, origen y tipos de hábito de las otras especies muestreadas junto a las comunidades de *Ulex europaeus*.

Cuadro 4. Alturas promedio, porcentaje de cobertura y luminosidad para cada una de las parcelas de medición en los dos sitios de estudio en el PNVP.

Sitio	Transecto	Parcela	Uso	Altura promedio (m)	Cobertura %	Luminosidad (lux x100)
1	1	1	Borde de Bosque	9	21,35	1219
		2	Pasto arbolado	3	0,00	1545
		3	Borde de Bosque	7	24,35	27
	2	1	Borde de Bosque	10	17,16	19
		2	Pasto arbolado	1	0,11	1441
		3	Borde de Bosque	7	38,00	28
	3	1	Borde de Bosque	8	32,42	33
		2	Pasto arbolado	4	0,00	1473
		3	Borde de Bosque	7	10,98	19
	4	1	Pasto arbolado	3	0,00	1649
		2	Pasto arbolado	2	0,00	1432
		3	Borde de Bosque	9	9,12	51
	5	1	Pasto arbolado	3	0,10	1381
		2	Pasto arbolado	1	0,00	1412
		3	Borde de Bosque	7	12,17	17
	6	1	Pasto arbolado	7	20,52	56
		2	Pasto arbolado	1	0,00	1448
		3	Pasto arbolado	6	26,74	13
	7	1	Pasto arbolado	10	24,68	867
		2	Borde de Bosque	8	0,00	1398
		3	Pasto arbolado	4	12,50	64
	8	1	Borde de Bosque	5	0,40	1438

		2	Borde de Bosque	10	36,98	13
	9	1	Borde de Bosque	10	25,97	10
		2	Borde de Bosque	12	19,29	18
		1	Trillo	6	13,65	56
		2	Trillo	4	9,31	1003
		3	Trillo	6	22,20	960
		4	Trillo	7	19,15	61
		5	Trillo	5	0,00	1330
		6	Trillo	4	0,00	1432
2	10	7	Trillo	5	11,24	1502
		8	Trillo	5	33,36	74
		9	Trillo	7	0,00	1312
		10	Trillo	7	0,00	1464
		11	Trillo	8	32,77	14
		12	Trillo	7	49,26	16
		13	Trillo	6	0,46	51
		14	Trillo	5	9,96	992

Cuadro 5. Prueba t de muestras independientes para luminosidad y % de cobertura en cada una de las parcelas de medición en los dos sitios de estudio en el PNVP.

Variable	n(1)	n(2)	Media (1)	Media (2)	pHomVar	T	p-valor	Prueba
% cobertura	25	14	13,31	14,38	0,47	-0,23	0,82	Bilateral
luminosidad	25	14	682,84	733,36	0,73	-0,22	0,83	Bilateral

Composición de especies presentes en comunidades de *Ulex europaeus*

Durante los muestreos de individuos aislados y los recorridos por los transectos, se registró un total de 13 familias y 18 especies, siendo las más representativas Melastomataceae (3 especies), Fagaceae y Myricaceae (con 2 especies cada una). Sin embargo, familias como Escalloniaceae, Dicksoniaceae, Poaceae (con 1 especie cada una), fueron las más abundantes en cuanto a apariciones totales durante los muestreos con 29, 30 y 16 apariciones respectivamente.

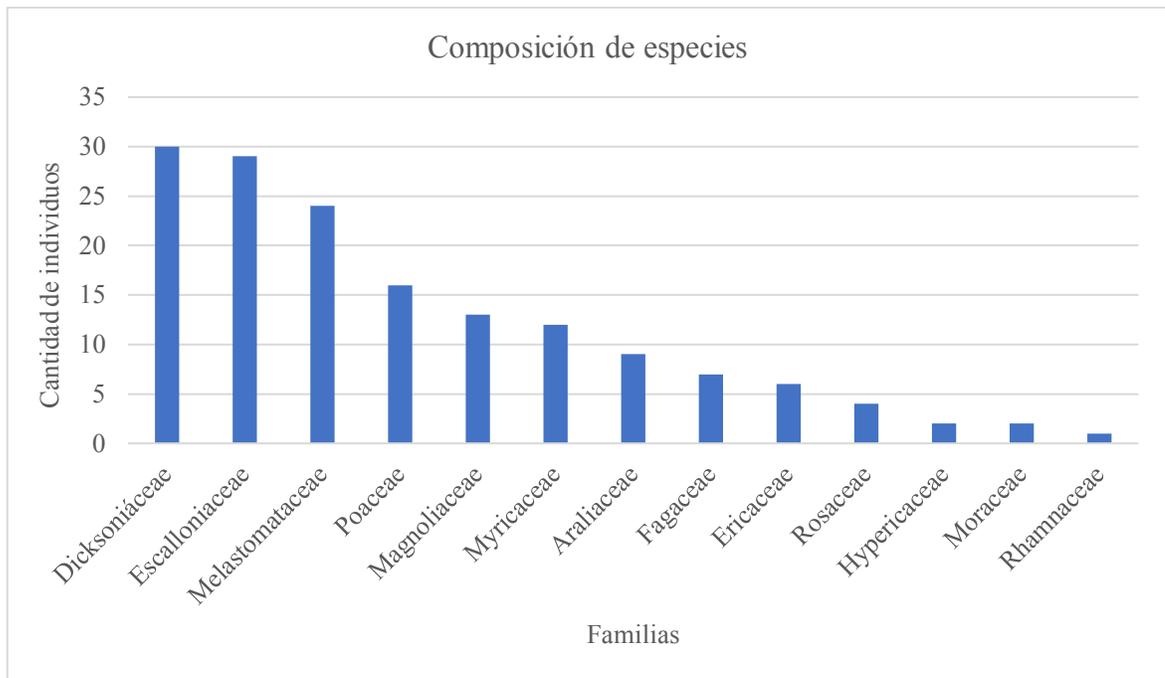


Figura 13. Composición de familias y cantidad de individuos presentes en comunidades con *Ulex europaeus* en el PNVP.

Hábito de crecimiento de las especies registradas dentro de las parcelas de muestreo de *Ulex europaeus*

Del total de especies vistas durante los recorridos por el área invadida, el hábito de plantas arbustivas fue el que presentó un mayor número de especies con 8 (44%), seguido por un estrato arbóreo con 6 (33%), un herbáceo con 3 (17%) y por último el helecho con 1 (6%), (Figura 14).

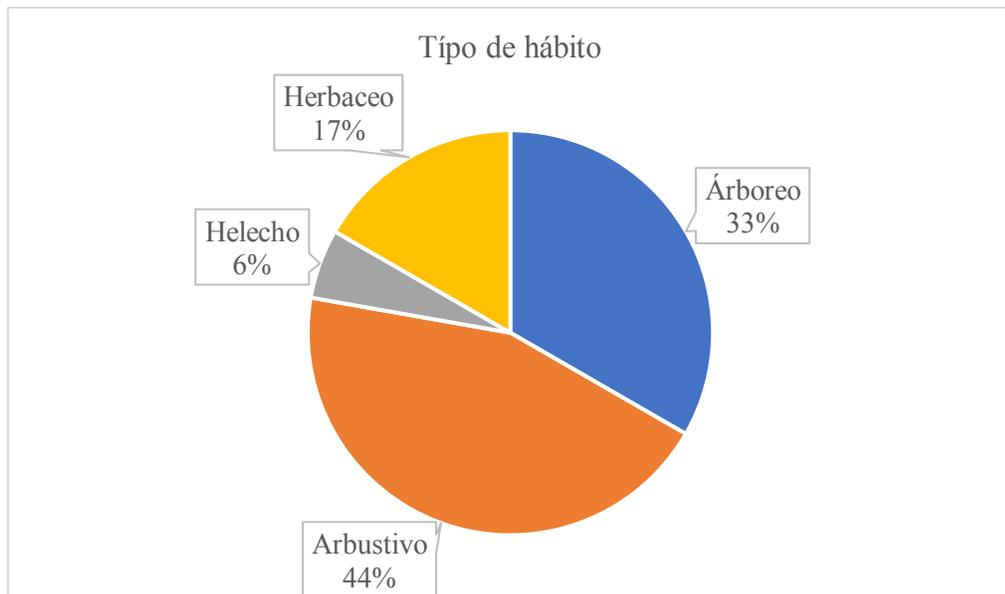


Figura 14. Hábito de crecimiento para las especies registradas dentro de las parcelas de muestreo de *Ulex europaeus*, en el PNVP.

Clasificación de las especies

De las 18 especies encontradas en comunidades de *Ulex europaeus* durante de los muestreos realizados, se logró observar que 13 especies fueron nativas (72%) y 5 especies exóticas (28%).

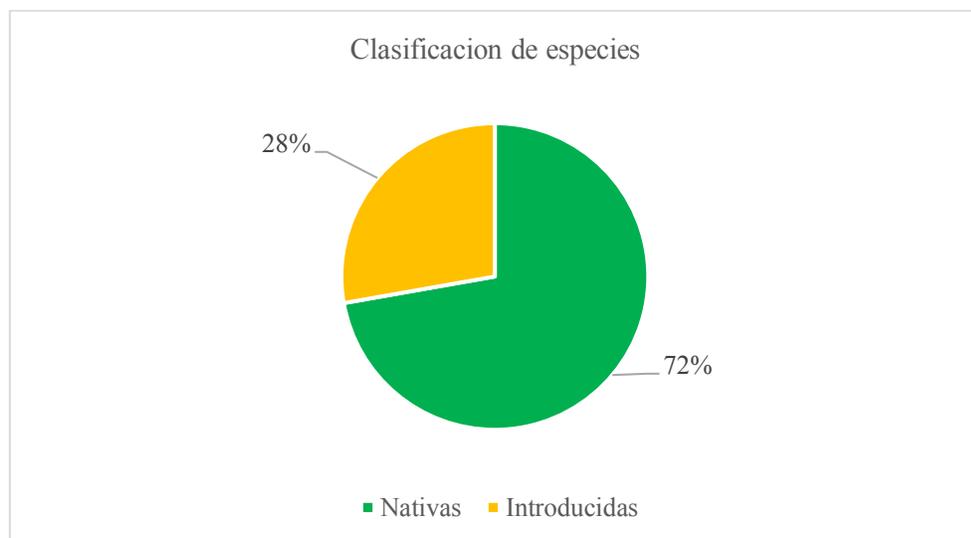


Figura 15. Clasificación de especies presentes en comunidades de *Ulex europaeus* en el PNVP.

Composición vertical registrada durante los muestreos de individuos aislados de *Ulex europaeus*

Las siguientes figuras muestran la clasificación realizada para observar aquellas especies que se encontraron por sobre los individuos de *Ulex europaeus*. A esto se le determinó cobertura superior (Figura 16) y algunos de los que se hallaban por debajo vegetación inferior (Figura 17).

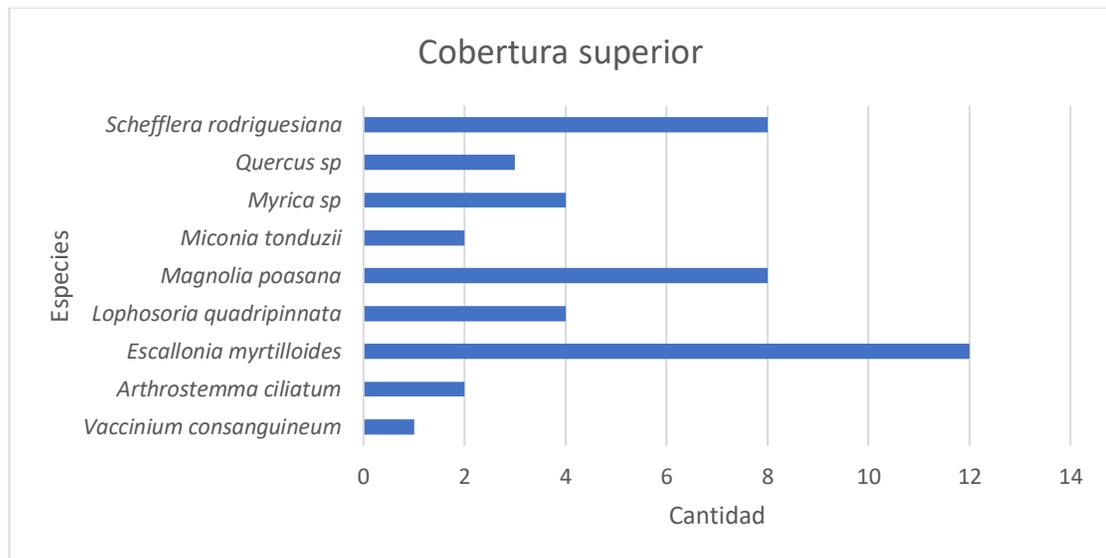


Figura 16. Número de individuos por especie de la cobertura superior en el muestreo de individuos aislados de *Ulex europaeus* en el PNVP.

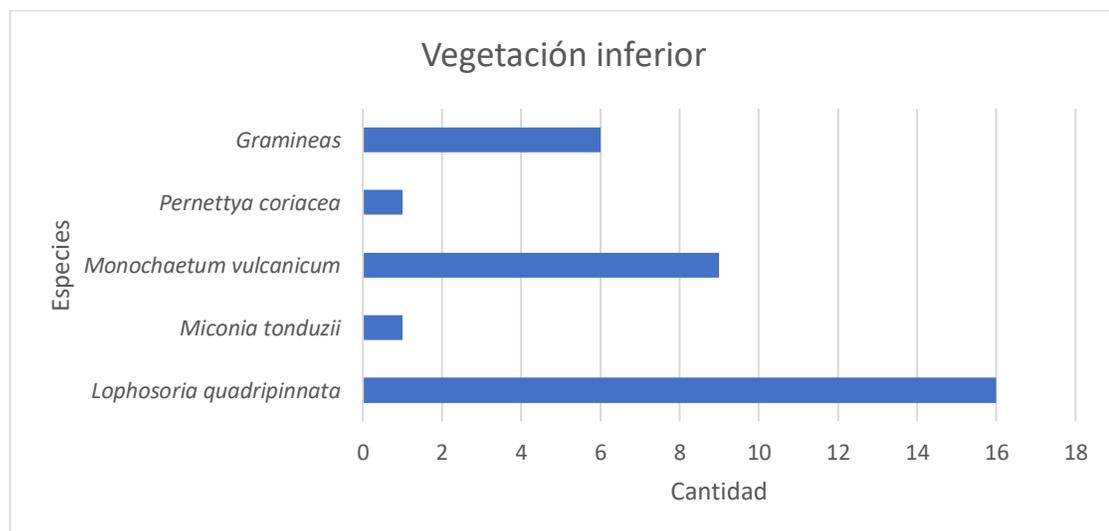


Figura 17. Número de individuos por especie de vegetación inferior en los muestreos de individuos aislados de *Ulex europaeus* en el PNVP.

Potencial de invasión y factores asociados

Clima

Según el Instituto Meteorológico Nacional y los registros históricos que poseen de la estación meteorológica ubicada en el PNVP, esta especie ha estado creciendo con unas temperaturas medias entre los 8,6°C y 15,6°C, una humedad de 93,5% y una precipitación de 2730 mm anuales desde 2012. La Figura 18 muestra un resumen de la estación 84221 del IMN.

**INSTITUTO METEOROLOGICO NACIONAL
DEPARTAMENTO DE INFORMACION
PROMEDIOS MENSUALES DE DATOS CLIMATICOS
(estaciones automáticas)**

ESTACION : 84 221 LAGUNA VOLCAN POAS				Latitud: 10 ° 11 ' N Longitud: 84 ° 13 ' O Altitud. 2598 m.s.n.m													
Elementos	Periodos		Ene.	Feb.	Mar.	Abr.	May.	Jun.	Jul.	Ago.	Set.	Oct.	Nov.	Dic.	Prom.	Total	
LLUVIA	2012	2022	111.8	73.6	60.6	102.1	342.8	358.3	301.3	230.9	384.7	372.1	228.0	163.8	227.5	2730.0	
TEM.MAX.	2012	2022	13.1	14.0	14.9	17.2	17.5	17.2	15.5	16.1	17.2	16.2	14.7	13.2	15.6		
TEM.MIN.	2012	2022	7.1	7.0	7.2	8.9	9.9	9.9	9.2	8.7	9.8	9.5	9.0	7.7	8.6		
TEM.MED.	2012	2022	10.1	10.5	11.1	13.1	13.7	13.6	12.4	12.4	13.3	12.9	11.9	10.5	12.1		
HUMEDAD	2012	2022	90.4	87.4	88.8	89.3	94.1	96.0	96.8	94.7	95.7	96.8	97.2	94.9	93.5		
VIENTO VEL.	2012	2022	22.9	19.9	18.1	13.8	11.7	12.2	17.6	13.4	10.1	9.8	17.5	21.8	15.7		
VIENTO DIR. PREDOMINANTE			2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2			
Promedio días con lluvia >= 0.1 mm.			20	16	19	21	29	26	27	23	26	28	28	26	290	Total	

Figura 18. Información climática de la estación automática 84221 del Instituto Meteorológico Nacional en el PNVP.

Relación especie vs luminosidad (Luz PAR).

La siguiente figura muestra el análisis realizado para la correlación de la especie versus la luminosidad presente en cada parcela, su estadístico R^2 cercano a siete demostró como a medida que aumenta la luminosidad en las parcelas, la presencia y dominancia de *U. europaeus* es mayor.

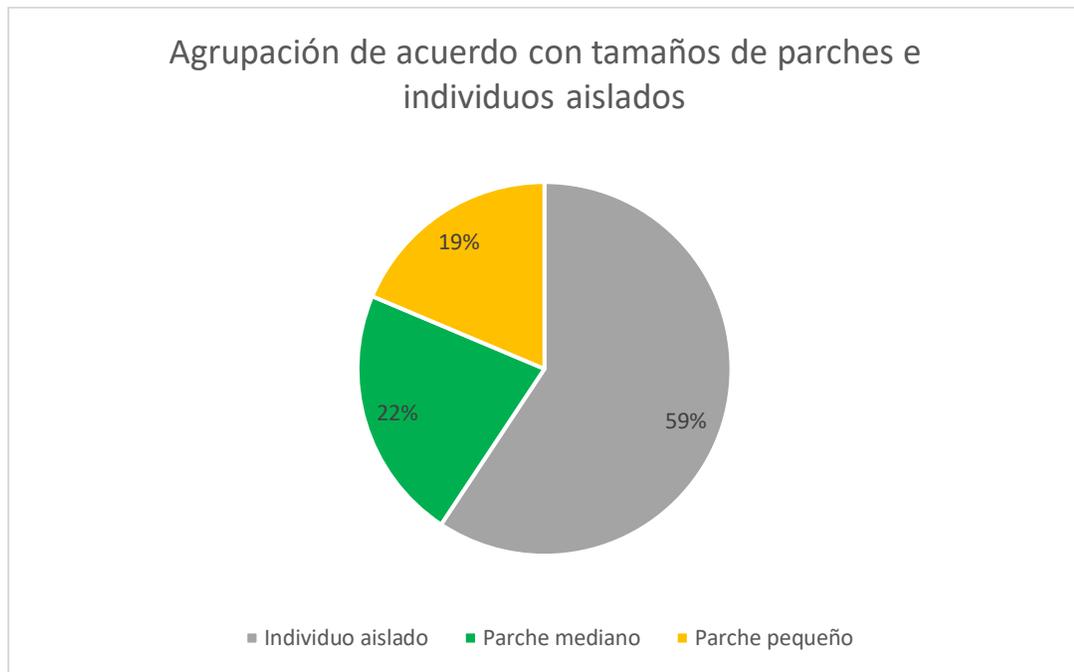


Figura 20. Agrupación de acuerdo con los tamaños de los parches e individuos aislados de *Ulex europaeus* en el PNVP.

Al representar la distribución de los parches y los individuos aislados con respecto a sus tamaños, se puede observar que esta no fue homogénea, sino que una misma categoría se encontró localizada o agrupada hacia una zona del paisaje específica (Figura 21).

Distribución de los parches e individuos aislados de *Ulex europaeus* en el Parque Nacional Volcán Poás

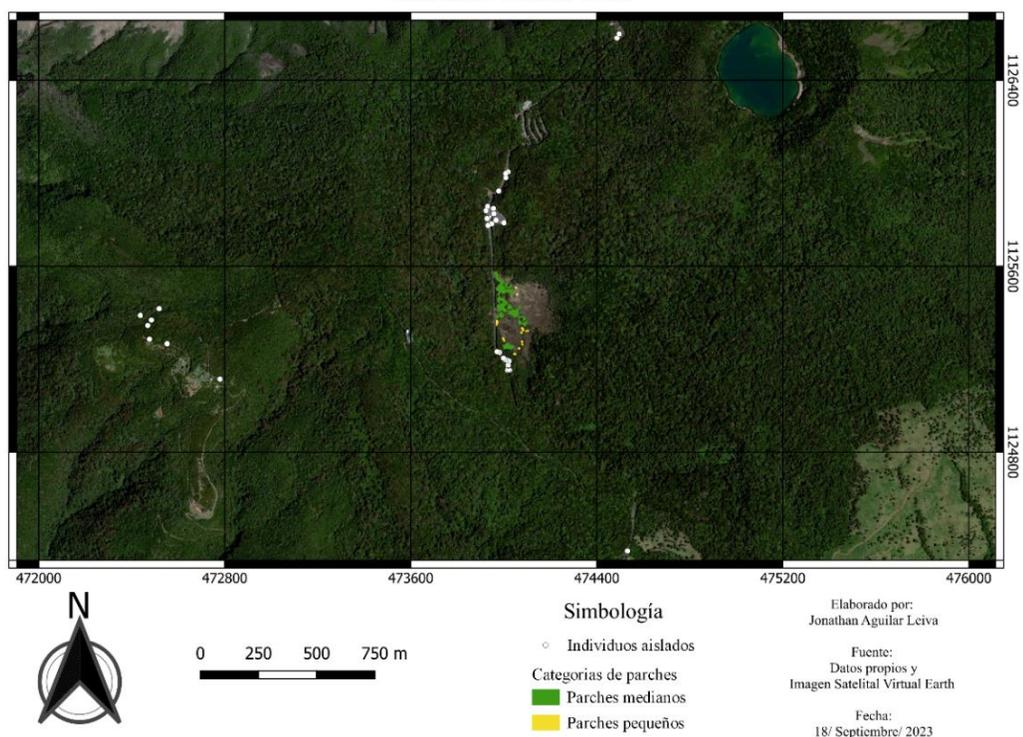


Figura 21. Distribución de los parches e individuos aislados de *Ulex europaeus* en el Parque Nacional Volcán Poás.

Pruebas de dispersión

Según los gráficos de dispersión realizados para evaluar si existía alguna relación entre los tamaños de los parches y las distancias a carreteras, senderos, ríos y poblados, los resultados arrojaron valores de R^2 muy cercanos a cero, por lo cual se entiende que no existe una correlación lineal entre estas variables (Cuadro 6).

Cuadro 6. Valores de R² para los componentes del paisaje antropogénico estudiado y su relación con las categorías de tamaños de parches de *Ulex europaeus* en el PNVP.

Categorías	Valores de R ²
Carreteras	0,571
Senderos Botos	0,421
Sendero servidumbre	0,143
Poasito	0,399
Cabuyal	0,150
Altura	0,370
Hacienda Virginia	0,515
Ríos	0,379
Casetilla del parque	0,457

Modelización de nicho climático potencial

Predicción de nicho en el área nativa

Posterior a la selección de las variables bioclimáticas con mayor peso y la sección del mapa donde se centraría el modelo de la especie en su área nativa, la Figura 22 muestra a modo de mapa de calor, los sitios donde se estimó que es más probable climáticamente el desarrollo de la especie *Ulex europaeus*.

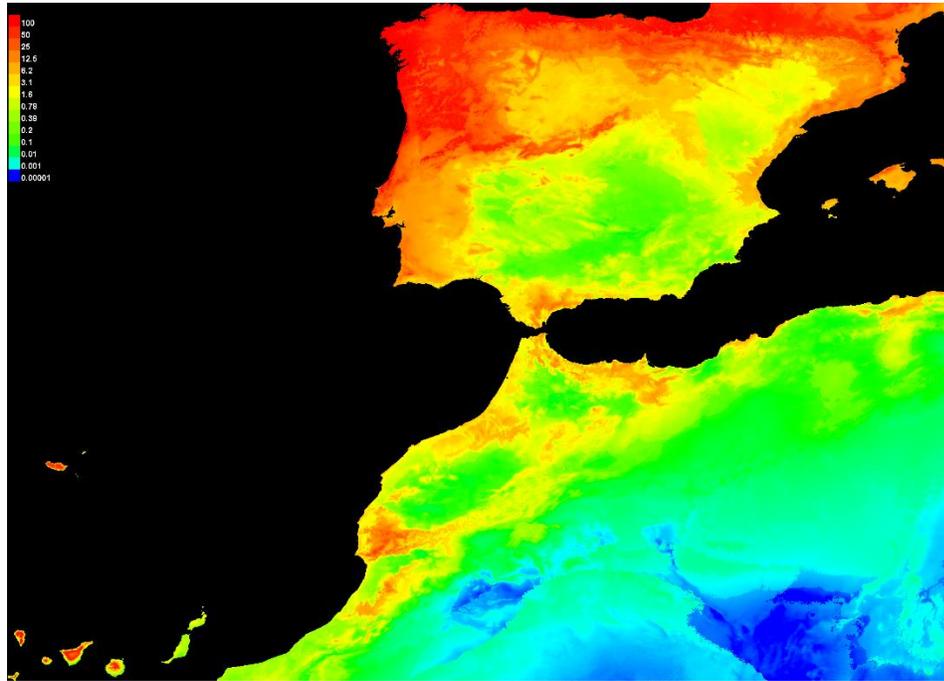


Figura 22. Modelo de predicción de nicho ecológico para *Ulex europaeus* en su área de distribución nativa.

Una vez corrido el modelo con estos datos, se obtuvo la curva ROC, que evalúa la precisión del modelo y el producto AUC, que para este estudio fue de 0,916 (Figura 23).

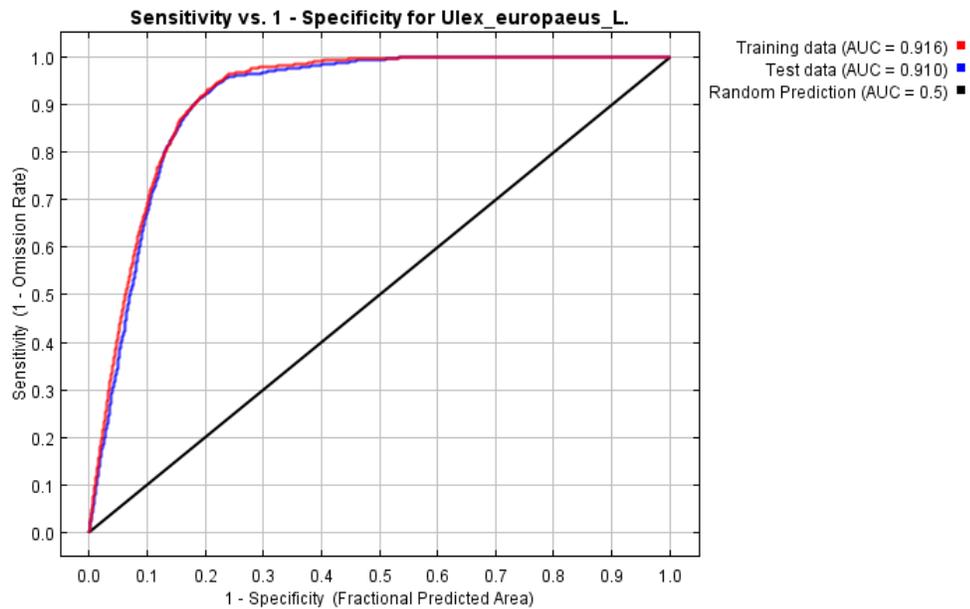


Figura 23. Curva ROC de Sensibilidad y Especificidad para el modelo de predicción de nicho ecológico de *Ulex europaeus* en su área de distribución nativa.

El siguiente resultado es la prueba Jackknife de AUC (Figura 24), esta vez aplicado solamente para las cuatro variables elegidas anteriormente. Aquí se observa en color azul la contribución al modelo si se usara únicamente esa variable, en color turquesa el modelo en general sin esa variable y en rojo una mezcla de todas, cada una en contraste con el AUC.

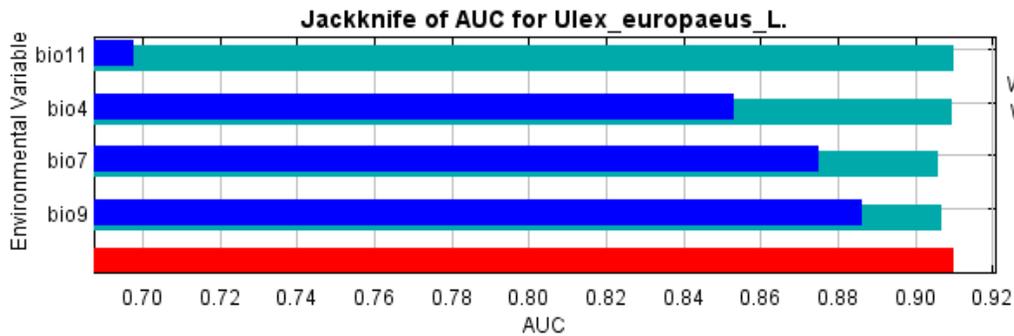


Figura 24. Prueba Jackknife de AUC para *Ulex europaeus* con las cuatro variables seleccionadas.

Reproyección al área introducida

La intención de haber desarrollado un modelo de predicción para la especie en su área nativa fue darle una aproximación a MaxEnt de las condiciones óptimas donde la especie se desarrolla, para que con la misma información de variables bioclimáticas enfocadas en el área donde fue introducida, genere y prediga los sitios óptimos donde la especie puede desarrollarse. La Figura 25 muestra el mapa de calor generado por MaxEnt para Costa Rica, esta vez en una escala de 0 a 1, donde los valores más cercanos a 1 son los sitios con mayor probabilidad en cuanto a condiciones climáticas para el desarrollo de *Ulex europaeus*. Por su parte, la Figura 26, muestra un enfoque de las áreas con mayor probabilidad de presencia de la especie, el cual coincidió con los sitios muestreados en el PNVP.

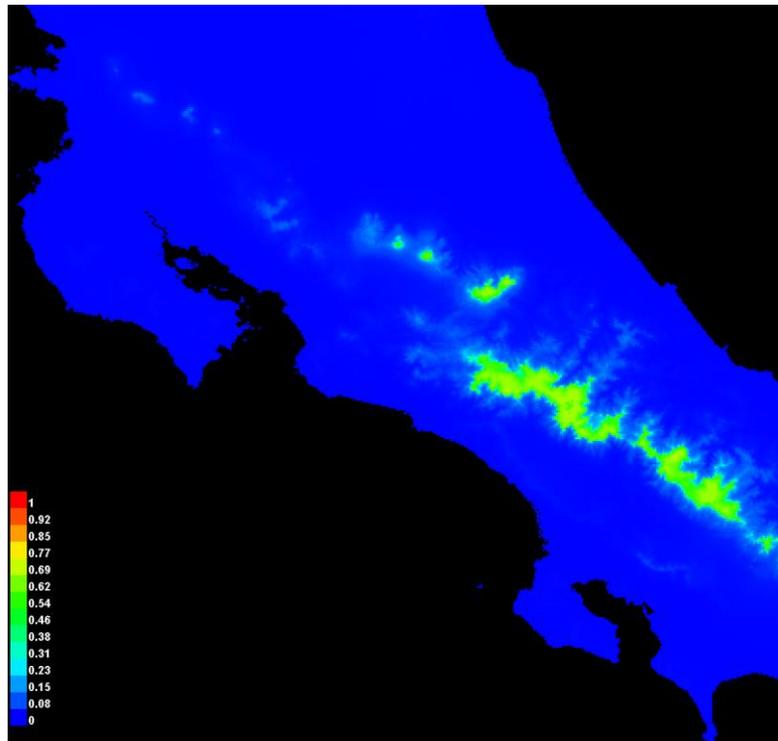


Figura 25. Modelo de predicción de nicho ecológico para *Ulex europaeus* en Costa Rica.

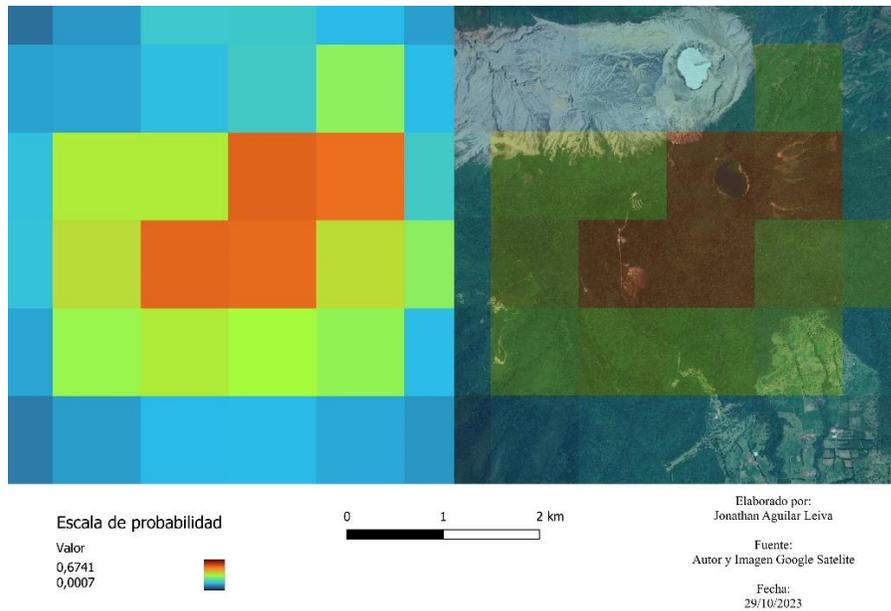


Figura 26. Enfoque del modelo de predicción para *Ulex europaeus* sobre el área que corresponde al Parque Nacional Volcán Poás.

DISCUSIÓN

Estado de invasión y características de la población de *Ulex europaeus* en el PNVP

Estatus de la población

El foco principal de la invasión en el PNVP se asocia a una carretera principal, una recta de casi 350 m que cuenta con matorrales de *Ulex europaeus* a ambos lados, pero en condiciones y cantidades diferentes. Del lado izquierdo la especie solo se encuentra entre los bordes del bosque y la carretera, del lado derecho está el sitio de estudio 1 (Figura 5), donde se encuentra una planicie que históricamente fue un cráter y que actualmente puede catalogarse como un pasto arbolado, donde actualmente se ubica la mayor población de esta especie. Por otro lado, el sitio de estudio 2 (Figura 6) es una zona de viviendas continua a un sendero de servidumbre entre el área o límite del volcán y propiedades privadas.

En el sitio se lograron observar individuos de diferentes tamaños, la mayoría con un promedio de 2,30 m de altura (Figura 7, imagen A), algunos menores a 50 cm considerados como regeneración (Figura 7, imagen B), así como unos de hasta 5-6 m de alto (Figura 7, imagen C). Estas alturas coinciden con un estudio realizado en Colombia por Beltrán-G y Barrera-Cataño (2014), donde se clasificaron las edades de los matorrales de *U. europaeus* según su altura. En este caso, alturas promedio de 2,56 m y 2,59 m se clasificaron con edades de 20 y 40 años de edad respectivamente, lo cual si bien coincide con el historial en años desde que se reportó el *U. europaeus* en Costa Rica, las condiciones de sitio y las temperaturas son distintas; sin embargo, en ambas zonas se reporta el mismo carácter invasor.

En los recorridos de campo se logró observar algunas de las cualidades que hacen a la especie ser invasora y buena competidora, entre ellas el crecimiento de carácter simpodial y la formación de parches o densos matorrales de diferentes tamaños, que en muchos casos dificultaron el paso al sitio e impide el crecimiento sucesional del bosque (Barrera-Cataño et al., 2002). Sumado a lo anterior, la rápida reproducción y la capacidad de producir flores y semillas en cualquier época de año, lo cual mantiene una presión de propágulos constante en el sitio. Además, el síndrome de dispersión por autocoria (también llamado balística), permite dispersar semillas

hasta 6 m y según menciona Rivera (2015), esta característica de dispersión a corta distancia significa una menor mortalidad a causa de la cercanía parental y una mayor acumulación de material genético en el banco de semillas del suelo.

Composición vegetativa y tipo de hábito en comunidades de *Ulex europaeus*

En cuanto a la composición vegetativa, los resultados señalan que la familia Melastomataceae fue la que presentó el mayor número de especies en conjunto con la especie de estudio (Figura 13). Según menciona Valois-Cuesta et al., (2022), esta familia se encuentra muy ligada a bordes de carreteras, zonas de cultivo o pastoreo abandonadas, además de estar presente en las primeras etapas sucesionales de los bosques debido a su carácter pionero. Esto se relaciona con el área de estudio debido a que, al ser un sitio constantemente alterado, el establecimiento de *Ulex europaeus* se ve favorecido. Así mismo, la cercanía con la carretera y la gran incidencia de luz promueve el desarrollo de estas especies. Si bien la familia Poaceae también mostró una alta presencia en las parcelas de muestreo, esta gramínea se encuentra dispersa por todo el sitio de estudio. Esta cualidad, en donde predomina el hábito arbustivo por sobre el arbóreo en sitios de pastizales disturbados, podría propiciar que en estados sucesionales futuros estos puedan llegar a convertirse en matorrales densos de *Ulex europaeus* (Beltrán-G & Barrera-Cataño, 2014). Sumado a esto es importante mencionar que la mayoría de las especies introducidas que se muestrearon en este estudio, son de hábito arbustivo (Figura 14), al igual que el *Ulex europaeus*. Esto puede indicar una señal de alerta, pues existe una teoría de estrategia de las plantas en donde se esperaría que especies exóticas superen a sus competidoras nativas ya que toleran mejor el stress de las primeras etapas de la sucesión (Hierro et al., 2005) y esto especialmente en zonas perturbadas.

Estructura vertical en comunidades de *Ulex europaeus*

Las especies que más se encontraron en el alto dosel fueron *Escallonia myrtilloides* (Figura 16), especie nativa de las zonas montañosas de Centro América hasta Bolivia, desde los 2500 hasta los 3200 m.s.n.m. muy característica en orillas de caminos y potreros. *Magnolia poasana* especie endémica de Costa Rica y Panamá, distribuida entre los 1600 y 3000 m.s.n.m, característica de sitios perturbados o en recuperación. Y por último *Schefflera rodriguesiana*,

especie nativa, de dosel medio y muy común también en los bordes de carreteras y caminos. En el caso de la vegetación inferior (Figura 17) se encontraron especies como la *Lophosoria quadripinnata*, un tipo de helecho arborescente muy común de las zonas altas, distribuido desde México hasta el sur de Chile. El *Monochaetum vulcanicum*, un arbusto endémico de Costa Rica común en zonas altas del país. Estas dos especies, además de las gramíneas o pastos se encontraron creciendo en conjunto con el *U. europaeus*, o por dentro en caso de la *Monochaetum vulcanicum*, evidenciando un nivel de competencia. Es importante resaltar que el número de especies encontradas por debajo de los individuos de *U. europaeus* fue menor en cuanto a la cantidad muestreada por sobre él. Uno de los motivos sugeridos en la literatura que podría explicar esta condición es que la especie produce una gran cantidad de materia acidificante y sumado a esto su capacidad de fijar nitrógeno inhibe la germinación de las semillas de especies nativas y a su vez afecta el crecimiento de las ya establecidas (Osorno Acosta, 2014).

Potencial de invasión y factores asociados

Características del Paisaje

Los sitios de estudio fueron dos zonas ubicadas dentro de los límites del Parque Nacional Volcán Poás. El sitio 1 (Figura 9), conocido como Potrero grande, fue hace ya muchos años un cráter de este mismo volcán, posterior a esto y hace menos de un siglo según mencionaron los guardaparques, esta zona fue ocupada por un hotel y tiempo después por un aserradero. Cabe destacar que aquí se encuentra la carretera principal que da acceso al parque. El sitio 2 (Figura 10), es un camino de acceso a una finca conocida como Virginia, el cual cuenta con varias casas y zonas abiertas o claros hechos por los mismos propietarios. Esto se puede traducir como evidencia de una serie de intervenciones antrópicas que al final favorecieron el establecimiento y desarrollo de las poblaciones de *U. europaeus*. Caso similar sucedió con la invasión de esta misma especie en Colombia, específicamente en la zona de La Regadera, al sur de la ciudad de Bogotá, donde los sitios invadidos y la vegetación presente evidenciaron una larga serie de intervenciones tanto agrícolas como pecuarias sobre el bosque alto andino (Barrera-Cataño, 2011).

Condiciones climáticas y geológicas en las que se desarrolla *Ulex europaeus*

La especie se ha estado desarrollando en temperaturas que van desde los 8,6 °C a 15,6 °C, una humedad de 93,5% y una precipitación de 2730 mm (Figura 18). Si se comparan estas condiciones con las de otros sitios donde se reporta *U. europaeus* como especie invasora, se tiene el Macizo de Iguaque y la región del Alto Ricaurte de la Cordillera Oriental de Colombia, donde se registra en temperaturas de 7 °C a 18 °C, con una precipitación que varía entre los 700 a 1400 mm anuales (Sandoval Pulgarín, 2020). Luego, en el estado de Morelos en México, el sitio cuenta con una temperatura entre los 4,8°C y 11,2°C y una precipitación de 1517 mm anuales (Mosso-Mancilla et al., 2021). Esto sugiere una gran adaptación a climas y diversidad de regiones por parte de la especie, lo que se justifica con el carácter de fácil adaptación del cual destacan muchas especies invasoras que logran ser exitosas en el proceso de invasión.

En sitios donde es nativa, el crecimiento de *U. europaeus* se observa en regiones con una precipitación anual que excede los 650 mm y en climas con características más húmedas, caracterizados por veranos relativamente secos. Además, se encontró un mejor desarrollo de *U. europaeus* en áreas con inviernos suaves; es decir, con temperaturas mínimas diarias promedio del mes más frío y promedios de las mínimas de todos los meses de invierno por encima del punto de congelación. En cuanto a requerimientos de suelo, esta especie es calcificante y prefiere suelos con un pH de 4-5, pero que en general se adapta a cualquier tipo de suelo y en especial aquellos con baja fertilidad (Zwölfer, 1962).

Relación especie versus luminosidad (Luz PAR)

Como se pudo observar en la Figura 19 del análisis de correlación para el recubrimiento relativo de *Ulex europaeus* versus la luminosidad, en este gráfico se obtuvo un valor de R^2 muy cercano a 0,7 indicando una relación con el crecimiento, pero en especial con la presencia de esta especie, pues como se pudo observar entre mayor fue el nivel de luminosidad muestreado mayor fue el recubrimiento de *Ulex europaeus* en el sitio.

Ahora, si bien las áreas de estudio son sitios con una alta incidencia de luz pues están ligados a un disturbio antropogénico, el mismo análisis demuestra que esta especie no se desarrolla de manera eficaz o de forma agresiva en zonas con un nivel bajo de luminosidad o debajo de la sombra, como por ejemplo hacia el interior del bosque.

Relación del paisaje antropogénico de los escenarios evaluados en acuerdo con el tamaño de los parches y los individuos aislados

De todos los aspectos del paisaje antropogénico que se estudiaron, el que dio un valor de R^2 más alto fue con los poblados (Cuadro 6). Específicamente la de la Hacienda Virginia (0,515) que, aunque fue un valor relativamente bajo y con el cual no se puede explicar una correlación entre los datos, esta hacienda fue uno de los sitios donde se cree comenzó la invasión de esta especie. Por otra parte, el R^2 de la carretera (0,571), que, si bien estadísticamente es un valor bajo y por lo tanto no evidencia una relación entre las variables, históricamente los caminos o carreteras además de alterar la composición de paisaje y generar una gran movilidad de propágulos, crean hábitats con nuevas condiciones, los cuales por lo general son aprovechados por especies exóticas con potencial invasor (Lázaro-Lobo & Ervin, 2019).

Modelización de nicho climático potencial

Curva de sensibilidad vs especificidad

Uno de los primeros resultados a evaluar y que sirve de apoyo para el resto de esta sección fue el gráfico de sensibilidad vs especificidad (Figura 23). Esta métrica de evaluación permitió verificar el rendimiento del modelo de clasificación mediante los verdaderos positivos y falsos positivos, es decir aquellos casos de clasificación de un par de puntos que el software asignó un valor verdadero correctamente y los falsos que clasificó correctamente (Mateo et al., 2011). Esto basado en la matriz de confusión, lo cual es un problema estadístico del campo de la inteligencia artificial.

Del gráfico ya mencionado se obtuvo el AUC, esta es la forma de medir precisión del modelado realizado por MaxEnt, pues tomando datos al azar el objetivo es que el modelo asigne la presencia a valores de mayor idoneidad o probabilidad (Mateo et al., 2011). Por lo tanto, el valor del AUC estará comprendido entre 0 y 1, en este caso se obtuvo un AUC de 0,916 lo que es relativamente aceptable en temas de modelación de nicho, pues indica que la clasificación fue buena y por lo tanto bastante precisa. Así mismo, este valor se puede utilizar para hacer comparaciones entre uno o más modelos de predicción.

Modelo de nicho en área nativa

En la representación del modelo para *Ulex europaeus* en su área nativa (Figura 22), el mapa de calor demostró en colores cálidos (naranjas y rojos) las zonas con las mejores condiciones climáticas previstas para la presencia y desarrollo de la especie, esta escala expresada con valores de 0 a 100. Representado en un rango de 50 y 100 están las zonas en el norte y oeste de España donde es muy probable encontrar esta especie. Y en menor escala hacia el centro del país, esto se apoya con la distribución citada por Zwölfer (1962), donde menciona que *Ulex europaeus* se encuentra en mayores cantidades cerca de regiones marítimas atlánticas y es menos común hacia el interior de Europa.

Climáticamente y si se hace un enfoque especial en la temperatura de todo el continente Europeo, Alonso-Carné et al., (2017), mencionan que a causa de las diferentes latitudes, los grandes llanos y mesetas europeas cuentan con una gran variabilidad térmica y en ocasiones muy abrupta. En la península Ibérica y especialmente en España esta variabilidad térmica también está presente. Importante resaltar el hecho de que las zonas con mayor probabilidad de presencia de *Ulex europaeus*, son también sitios con bajas temperaturas en el país. Las costas sur atlánticas y cantábrica con 14 °C, la meseta septentrional con valores de entre 10 y 12,5 °C y los montes pirineos con valores inferiores a cero (De Castro et al., 2005). Caso similar sucede con la precipitación que, si bien no fue una de las variables bioclimáticas que explicaron mejor el modelo, es un factor climático importante en España y en zonas costeras al norte del país. Los sitios que en este estudio destacaron por la alta probabilidad de presencia de *Ulex europaeus*, son también llamados España lluviosa y son zonas con un rango de precipitación media anual de 1000 a 1800 mm (De Castro et al., 2005).

Modelo predicción de nichos en área invadida

Sobre el mapa de predicción destacan cuatro zonas (Figura 25), estas son las predicciones de lugares en Costa Rica identificados por MaxEnt con condiciones climáticas similares al área de distribución de donde *Ulex europaeus* es nativa. Estos sitios corresponden a la Cordillera de Talamanca, la cual incluye sitios como el Parque Nacional los Quetzales, Parque Nacional Tapantí, Parque Nacional Chirripó y el Parque Internacional La Amistad. Así mismo el Parque

Nacional Volcán Irazú y Volcán Turrialba, Parque Nacional Braulio Carrillo (sector Volcán Barva) y por último el Parque Nacional Volcán Poás. Aquí es importante resaltar el hecho de que una de las zonas de predicción realizadas por MaxEnt fue justamente el Parque Nacional Volcán Poás, área de estudio del presente trabajo, específicamente el sitio que corresponde con el sitio de estudio 1 (Figura 5). Este hallazgo es de gran relevancia debido a que sustenta la modelación de nicho, el hecho de que una predicción aleatoria realizada por un software coincida en un lugar donde se tiene registro de la especie le da un grado de validez. Además, el estudio realizado por Acosta-Vargas & Arias-Aguilar (2016), apoya los resultados obtenidos en este trabajo, ya que también realizaron una modelación de nicho en escenarios de cambio climático para especies en zonas altas de Costa Rica, incluido el *Ulex europaeus*. Entre los resultados, las zonas vulnerables identificadas fueron muy similares a las obtenidas en este estudio, especialmente en las zonas altas y parques nacionales, incluido también el Parque Nacional Volcán Poás.

A causa de los resultados más relevantes obtenidos del presente estudio es importante tomar acciones e implementar medidas de prevención en los sitios identificados como potenciales a ser invadidos por *Ulex europaeus*, ya que todos cuentan con características similares tanto en clima por estar ubicados en las zonas altas de Costa Rica, como en intervención humana pues todos son áreas protegidas con categorías de parque nacional, con un alto grado de visitación. Así mismo, coinciden con aspectos de cercanía a zonas desprovistas de vegetación, potreros abanados y tierras del cultivo, con múltiples carreteras y un alto grado de luminosidad que hacen a estos sitios sumamente vulnerables a una posible invasión por *Ulex europaeus*.

CONCLUSIONES

A pesar de que la especie se encuentre en el parque desde ya hace muchos años, desde el 2019 y recientemente se comenzó a notar un nivel de agresividad mayor en cuanto a dispersión y expansión.

El síndrome de dispersión autocoria, el crecimiento en forma de densos matorrales, la capacidad de rebrotar como un individuo nuevo y alterar la composición química de suelo, hacen de esta especie una gran competidora en contaste con las especies nativas de la zona. Además, el fácil establecimiento en zonas como potreros o sitios desprovistos de vegetación e incluso bordes de carreteras, deja en evidencia lo agresiva y oportunista que puede ser.

Por su historial, el Parque Nacional Volcán Poás reúne las condiciones climáticas para el desarrollo de *Ulex europaeus*, pues son similares a las regiones donde la especie es nativa. De igual forma las condiciones de sitio alterado, degradado, desprovisto de vegetación e inmerso en una matriz de usos múltiples del suelo típica de un paisaje antrópico con tierras agrícolas y ganaderas, lo hacen especialmente vulnerable.

La especie demostró tener una relación con los niveles de luminosidad, siendo así el borde de la carretera, senderos y potreros los sitios con mayor incidencia de luz y por tanto aquellos con mejores condiciones para su establecimiento. De la misma forma, se logró evidenciar que la especie no tolera sitios de sombra, por lo que no se le encontró en las parcelas de bosque y aquellas con una cobertura alta.

Aunque la relación con los diferentes escenarios de paisaje antrópico y los tamaños de los parches no fue la esperada, esto indicaría que la especie supera estas barreras de alguna otra forma y por si sola logra establecerse y formar poblaciones grandes sin ayuda. Sin embargo, las carreteras y poblados deben reconocerse como sitios con un gran movimiento de germoplasma y por lo tanto, puntos calientes y de acceso a plantas invasoras.

La curva de sensibilidad vs especificidad y su derivado AUC, demostraron un nivel de precisión de 0,916 que indica una modelación buena y precisa para la especie en su área de distribución nativa.

La modelación de nicho ecológico proyectada para Costa Rica demuestra sitios con condiciones climáticas similares al área de distribución nativa de la especie, si se resalta el hecho de que *Ulex europaeus* ya está en uno de estos sitios y los demás son parques nacionales con condiciones y características similares, deja en evidencia la vulnerabilidad en la que se encuentran sometidas las áreas protegidas de no aplicarse medidas de prevención, control o erradicación para la especie.

RECOMENDACIONES

Se recomienda realizar estudios de suelo en las diferentes secciones del PNVP, para evaluar las características y la calidad, a manera de verificar si la especie tiene la capacidad de cambiar la composición química del suelo, además de generar información en cuanto a requerimientos.

Realizar estudios de interacciones biológicas entre *Ulex europaeus* y otras especies de flora y fauna del PNVP, esto ayudaría a identificar algún grado de competencia con las especies nativas de la zona y también la posibilidad de identificar si la especie ya tiene algún nicho en el ecosistema.

El software MaxEnt permite hacer modelaciones con otras variables además de los datos de información climática. Se puede agregar información de suelo, coberturas e incluso un modelo de elevación digital, esto ayudaría a aumentar la precisión de la modelación y la predicción.

Se recomienda poner un enfoque especial a la construcción, elaboración e implementación de medidas de prevención en las zonas vulnerables a la invasión por *Ulex europaeus* identificadas en este estudio, en especial sobre el Parque Nacional Volcán Irazú y Parque Nacional Volcán Turrialba, ya que ambos se encuentran en una matriz de paisaje antropogénico muy similar a la del sitio de estudio, así como ser parques altamente turísticos con altos niveles de visitación.

REFERENCIAS

- Acosta-Vargas, L. G., & Arias-Aguilar, D. (2016). *Efecto del cambio climático sobre el patrón de distribución de las especies de plantas en el Parque Nacional Volcán Irazú (PNVI) basado en simulaciones a mediano y largo plazo*. Centro de Investigación Forestal, Escuela de Ingeniería Forestal.
- Alonso-Carné, J., Estrada-Peña, A., & García-Martín, A. (2017). Análisis comparativo de la información de temperatura de las bases de datos WorldClim, ECA&D y MODIS en el Paleártico Occidental. *Geographicalia*, 69, 1.
https://doi.org/10.26754/ojs_geoph/geoph.2017692317
- Amaya-Villarreal, Á. M., & Renjifo, L. M. (2010). Efecto del retamo espinoso (*Ulex europaeus*) sobre las aves de borde de un bosque altoandino. *Ornitología Colombiana*, 10, 11–25. <https://www.researchgate.net/publication/306011313>
- Anderson, C. B., & Valenzuela, A. E. J. (2014). Do what I say, not what I do. Are we linking research and decision-making about invasive species in Patagonia? *Ecología Austral*, 24, 193–202. www.issg.org
- Ávila Vélez, E. F., Herrera Martínez, L. A., & Celis Forero, A. (2023). Identificación de zonas con presencia de retamo espinoso (*ulex europaeus*), utilizando teledetección espacial, en el municipio de Sibaté [Cundinamarca]. *Revista de Investigación Agraria y Ambiental*, 14(1), 201–219. <https://doi.org/10.22490/21456453.5840>

- Barrera Cataño, J. I., Rojas Rojas, J. E., Contreras-Rodríguez, S. M., & Basto Mercado, S. I. (2019). *Plan de prevención, manejo y control de las especies de retamo espinoso (Ulex europaeus) y retamo liso (Genista monspessulana) en la jurisdicción CAR*. (Vol. 1).
- Barrera-Cataño, J. I., Ríos, H. F., & Pinzón, C. A. (2002). Planteamiento de la propuesta de restauración ecológica de áreas afectadas por el fuego y/o invadidas por el retama espinoso (*Ulex europaeus* L.) en los cerros de Bogotá D.C. *Perez Arbelaezia*, 13, 55–71.
- Barrera-Cataño, J. L. (2011). *Restauración ecológica de bosques altoandinos sometidos a presión antrópica: de lo teórico a lo posible* [Tesis Doctoral]. Universidad Autónoma de Barcelona.
- Beltran-G, H. E., & Barrera-Cataño, J. I. (2014). Caracterización de invasiones de *Ulex europaeus* L. de diferentes edades como herramienta para la restauración ecológica de bosques altoandinos, Colombia. *Biota Colombiana*, 15(2).
- Beltrán-G, H. E., & Barrera-Cataño, J. I. (2014). Characterization of *Ulex europaeus* L. invasions of different ages, as a tool for ecological restoration of Andean forests, Colombia. *Biota Colombiana*, 15(2), 3–26.
- Capdevila-Argüelles, L., Zilletti, B., & Suárez Álvarez, V. Á. (2013). Causas de la pérdida de biodiversidad: Especies Exóticas Invasoras. *Memorias R. Soc. Esp. Hist. Nat*, 10(2), 55–75.
- Carbonell Hernández, A. D. José. (2016). *Rasgos Fisiológicos y Biológicos que Definen el Nicho Ecológico en Corixidae (Hemiptera): Respuestas al Cambio Climático e*

Invasiones Biológicas [Tesis para obtener el grado de PhD]. UNIVERSIDAD DE MURCIA .

Cárdenas-Toro, J., Baptiste E, M. P., Ramírez, W., & Aguilar-Garavito, M. (2015).

Herramienta para la gestión de áreas afectadas por invasiones biológicas en Colombia.

(Vol. 1). Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.

Carreño Montoya, O., Cabrera Durán, E., Bado Navarro, B., & Codina, G. (2016).

Alternativas tecnológicas para enfrentar la invasión del pez león (*Pterois volitans*,

Linnaeus 1758) en el caribe colombiano. *Revista Ciencias Agropecuarias*, 2, 28–24.

Castro-Díez, P., Godoy, O., Alonso, A., Gallardo, A., & Saldaña, A. (2014). What explains

variation in the impacts of exotic plant invasions on the nitrogen cycle? A meta-analysis.

Ecology Letters, 17(1), 1–12. <https://doi.org/10.1111/ele.12197>

Castro-Díez, P., Valladares, F., & Alonso, A. (2004). La creciente amenaza de las invasiones biológicas. *Ecosistemas*, 13(3), 61–68.

<http://www.revistaecosistemas.net/articulo.asp?Id=32>

Chacón, E., & Saborio-R, G. (2006). Análisis taxonómico de las especies de plantas

introducidas en Costa Rica. *Lankesteriana International Journal on Orchidology*, 6(3),

139–147. www.inbio.ac.cr/

Chacón Madrigal, E. (2009). Las plantas invasoras en Costa rica: ¿cuáles acciones debemos

realizar? *Revista Biocenosis*, 22(2), 31–40. <http://invasoras.ace->

Crego, R. D., Ward, Nora., Jiménez, J. E., Massardo, F., & Rozzi, R. (2018). Los ojos del

árbol: percibiendo, registrando, comprendiendo y contrarrestando las invasiones

biológicas en tiempos de rápida homogeneización biocultural. *MAGALLANIA (Chile)*, 46(1), 137–153.

Darrigran, G., & Damborenea, C. (2006). *Bio-invasión del mejillón dorado en el continente americano* (1a ed). Editorial de la Universidad Nacional de la Plata.

Darrigran, G., Vilches, A., & Legarralde, T. (2008). Desinterés del pasado, decisiones del futuro: educación para prevenir las invasiones biológicas. *Revista de Educación En Biología*, 11(1), 39–52.

De Alba, F., Born-Schmidt, G., Parpal, J., & Koleff, P. (2017). *Principales retos que especies exóticas invasoras enfrenta México ante las: Vol. Primera Edición* (mc editores). Centro de Estudios Sociales y de Opinión Publica.

De Castro, M., Martín-Vide, J., Alonso, S., Abaurrea, C. J., Asín, J., Barriendos, M., Brunet, M., Creus, J., Galán, E., Gaertner, M. A., Gallardo, C., González-Hidalgo, J. C., Guijarro, J. A., Luna, Y., Pozo-Vázquez, A. D., Quereda, J., Rodrigo, F. S., Rodríguez-Puebla, C., Rosell-Melé, A., ... Zurita, E. (2005). El clima de España: Pasado, presente y escenarios de clima para el siglo XXI. *Impactos Del Cambio Climático En España* .

Eljall, A., Dieguez, H., Menvielle, M. F., & Hodara, K. (2019). Distribución y patrones espaciales del impacto de un ingeniero de los ecosistemas exótico e invasor, Castor canadensis, en Tierra del Fuego, Argentina. *Ecología Austral*, 29, 63–71.

Essl, F., Bacher, S., Blackburn, T. M., Booy, O., Brundu, G., Brunel, S., Cardoso, A. C., Eschen, R., Gallardo, B., Galil, B., García-Berthou, E., Genovesi, P., Groom, Q., Harrower, C., Hulme, P. E., Katsanevakis, S., Kenis, M., Kühn, I., Kumschick, S., ...

- Jeschke, J. M. (2015). Crossing Frontiers in Tackling Pathways of Biological Invasions. *BioScience*, 65(8), 769–782. <https://doi.org/10.1093/biosci/biv082>
- Estrada, A., Morales-Castilla, I., Caplat, P., & Early, R. (2016). Usefulness of Species Traits in Predicting Range Shifts. In *Trends in Ecology and Evolution* (Vol. 31, Issue 3, pp. 190–203). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.12.014>
- Fei, S., Phillips, J., & Shouse, M. (2014). Biogeomorphic impacts of invasive species. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 45, 69–87. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-120213-091928>
- Ferrero, M. C., Gurvinh, D. E., Marcora, P. I., & Tecco, P. A. (2023). Distribución de una leñosa exótica invasora en un sistema de montaña ¿ocupan *Cotoneaster franchetii* y la leñosa nativa *Polylepis australis* (Rosaceae) hábitats similares? *Boletín de La Sociedad Biológica de Argentina*, 58(1), 19–36.
- Fuentes, N., Sánchez, P., Pauchard, A., Urrutia, J., Cavieres, L., & Marticorena, A. (2014). Plantas invasoras del centro de Chile, Guía_de_campo. In *Laboratorio de Invasiones Biológicas (LIB): Vol. Primera edición*. www.lib.udec.cl
- Gallardo, B., Aldridge, D. C., González-Moreno, P., Pergl, J., Pizarro, M., Pyšek, P., Thuiller, W., Yesson, C., & Vilà, M. (2017). Protected areas offer refuge from invasive species spreading under climate change. *WILEY Global Change Biology*, 23(12), 1–13. <https://doi.org/10.1111/gcb.13798>
- Gallardo, B., & Capdevila, L. (2018). Cambio Climático y Especies Exóticas Invasoras en la Red de Parques Nacionales: diagnóstico, adaptación y gobernanza. *BioCambio*.

- García-Díaz, P., Montti, L., Powell, P. A., Phimister, E., Pizarro, J. C., Fasola, L., Langdon, B., Pauchard, A., Raffo, E., Bastías, J., Damasceno, G., Fidelis, A., Huerta, M. F., Linardaki, E., Moyano, J., Núñez, M. A., Ortiz, M. I., Rodríguez-Jorquera, I., Roesler, I., ... Lambin, X. (2022). Identifying Priorities, Targets, and Actions for the Long-term Social and Ecological Management of Invasive Non-Native Species. *Environmental Management*, 69(1), 140–153. <https://doi.org/10.1007/s00267-021-01541-3>
- García-Rodríguez, Alain., Chevalier Monteagudo, P. P., Cabrera Sansón, E., Caballero Aragón, H., & Hernández López, J. L. (2015). Densidad y biomasa de Pterois volitans/miles (Teleostei: Scorpaenidae) en arrecifes del litoral oeste de La Habana, Cuba. *REVISTA INVESTIGACIONES MARINAS*, 35(1), 21–36.
<http://hdl.handle.net/1834/7969>
- Garcillán, P. P., & Rebman, J. P. (2016). Nota sobre los primeros registros históricos de dos plantas invasoras en la península de baja california: crónica del misionero jesuita miguel del barco. *Acta Botánica Mexicana*, 155, 43–49.
- González-Moreno, P., Delgado, J. D., & Vilà, M. (2015). An overview of biological invasions at the landscape scale. *Ecosistemas*, 24(1), 84–92.
<https://doi.org/10.7818/ECOS.2015.24-1.13>
- Gutiérrez Bonilla, F. de Paula. (2006). *Estado de conocimiento de especies invasoras : propuesta de lineamientos para el control de los impactos* (1st ed., Vol. 1). Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.

- Gutiérrez, F. de Paula., Lasso, C. A., Baptiste, M. Piedad., Sánchez-Duarte, P., & Díaz, A. M. (2012). *VI. Catálogo de la biodiversidad acuática exótica y trasplantada en Colombia: moluscos, crustáceos, peces, anfibios, reptiles y aves*. Serie Editorial Recursos Hidrobiológicos y Pesqueros Continentales de Colombia.
<https://www.researchgate.net/publication/327183452>
- Heredia Sgallaris, D. R. A. (2021). *Evaluación del riesgo ecológico por el establecimiento potencial de las especies exóticas invasoras más dañinas del mundo en el sistema nacional de áreas silvestres protegidas del estado* [Memoria para optar al título profesional de Geógrafo]. Universidad de Chile.
- Herrera, I., Hernández-Rosas, J. I., Suárez, C. F., Cornejo, X., Amaya, A., Goncalves, E., & Ayala, C. (2017). Reporte y distribución potencial de una palma exótica ornamental (*Roystonea oleracea*) en Ecuador. *Rodriguesia*, *68*(2), 759–769.
<https://doi.org/10.1590/2175-7860201768226>
- Hierro, J. L., Maron, J. L., & Callaway, R. M. (2005). ESSAY REVIEW A biogeographical approach to plant invasions: the importance of studying exotics in their introduced and native range. *Journal of Ecology*, *93*, 5–15. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2004.00953.x>
- Hill, R. L., Gourlay, A. H., & Barker, R. J. (2001). Survival of *Ulex europaeus* seeds in the soil at three sites in New Zealand. *New Zealand Journal of Botany*, *39*(2), 235–244.
<https://doi.org/10.1080/0028825X.2001.9512734>

- Iloldi-Rangel, Patricia., & Escalante, Tania. (2008). De los modelos de nicho ecológico a las áreas de distribución geográfica. *Biogeografía*, 3, 7–12.
<https://www.researchgate.net/publication/286336295>
- IUCN. (2000). *Guías para la prevención de pérdidas de diversidad biológica ocasionadas por especies exóticas invasoras*.
- Lacoretz, M. V., Villanova, I., Sanchez, M. I., Verrastro, E., & Cristiano, P. M. (2022). The Argentine Native Plant Nursery Network (REVINA): An ethnobotanical perspective to strengthen ecosystem restoration in Argentina. *Ecologia Austral*, 32(1), 174–185.
<https://doi.org/10.25260/EA.22.32.1.0.1784>
- Lázaro-Lobo, A., & Ervin, G. N. (2019). A global examination on the differential impacts of roadsides on native vs. exotic and weedy plant species. In *Global Ecology and Conservation* (Vol. 17). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00555>
- León M, O. Adriana., & Vargas Ríos, O. (2011). Estrategias para el control, manejo y restauración de áreas invadidas por retamo espinoso (*Ulex europaeus*) en la vereda El Hato, Localidad de Usme, Bogotá D.C. *Memorias Del I Congreso Colombiano de Restauración Ecológica*, 474–490.
- Lonsdale, W. M. (1999). Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. *Ecology*, 80(5), 1522–1536.
- Lorenzo, P., & Rodríguez-Echeverría, S. (2015). Soil changes mediated by invasive Australian acacias. *Ecosistemas*, 24(1), 59–66. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2015.24-1.10>

- Mack, R. N., Simberloff, D., Lonsdale, W. M., Evans, H., Clout, M., & Bazzaz, F. A. (2000). Issues in Ecology BIOTIC INVASIONS: CAUSES, EPIDEMIOLOGY, GLOBAL CONSEQUENCES, AND CONTROL. *Ecological Applications*, *10*(3), 689–710.
- Mateo, R. G., Felicísimo, Á. M., & Muñoz, J. (2011). Modelos de distribución de especies: Una revisión sintética. *Revista Chilena de Historia Natural*, *84*, 217–240.
- McGeoch, M. A., Genovesi, P., Bellingham, P. J., Costello, M. J., McGrannachan, C., & Sheppard, A. (2016). Prioritizing species, pathways, and sites to achieve conservation targets for biological invasion. *Biological Invasions*, *18*(2), 299–314.
<https://doi.org/10.1007/s10530-015-1013-1>
- McNeely, J. A., Mooney, H. A., Neville, L. E., Schei, P. J., Waage, J. K., Global Invasive Species Programme., International Council of Scientific Unions. Scientific Committee on Problems of the Environment., & International Union for Conservation of Nature and Natural Resources. (2001). *Global strategy on invasive alien species* (Vol. 1). UICN Gland (Suiza) y Cambridge (Reino Unido), en colaboración con el Programa Mundial sobre Especies Invasoras (GISP).
- Milquez-Sanabria, H. A. (2017). Producción y caracterización de carbón activado a Partir de retamo espinoso (*Ulex europaeus*). *UNAD*, *11*(2), 89–97.
- Minor, E. S., Tessel, S. M., Engelhardt, K. A. M., & Lookingbill, T. R. (2009, July). The role of landscape connectivity in assembling exotic plant communities: a network analysis. *Ecology*, *90*(7), 1802–1809.

- MMA. (2020). *Sexto Informe Nacional de Biodiversidad de Chile. Elaborado en el marco del Convenio sobre la Diversidad Biológica Ministerio del Medio Ambiente de Chile.*
- Morales, C. O. (2020). Origen, historia natural y usos de las plantas introducidas en Costa Rica. *UNED Research Journal*, 12(2). <https://doi.org/10.22458/urj.v12i2.3098>
- Mosso-Mancilla, Enrique., Lezama-Sánchez, Fernanda., Castillo-Gutiérrez, Antonio., Flores-Tolentino, Mayra., Tovar-Sánchez, Efraín., & Ramírez-Rodríguez, J. R. (2021). Primer registro de *Ulex europaeus* (Fabaceae, Faboideae) en México. *Acta Botánica Mexicana*, 128, 1–17. <https://doi.org/10.21829/abm128.2021.1924>
- Mota-Vargas, C., Encarnación-Luévano, A., Ortega-Andrade, H. M., Prieto-Torres, D. A., Peña-Peniche, A., & Rojas-Soto, O. (2019). Una breve introducción a los modelos de nicho ecológico. In *La biodiversidad en un mundo cambiante: Fundamentos teóricos y metodológicos para su estudio.: Vol. ed* (pp. 39–63). Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo/Libermex. <https://www.researchgate.net/publication/339181920>
- Muñoz, E. (2009). El espinillo (*Ulex europaeus* L. 1753) un invasor biológico en el sur de Chile: estado de su conocimiento y alternativas de control. *Gestión Ambiental*, 17, 23–44.
- Naciones Unidas. (1992). *Convenio sobre la Diversidad Biológica.*
<https://www.cbd.int/doc/legal/cbd-es.pdf>
- Nascimento, M. T., de Araújo, R. M., Dan, M. L., Fagundes Netto, E. B., & Alvarenga Braga, J. M. (2013). The Imperial Palm (*Roystonea oleracea* (Jacq.) O.F. Cook) as an invasive species of a wetland in Brazilian Atlantic forest. *Wetlands Ecology and Management*, 21(5), 367–371. <https://doi.org/10.1007/s11273-013-9306-6>

- Noriega, J. A., Moreno, J., & Samuel Otavo. (2011). Quince años del arribo del escarabajo coprófago *Digitonthophagus gazella* (Fabricius, 1787) (Coleoptera: Scarabaeidae) a Colombia: proceso de invasión y posibles efectos de su establecimiento. *Biota Colombiana*, 12(2), 35–44.
- Ojasti, J. (2001). *Estudio sobre el estado actual de las especies exóticas*. Biblioteca Digital Andina.
- Osorno Acosta, V. (2014). Revisión sobre los impactos generados por la competencia entre plantas nativas e introducidas como base para el control de *Ulex europaeus* en la Ciudad de Bogotá D.C. *Revista de Tecnología*, 13(1), 108–113.
- Pauchard, A., Quiroz, C., García, R., Anderson, C. B., & Kalin Arroyo, M. T. (2011). Invasiones biológicas en América Latina y el Caribe: tendencias en investigación para la conservación. *Conservación Biológica: Perspectivas Desde América Latina*, 79–94.
- Pino, J., Font, X., Carbó, J., Jové, M., & Pallarès, L. (2005). Large-scale correlates of alien plant invasion in Catalonia (NE of Spain). *Biological Conservation*, 122(2), 339–350. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.08.006>
- Pysek, P., & Richardson, D. M. (2007). Traits Associated with Invasiveness in Alien Plants: Where Do we Stand? In *Biological Invasions: Vol. ed* (pp. 97–125). Ecological Studies.
- Quiroz, C. L., Pauchard, A., Marticorena, A., & Cavieres, L. A. (2009). *Manual de Plantas Invasoras del Centro-Sur de Chile*. Laboratorio de Invasiones Biológicas (LIB) de la Facultad de Ciencias Forestales de la universidad de Concepción y el Instituto de Ecología y Biodiversidad. www.lib.udec.cl

- Richardson, D. M., & Pyšek, P. (2013). Plant Invasions. In *Encyclopedia of Biodiversity: Second Edition* (Vol. 6, pp. 90–102). Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-384719-5.00319-1>
- Rios Camacho, D. L. (2022). *Formulación de protocolo de control y seguimiento del retamo espinoso (Ulex europaeus l.) para el municipio de Duitama, Boyacá*. [Trabajo de grado modalidad práctica con proyección empresarial para optar al título de Ingeniero Ambiental]. UNIVERSIDAD PEDAGÓGICA Y TECNOLÓGICA DE COLOMBIA U.P.T.C.
- Rivera, A. (2015). *EFECTO DE LAS ELIMINACIONES SUCESIVAS DE LA VEGETACIÓN EN PIE SOBRE EL RECLUTAMIENTO DE Ulex europaeus, EN MATORRALES DE DIFERENTES EDADES EN BOGOTA D.C. COLOMBIA* [Trabajo de Grado presentado como requisito parcial para optar al título de MAGÍSTER EN CIENCIAS BIOLÓGICAS]. Universidad Javeriana.
- Rojas-Sandoval, J. (2022). Ulex europaeus (gorse). *CABI Compendium, CABI Compendium*. <https://doi.org/10.1079/cabicompendium.55561>
- Román-Muñoz, A., Martín-Toboada, A., De la Rosa, J., Carmona, R., Zanolla, M., & Altamirano, M. (2019). La modelación de la distribución de especies como herramienta en la gestión de invasiones biológicas en el medio marino: el caso de Rugulopteryx okamurae (Dictyotaceae, Ochrophyta) en el Mediterráneo. *ALGAS, Boletín de La Sociedad Española de Ficología*, 55, 37–40. <https://www.researchgate.net/publication/341426372>

Rueda García, A. M., Camelo, A., Correa-Ayram, C. A., Garzón Medina, C. A., Noguera Urbano, E. A., Castellanos, J. P., Herrera, J., Nova León, L. J., García Loaiza, L. M., Jiménez-Segura, L. F., Rojas Rueda, M. T., Escobar Lizarazo, M. D., Baptiste Espinosa, M. P., Muñoz Cassolis, N., Pulido Santacruz, P., & Castro Blanco, P. (2021). *El pez basa, panga o pangasius, Pangasianodon hypophthalmus (Sauvage, 1878) (Siluriformes: Pangasiidae) en Colombia* (M. P. Baptiste Espinosa, J. M. Ochoa Quintero, C. A. Lasso Alcalá, & C. Gomez García-Reyes, Eds.).

<https://doi.org/10.21068/D2021P.hypophthalmus>

Sandoval Pulgarín, L. M. (2020). *Patrones y procesos de invasión de plantas en los alrededores del Macizo de Iguaque (Boyacá, Colombia)* [Tesis de investigación presentada como requisito parcial para optar al título de Magister en Ciencias Biológicas]. Universidad Nacional de Colombia.

Sanguino Fernández, J. Andrea. (2018). Identificación de impactos generados por el retamo espinoso en la vereda santa rosa localidad ciudad Bolívar. *Boletín Semillas Ambientales*, 12(1), 160–164.

Schofield, P. J. (2009). Geographic extent and chronology of the invasion of non-native lionfish (*Pterois volitans* [Linnaeus 1758] and *P. miles* [Bennett 1828]) in the Western North Atlantic and Caribbean Sea. *Aquatic Invasions*, 4(3), 473–479.

<https://doi.org/10.3391/ai.2009.4.3.5>

Silva, L., Land, E. O., Rodríguez Luengo, J. L., & Daehler, C. (1997). Las invasiones biológicas. *Flora y Fauna Terrestre Invasora En La Macaronesia*, 83–104.

- Simberloff, D. (2003). Society for Conservation Biology How Much Information on Population Biology Is Needed to Manage Introduced Species? In *Biology* (Vol. 17, Issue 1).
- Svenning, J.-C. (2002). Non-Native Ornamental Palms Invade a Secondary Tropical Forest in Panama. *Bentikia Nicobarica Palms Svenning: Invasive Palms in Panama*, 46(2).
- Valois-Cuesta, H., Martínez-Ruiz, C., & Quinto-Mosquera, H. (2022). Revegetación natural de áreas afectadas por minería de oro en la selva pluvial tropical del Chocó, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 70(1), 742–767.
<https://doi.org/10.15517/rev.biol.trop..v70i1.50653>
- Vargas Ríos, O. (2003). Ecología de las especies invasoras. *PEREZ - ABELAEZIA*, 14, 119–148. <https://www.researchgate.net/publication/260437576>
- Vergara, G., & Valenzuela, J. (2015). Presence of American mink (*Neovison vison*, Schreber 1777) in Chiloé, Chile: Beginning of a biological invasion? *Ecosistemas*, 24(1), 29–31.
<https://doi.org/10.7818/ECOS.2015.24-1.05>
- Vilà, M. V. P., Valladares, F., Traveset, A., Santamaría, L., & Castro, P. (2008). *Invasiones biológicas* (COLECCIÓN DIVULGACIÓN, Vol. 1). CSIC.
- Vilà Planella, M. (2021). *Homogenización biótica de la Tierra por invasiones biológicas*.
- Vilches, A., Arcaria, N., & Darrigan, G. (2010). Introducción a las Invasiones Biológicas. *Boletín Biologica*, 17, 14–19.

- Vossler, F. G., & Delucchi, G. (2022). *Leucaena leucocephala* (Fabaceae), especie invasora en la Argentina. *Boletín de La Sociedad Biológica de Argentina*, 57(4), 785–800.
- Watson, J. E. M., Dudley, N., Segan, D. B., & Hockings, M. (2014). The performance and potential of protected areas. *Nature*, 515(7525), 67–73.
<https://doi.org/10.1038/nature13947>
- Yansen, M. V., & Biganzoli, F. (2022). Exotic tree species in Argentina: characterization and identification of current and potentially problematic species. *Darwiniana*, 10(1), 80–97.
<https://doi.org/10.14522/darwiniana.2022.101.1001>
- Zaninovich, S. C., Herrera, Lorena., Carro, N. G., González Zugasti, E. A., & Montti, L. (2023). Bases para el manejo adaptativo de la leñosa invasora *Acacia melanoxylon* (Fabaceae) en la Reserva Natural Privada Paititi, sierras del Sistema de Tandilia, Argentina. *Boletín De La Sociedad Argentina De Botánica*, 58(1), 37–55.
- Zwölfer, H. (1962). *Ulex europaeus project - European investigations for New Zealand*, . Report No. 1. Delemont, Switzerland: Commonwealth Institute of Biological Control (CABI).