INSTITUTO TECNOLÓGICO DE COSTA RICA

ESCUELA DE INGENIERÍA FORESTAL

ESPECIES ORNAMENTALES INVASORAS Y SU POTENCIAL IMPACTO EN EL ECOSISTEMA DEL REFUGIO DE AVES DR. ALEXANDER SKUTCH LOS CUSINGOS

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

MARÍA PAULA ROJAS DOZA

CARTAGO, COSTA RICA, 2024

INSTITUTO TECNOLÓGICO DE COSTA RICA

ESCUELA DE INGENIERÍA FORESTAL

ESPECIES ORNAMENTALES INVASORAS Y SU POTENCIAL IMPACTO EN EL ECOSISTEMA DEL REFUGIO DE AVES DR. ALEXANDER SKUTCH LOS CUSINGOS

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

MARÍA PAULA ROJAS DOZA

CARTAGO, COSTA RICA, 2024

ESPECIES ORNAMENTALES INVASORAS Y SU POTENCIAL IMPACTO EN EL ECOSISTEMA DEL REFUGIO DE AVES DR. ALEXANDER SKUTCH LOS CUSINGOS

María Paula Rojas Doza*

RESUMEN

El estudio se realizó en el Refugio de Aves Dr. Alexander Skutch Los Cusingos, con el objetivo de evaluar la presencia de las especies de plantas ornamentales invasoras *Zingiber spectabile* y *Thunbergia erecta* y su potencial impacto para la conservación del ecosistema. La metodología consistió en un muestreo sistemático, estableciendo parcelas en transectos a lo largo del refugio para cuantificar el tamaño poblacional, cobertura y distribución de las especies exóticas invasoras. Se aplicaron análisis estadísticos como el Índice de Valor de Importancia (IVI) y análisis multivariados como el Análisis Multidimensional No-Métrico (NMDS), el Análisis de los Componentes Principales (PCA) y un Análisis de Similitud Porcentual (SIMPER) en el software PAST. Esto para comparar la composición de especies en las parcelas con y sin especies invasoras, así como identificar los impactos ecológicos. Se registró la presencia de *Z. spectabile* y *T. erecta* en nueve de las 52 parcelas muestreadas, mostrando patrones de expansión desde las áreas cercanas al jardín hacia el interior del bosque. *Z. spectabile* mostró una mayor frecuencia y abundancia, mientras que *T. erecta* destacó por su alta dominancia relativa. El análisis de regresión evidenció que el número de individuos influye directamente en el área de cobertura de *Z. spectabile*, mientras que para *T. erecta*,independienteme de su número de individuos logra abarcar coberturas grandes. . El NMDS y PCA indicaron una clara separación entre las parcelas con especies invasoras, mostrando una mayor similitud entre sí y en el caso de las parcelas sin invasoras mostrando mayor diversidad. Por medio del SIMPER se obtuvo que *Z. spectabile* contribuyó en un 10,08 % a la disimilitud entre parcelas, siendo la especie más influyente en las diferencias de composición y *T. erecta* de igual forma con impacto significativo de 5,76%. Los resultados sugieren que ambas especies están en una fase

temprana de invasión, con la capacidad de alterar la dinámica del ecosistema al desplazar especies nativas. Se propone una estrategia de manejo integral que incluye control y manejo de las especies invasoras, capacitación y educación ambiental, así como restauración ecológica mediante la reforestación con especies nativas.

Palabras clave: Especies exóticas invasoras, Refugio, *Zingiber spectabile*, *Thunbergia erecta*.

Esta obra está bajo una licencia de Creative Commons Reconocimiento-NoComercial 4.0 Internacional.

*Rojas Doza, M. 2024. Especies Ornamentales Invasoras y su Potencial Impacto en el Ecosistema del Refugio de Aves Dr. Alexander Skutch Los Cusingos. Tesis de Licenciatura. Escuela de Ingeniería Forestal, Instituto Tecnológico, Cartago, Costa Rica.

ABSTRACT

The study was conducted at the Dr. Alexander Skutch Bird Refuge "Los Cusingos," with the aim of assessing the presence of invasive ornamental plant species (*Zingiber spectabile* and *Thunbergia erecta*) and their potential impact on ecosystem conservation. The methodology consisted of systematic sampling, establishing plots along transects throughout the refuge to quantify population size, coverage, and distribution of the invasive exotic species. Statistical analyses such as the Importance Value Index (IVI), and multivariate analyses including Non-Metric Multidimensional Scaling (NMDS), Principal Component Analysis (PCA), and a Similarity Percentage Analysis (SIMPER) in PAST software were applied to compare species composition between plots with and without invasive species and to identify ecological impacts. The presence of these species was identified in nine of the 52 sampled plots, showing patterns of expansion from areas near the garden towards the forest interior. *Zingiber spectabile* exhibited higher frequency and abundance, while *Thunbergia erecta* stood out for its high relative dominance. Regression analysis showed that the number of individuals directly influences the coverage area of *Zingiber spectabile*, while for *Thunbergia erecta*, its presence is the key factor driving its expansion. NMDS and PCA indicated a clear separation between plots with invasive species, showing greater similarity among them, while non-invaded plots exhibited higher diversity. SIMPER analysis revealed that *Zingiber spectabile* contributed 10.08% to the dissimilarity between plots, making it the most influential species in compositional differences, while *Thunbergia erecta* also had a significant impact of 5.76%. The results suggest that both species are in an early stage of invasion, with the potential to alter ecosystem dynamics by displacing native species. An integrated management strategy is proposed, including control and management of invasive species, environmental education and training, and ecological restoration through the reforestation of native species.

Keywords: Invasive exotic species, Refuge, *Zingiber spectabile*, *Thunbergia erecta*.

CONSTANCIA DE DEFENSA PÚBLICA DE PROYECTO DE GRADUACIÓN

Trabajo Final de Graduación defendido públicamente ante el Tribunal Evaluador integrado por Dr. Luis Guillermo Acosta Vargas, Dra. Nancy Gamboa Badilla y Lic. José Araya Orozco 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.

LUIS GUILLERMO ACOSTA VARGAS (FIRMA)

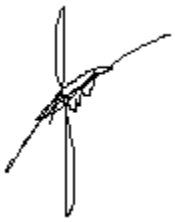
Firmado digitalmente por LUIS GUILLERMO ACOSTA VARGAS (FIRMA)
Fecha: 2024.11.25 16:19:47 -06'00'

Luis Guillermo Acosta Vargas Ph.D.
Director del trabajo final de graduación

TEC | Tecnológico de Costa Rica

Firmado digitalmente por NANCY MAGALLY GAMBOA BADILLA (FIRMA)
Fecha: 2024.11.26 16:05:37 -06'00'

Nancy Gamboa Badilla Ph.D.
Profesora lectora



José Araya Orozco Lic.
Lector, Refugio Los Cusingos

TEC | Tecnológico de Costa Rica

Firmado digitalmente por DORIAN MAURICIO CARVAJAL VANEGAS (FIRMA)
Fecha: 2024.11.25 12:11:41 -06'00'

Dorian Carvajal Vanegas M.Sc
Coordinador Trabajos Finales de Graduación

María Paula Rojas Doza
Estudiante

DEDICATORIA

Dedico este trabajo a mi familia, quienes han estado a mí lado en esta etapa de mi vida.

En memoria a mi abuelita Carmen por todo su apoyo y amor incondicional.

AGRADECIMIENTOS

A mis papás Liliana Doza y Jorge Rojas, a mi hermana Sofía y hermano Santiago, quienes han sido un gran apoyo y motivación a lo largo de mi vida, a mis abuelitas Carmen y Aida, por todo su amor y compañía. A mis tías, por siempre estar a mi lado.

A Luis y Analy, quienes han hecho de estos años una mejor experiencia, y me han dado una amistad incondicional, a mis amigos y amigas de carrera, que han estado a lo largo de esta etapa y por todos los momentos compartidos.

A mi profesor y tutor de tesis Luis Acosta, quien ha sido de gran apoyo en los años de carrera, y en especial en el tiempo de este trabajo, por su confianza, guía y amistad.

A Nancy Gamboa y José Araya, por su interés, guía y apoyo en el trabajo.

ÍNDICE

RESUMEN iii
ABSTRACT v
CONSTANCIA DE DEFENSA PÚBLICA DE PROYECTO DE GRADUACIÓN vi
DEDICATORIA viii
AGRADECIMIENTOS ix
ÍNDICE x
ÍNDICE DE CUADROS xii
ÍNDICE DE FIGURAS xii
INTRODUCCIÓN 1
OBJETIVOS 3
Objetivo General 3
Objetivos específicos 3
HIPÓTESIS 3
REVISIÓN DE LITERATURA 4
1. Conceptos 4
2. Especies ornamentales 5
3. Invasiones biológicas 6
4. Invasiones biológicas en áreas protegidas 7
5. Etapas de invasión biológica 8
6. Impactos ecológicos de invasiones biológicas 10
7. Invasiones de especies de flora en América y Costa Rica 11
8. Determinación de la presencia de especies invasoras 12
9. Medidas para el manejo de invasiones biológicas 13
METODOLOGÍA 14
Área de estudio 14
Tamaños poblacionales de las especies exóticas invasoras (EEI) 15
Impactos ecológicos 17
Estrategias de manejo 19

RESULTADOS 20
Tamaños poblacionales de las posibles especies exóticas invasoras (EEI) 20
Impactos ecológicos 21
Estrategias de manejo 30
DISCUSIÓN 32
Tamaños poblacionales de las especies exóticas invasoras (EEI) 32
Impactos ecológicos 34
Estrategias de manejo 36
CONCLUSIONES 39
RECOMENDACIONES 40
REFERENCIAS 42

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Parcelas con presencia de EEI, alturas promedio, tallos, abundancia relativa, área cobertura, frecuencia relativa, dominancia relativa modifica e Índice de Valor de Importancia (IVI). 20
Cuadro 2. Índice de Valor de Importancia, abundancia relativa, frecuencia relativa y dominancia relativa modificada de las EEI. 20
Cuadro 3. Altura, número total de tallos e individuos, área de cobertura (Ac), hábitat de ocupación (Ho) y distancia al borde de la especie *Zingiber spectabile*. 21
Cuadro 4. Altura, número total de tallos e individuos, área de cobertura (Ac), hábitat de ocupación (Ho) y distancia al borde de la especie Thunbergia erecta. 22
Cuadro 5. Análisis de regresión de *Zingiber spectabile* 23
Cuadro 6. Análisis de regresión *Thunbergia erecta* 24
Cuadro 7. Contribución de especies a la disimilitud entre parcelas (SIMPER). 29

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Ubicación geográfica del Refugio “Los Cusingos” 14
Figura 2. Red hídrica del Refugio “Los Cusingos” 15
Figura 3. Distribución de los transectos y las parcelas circulares de muestreo en la zona de estudio. 16
Figura 4. Distribución de las parcelas en los transectos muestreados y ubicación de las EEI en el Refugio de Aves Dr. Alexander Skutch Los Cusingos. 25
Figura 5. Análisis Multidimensional No-Métrico (NMDS), con índice de Jaccard. 26
Figura 6. Análisis de los componentes principales. 27

INTRODUCCIÓN

El Refugio de Aves Dr. Alexander Skutch Los Cusingos, se encuentra ubicado en Quizarrá de Pérez Zeledón, en las faldas de la vertiente pacífica de la cordillera de Talamanca. A una altura de 800 msnm, tiene una extensión de 78 ha y en su totalidad se encuentra en la zona de vida bosque muy húmedo Premontano (bmh-P) (Hernández, 2010). El Refugio de Aves conocido como “Los Cusingos”, antes de ser propiedad del Centro Científico Tropical (CCT), era el hogar del naturalista Dr. Alexander Skutch, quien vivió ahí más de 60 años. Hasta que, en 1993 decidió donar la propiedad al CCT (Montoya, 2017).

El Dr. Skutch nació el 20 de mayo de 1904 en Baltimore, Maryland, EE.UU. y pocos días antes de cumplir 100 años, el 13 de mayo de 2004 murió en su finca Los Cusingos. Don Alexander a lo largo de su vida fue sumando y dando origen a libros y artículos que alcanzan desde temas de botánica y ornitología, hasta temas de ética y filosofía. Sin embargo, se considera que su mayor aporte a la ciencia ha sido el estudio de los hábitos de vida de aproximadamente 300 aves del trópico. Por el año de 1941, el Dr. Skutch se estableció de manera permanente en Quizarrá de Pérez Zeledón, adquiriendo una finca contigua al río Peñas Blancas, la cual llamó "Los Cusingos", en honor al nombre del tucancillo piquianaranjado (*Pteroglossus frantzii*). Esta propiedad comprendía áreas de bosque primario, secundario y terrenos desmontados que le permitían realizar cultivos en una escala reducida (G Riedl et al., 2010). Hoy en día, el Refugio de Aves Dr. Alexander Skutch “Los Cusingos” es gestionado como un área silvestre protegida de carácter privado, administrado por el CCT y bajo la categoría de refugio de vida silvestre. En él se implementaron cuatro programas de manejo en el marco del Corredor Biológico Alexander Skutch (COBAS), los cuales son administración, mantenimiento, investigación y educación ambiental (Soto et al., 2017).

Entre los atractivos del refugio se encuentra la residencia del Dr. Skutch, donde vivió durante más de seis décadas y la riqueza natural del refugio, en parte gracias a su estratégica ubicación influenciada por la proximidad al Parque Nacional Chirripó y al

Parque Internacional La Amistad (Montoya, 2017). Así mismo, hace más de 40 años el refugio cuenta con un jardín botánico en el cual se encuentran especies introducidas, en su mayoría ornamentales (J. Araya, comunicación personal, 20 de febrero de 2024). En Costa Rica y demás países de América Latina, el uso ornamental de plantas introducidas es el más común, motivo por el cual muchas especies han logrado establecerse más allá del punto de introducción y consecuentemente algunas han llegado a naturalizarse y causar efectos negativos en los ecosistemas naturales, la economía, la salud humana, entre otros (Chacón & Saborío, 2006; CDB, 2009; Kleunen et al., 2018; Clements et al., 2021). De igual forma, diversos estudios demuestran que las especies introducidas por por motivos ornamentales llegan a pasar por distintas barreras biológicas hasta convertirse en especies invasoras, las cuales llegan a desplazar especies nativas de flora y fauna por competencia directa, modificación del hábitat y alteración de las condiciones biofísicas (March & Martínez, 2007; Bayón, 2021). Dicha introducción de especies, la cual conllevan efectos negativos a futuro, es un punto importante de enfoque debido a que “las especies exóticas invasoras son la segunda causa de amenaza y extinción de especies, precedida tan sólo por la pérdida de hábitat” (UICN, 2004).

Debido a esta problemática, se resalta la introducción de especies ornamentales que se dio en el Refugio de Aves Dr. Alexander Skucth Los Cusingos, ya que, si bien no existen estudios previos acerca de invasiones en la zona, se han puesto en el foco de atención especies como *Zingiber spectabile* y *Thumbergia erecta*, debido a que ambas son especies exóticas y en el caso de la especie conocida como “maracas” ha llegado a catalogarse como naturalizada y problemática. Asimismo, especies del género *Thunbergia* han llegado a ser catalogadas como invasoras en otros países (Morales, 2020). Según J. Araya (comunicación personal, 20 de febrero de 2024), dichas especies han llegado a desplazarse fuera de su lugar de introducción, lo que genera la preocupación y necesidad de determinar la presencia de estas especies invasoras en el refugio y el posible impacto biológico en el ecosistema de “Los Cusingos”.

OBJETIVOS

Objetivo General

Evaluar la presencia de especies de plantas ornamentales invasoras y su potencial impacto, para la conservación del ecosistema del Refugio de Aves Dr. Alexander Skutch Los Cusingos.

Objetivos específicos

1. Determinar los tamaños poblacionales de las especies invasoras del Refugio de Aves Dr. Alexander Skutch Los Cusingos.

2. Identificar los posibles impactos ecológicos de las especies invasoras identificadas en el Refugio de Aves Dr. Alexander Skutch Los Cusingos.

3. Proponer acciones de conservación y manejo para el control de las especies exóticas invasoras del Refugio de Aves Dr. Alexander Skutch Los Cusingos.

HIPÓTESIS

Diversos estudios demuestran que la principal vía de introducción intencional de especies de plantas es la ornamental. Las especies introducidas por esta vía llegan a pasar por distintas barreras biológicas hasta convertirse en especies invasoras, las cuales llegan a desplazar especies nativas de flora y fauna por competencia directa, modificación del hábitat y alteración de las condiciones biofísicas (March & Martínez, 2007; Bayón, 2021).

Con base en lo anterior, se espera encontrar que distintas especies introducidas como ornamentales en el jardín del Refugio de Aves Dr. Alexander Skutch Los Cusingos, han aumentado su tamaño poblacional más allá del punto de introducción, con la posibilidad de convertirse en invasoras y generar impactos negativos en el ecosistema natural del refugio.

REVISIÓN DE LITERATURA

1. Conceptos

Para comprender adecuadamente las invasiones biológicas, es esencial tener en cuenta las diferencias entre los conceptos de especies nativas y exóticas, así como la introducción intencional y no intencional de estas especies. En muchos casos, la distinción entre qué especies se consideran nativas o introducidas no es totalmente clara, especialmente en lo que respecta a la flora. Por lo tanto, es importante abordar esta complejidad para una comprensión precisa de las invasiones biológicas (Silva et al., 1997).

La UICN (2000), define una especie nativa toda aquella “especie, subespecie o taxón inferior, que ocurre dentro de su área natural y de dispersión potencial” (p.4), y puede ocupar su área natural sin la directa o indirecta intervención humana. Por otro lado, define las especies exóticas como “especie, subespecie o taxón inferior que ocurre fuera de su área natural y de dispersión potencial e incluye cualquier parte, gameto o propágulo de dicha especie que puede sobrevivir y reproducirse”. Además, las especies exóticas generalmente han llegado a lugares fuera de su área natural y han superado las barreras naturales por la introducción intencional o no intencional del ser humano (Silva et al., 1997).

En el estudio de invasiones biológicas, es fundamental comprender y diferenciar los conceptos de maleza, colonizador y especie invasora. Estos términos son utilizados para describir diferentes tipos de organismos que pueden tener un impacto significativo en la dinámica de los ecosistemas. Como menciona Silva et al. (1997), una maleza es la especie que interfiere de modo negativo en las actividades humanas, pudiendo ser nativa o introducida. Una especie colonizadora es un organismo que se establece en los estadios iniciales de la sucesión ecológica, siendo sustituido en los estadios siguientes y las especies invasoras, se refieren específicamente a aquellas que provienen de regiones distintas a la localidad en cuestión, lo que constituye una definición más centrada en aspectos geográficos.

Ahora bien, la introducción de especies tiene como denotación “el movimiento, por la intervención humana, de una especie, subespecie o taxón inferior fuera de su área natural” (UICN, 2000). El movimiento puede ocurrir tanto dentro de un país o entre países, donde la especie pueda sobrevivir y reproducirse (Born-Schmidt et al., 2017). La introducción de especies puede ser intencional, cuando es realizada de manera deliberada por los humanos, ya sea de forma autorizada o no autorizada. También puede ser no intencional, surgiendo como resultado del papel que una especie adopta en relación con los humanos o sus sistemas de distribución, utilizándolos como vectores de dispersión fuera de su área natural (UICN, 2000; McNeely, 2001).

2. Especies ornamentales

La introducción de especies no nativas ha propiciado su adaptación y establecimiento más allá del punto de introducción, lo cual ha llegado a ser una problemática en diferentes ecosistemas debido al reconocimiento de estas especies como invasoras (Clements et al., 2021). En este contexto, se resalta la introducción de plantas ornamentales, ya que se han visto favorecidas por el crecimiento de la industria de la jardinería o bien por las políticas de globalización, como es el caso de Costa Rica, donde existen pocas medidas de seguridad establecidas y reguladas por el gobierno en cuanto a la importación de especies. Y el uso más común (aproximadamente el 50%) de las especies introducidas en el país es ornamental (Chacón & Saborío, 2006). De igual forma, la Convención sobre la Diversidad Biológica (2009), indica que un alto porcentaje de plantas invasoras en un principio fueron introducidas como plantas ornamentales, mayoritariamente de manera intencionada en parques y jardines.

La mayoría de las especies exóticas han sido introducidas de manera intencional, principalmente para cultivo como ornamentales en jardines públicos y privados. La industria de la horticultura ornamental sigue desempeñando un papel crucial en la introducción de plantas exóticas. El valor monetario creciente de las especies ornamentales a nivel mundial impulsa esta tendencia. Estas plantas deben desarrollarse adecuadamente en diversos ambientes y climas de jardín, ser de fácil crecimiento y no ser susceptibles a plagas o patógenos. Estas características, junto con su alta frecuencia

en el mercado, aumentan la probabilidad de que se conviertan en especies invasoras. Cabe resaltar, la probabilidad que tiene el cambio climático en favorecer las oportunidades de invasión de las especies ornamentales que han sido previamente introducidas (Kleunen et al., 2018).

3. Invasiones biológicas

En el contexto de la introducción de especies en diferentes ecosistemas, es crucial abordar el fenómeno de las especies exóticas invasoras. Estas especies, al establecerse en ecosistemas o hábitats naturales o seminaturales ajenos a su origen, representan un importante desafío ambiental. Más allá de su mera presencia como especies introducidas, las especies exóticas invasoras se convierten en agentes de cambio que amenazan la diversidad biológica nativa y alteran los procesos ecológicos fundamentales (UICN, 2000). Por consiguiente, cuando los efectos negativos causados por especies exóticas o no nativas en un ecosistema o área se vuelven evidentes, se utiliza el término invasión biológica. Este término se aplica principalmente cuando dichas especies han provocado consecuencias significativas y perjudiciales para el equilibrio natural del entorno afectado (Born-Schmidt et al., 2017). Cabe resaltar que el comportamiento invasivo no está limitado exclusivamente a las especies exóticas, ya que algunas especies nativas pueden adquirir este comportamiento al ser introducidas en regiones ecológicamente diferentes a su área de distribución original. Este proceso, a menudo denominado "traslocación", puede llevar a que especies nativas se comporten de manera invasiva en nuevos entornos. Además, algunas especies nativas pueden volverse invasivas en su hábitat de origen si se altera la dinámica ecológica local (Born-Schmidt et al., 2017).

La Convención sobre la Diversidad Biológica (2009), hace referencia a las características más comunes de las especies exóticas invasoras, de las cuales se destacan la rápida reproducción y crecimiento, alta capacidad de dispersión, capacidad de adaptarse a las nuevas condiciones y la capacidad para sobrevivir en una amplia gama de condiciones ambientales.

Las especies exóticas invasoras (EEI) y los ecosistemas que invaden tienen ciertas características que les permiten ser exitosas, Vila et al., (2013) hace referencia a distintas hipótesis que explican el éxito de las EEI. Una de ellas es la del "nicho vacío," que sugiere que las especies exóticas pueden prosperar en un ecosistema si encuentran un nicho desocupado, utilizando recursos no explotados y desempeñando funciones en la comunidad diferentes a las de las especies nativas. La hipótesis de la "resistencia biótica" propone que las comunidades con baja riqueza de especies son menos resistentes a las invasiones. La hipótesis del "colapso por invasión" menciona que la presencia de otras especies invasoras en el ecosistema facilita la supervivencia de nuevas especies introducidas. Además, la hipótesis de la ausencia de enemigos sostiene que el éxito de algunas especies invasoras se debe a que en los ecosistemas que invaden no existen depredadores, parásitos ni enfermedades que puedan limitar su expansión (Castro et al., 2004; Capdevila et al., 2013).

Además, se destacan ciertas características de las EEI que les permiten monopolizar eficientemente los recursos y desplazar a las especies nativas mediante la exclusión competitiva, como su alta tasa de crecimiento y reproducción. Otras especies muestran una mayor capacidad para adaptarse a nuevas condiciones ambientales o cambiantes, ya sea por una elevada plasticidad fenotípica o por una alta flexibilidad funcional, lo que significa que su fenotipo puede variar en respuesta a las fluctuaciones ambientales. Finalmente, algunas especies tienen una gran facilidad para hibridar con otras, lo que aumenta su variabilidad genética y, en ocasiones, les permite formar poblaciones estables en las áreas de introducción a partir de unos pocos individuos (Castro et al., 2004; Brock, 1998; Capdevila et al., 2013)

4. Invasiones biológicas en áreas protegidas

En áreas protegidas, el número y la abundancia de especies exóticas invasoras suele ser menor en comparación con los paisajes dominados por la actividad humana. No obstante, la presión de uso y la dispersión de estas especies desde los paisajes antrópicos están experimentando un notable aumento. A medida que las áreas protegidas se encuentran cada vez más aisladas dentro de paisajes modificados por la acción humana, la fragmentación del hábitat no solo llega a reducir la extensión total de los hábitats existentes, sino que también introduce nuevos usos de la tierra, como las

actividades agrícolas o ganaderas. Asimismo, la accesibilidad fácil y la proximidad a centros habitados, junto con la presencia de turismo y otras actividades recreativas, son identificadas como posibles fuentes de introducción de especies exóticas invasoras (Pauchard & Jiménez, 2010; Paganelli et al., 2021).

Relacionado a la problemática de la fragmentación de hábitats, estas áreas protegidas llegan a asemejarse a "islas" de ecosistemas menos perturbados inmersas en una matriz de paisaje con mayor alteración. En el contexto de las invasiones biológicas, las áreas protegidas se comportan como islas rodeadas por un entorno altamente invadido y aunque están separadas por esta matriz invadida, existe un intercambio considerable de especies entre el área protegida y su entorno. Por lo que las EEI pueden ingresar a las áreas protegidas a través de diversas vías, como los bordes de las áreas, los caminos de acceso o los lugares de desarrollo dentro de las mismas (Pauchard & Jiménez, 2010; Foxcroft et al., 2017; Shackleton et al., 2020).

5. Etapas de invasión biológica

La invasión biológica no se trata simplemente de un evento localizado, sino más bien de un proceso dinámico que abarca diversas etapas. Estas etapas incluyen el transporte, la introducción, el establecimiento y la dispersión de la especie invasora en un nuevo entorno. Asimismo, la introducción de especies exóticas puede ocurrir de manera no intencional, a través de medios naturales como vientos, corrientes marinas o eventos climáticos extremos, aunque en su mayoría se debe a las actividades humanas de manera intencional (Silva et al., 1997; Born-Schmidt et al., 2017).

El transporte e introducción de especies exóticas a hábitats nuevos por parte del ser humano ocurre cuando estas especies son llevadas fuera de su rango natural de distribución y liberadas en ambientes diferentes (Pulgarín, 2020). Aunque algunas especies pueden ser transportadas naturalmente fuera de su área de origen, el aumento de la movilidad humana y el desarrollo de medios de transporte avanzados han ampliado significativamente la posibilidad de que más especies lleguen a ecosistemas nuevos que son susceptibles a la invasión. Estas especies no autóctonas se originaron al ser recolectadas en su área natural, transportadas a otra región y liberadas en el medio

ambiente. La etapa de transporte implica superar la barrera geográfica entre la región de origen y la nueva ubicación. La Convención sobre la Diversidad Biológica (2009), resalta las actividades humanas que contribuyen a la introducción de especies no nativas como la acuicultura, comercio de plantas ornamentales, agricultura, transporte marítimo y terrestre, así como la participación en mercados formales e informales (CBD, 2009; García, 2019; Sandoval, 2020; Galán, 2021).

Según García (2016), para que alguna especie se encuentre en la etapa del establecimiento, los individuos deben establecer una población que sea autosostenible dentro de su nueva área, la cual sea capaz de adaptarse a diferentes y nuevas condiciones abióticas (propiedades climáticas y fisicoquímicas del hábitat) y bióticas (red de interacciones entre especies que ocurren en el hábitat receptor y la tolerancia fisiológica) del hábitat que esté ocupando (Galán, 2021). Asimismo, la CBD (2009), menciona que el establecimiento de las especies se ve influenciado por la capacidad de reproducción, el rápido crecimiento, su plasticidad fenotípica y el éxito en la competencia con las especies nativas, debido a la falta de algún regulador de la población. Además, Galán (2021), indica que la similitud climática entre la región nativa y la región introducida llega a facilitar la etapa de establecimiento; sin embargo, muchas especies exóticas logran prosperar en entornos con condiciones climáticas significativamente distintas a las de su área de origen. Y una de las formas para evidenciar el éxito del establecimiento de especies, es a través del seguimiento al crecimiento constante de los parches formados por posibles especies invasoras (Sandoval, 2020).

Por último, la dispersión es la capacidad de movilidad que tienen las especies, y en el caso de las invasoras, pueden dispersarse de manera eficiente tanto a largas como a cortas distancias desde fuentes externas. Esto les permite establecerse en nuevos hábitats y expandir su área de distribución geográfica (CBD, 2009). Una vez establecidas, estas especies pueden crecer en abundancia y ampliar su rango geográfico. García (2016) menciona que la dispersión de especies invasoras ocurre "cuando la población no autóctona sufre incrementos poblacionales acelerados que impactan negativamente sobre las especies nativas con las que comparte hábitat" (p.2). Este escenario puede desencadenar cambios en la estructura y el funcionamiento de los

ecosistemas, afectando la biodiversidad y la estabilidad de los mismos (CBD, 2009; García, 2016).

6. Impactos ecológicos de invasiones biológicas

Al conocer el éxito de las especies invasoras en cada etapa mencionada anteriormente, se puede dar un mayor entendimiento de los respectivos impactos que generan las invasiones biológicas. Ya que estas invasiones, protagonizadas por especies exóticas, tienen consecuencias significativas en la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas. En este contexto, es crucial comprender los impactos que las especies invasoras pueden tener en la biodiversidad, las comunidades nativas y el equilibrio ecológico de los ambientes afectados (Silva et al., 1997; Barrientos & Monge, 2010; García, 2016).

Silva et al. (1997), señala que las especies invasoras compiten directamente con las nativas por los recursos escasos y pueden perturbar el funcionamiento normal del ecosistema. Estos impactos pueden observarse en distintos niveles, desde el genético hasta el ecosistémico, afectando tanto a individuos como a poblaciones, comunidades y al ecosistema en su conjunto. Además, UICN (2004), indica que las especies exóticas invasoras son las responsables de poner en peligro al aproximadamente 5,4% de las especies que se encuentran en algún grado de amenaza.

Ahora bien, algunos impactos específicos de las invasiones biológicas son la exclusión de la flora endémica y reducción de la diversidad, también llegan a producir disrupción en la dinámica y estructura de los ecosistemas, debido a la competencia, parasitismo, hibridación, entre otros. De igual forma, las Especies Exóticas Invasoras (EEI) afectan el ciclo de nutrientes y composición de suelos, proporcionan nuevas fuentes de alimento para animales exóticos y pueden ser vectores de plagas y enfermedades de especies nativas silvestres, asimismo, alcanzan a alterar el paisaje natural o bien tradicional con el que el ser humano se encuentra familiarizado (Silva et al., 1997; García, 2016)

Barrientos & Monge (2010), resaltan que las plantas ornamentales tienen un impacto más sobresaliente en el recurso hídrico, ya que requieren de un riego artificial constante

y generalmente ocupan fertilizantes y plaguicidas lo que a su vez suma a la contaminación del agua.

7. Invasiones de especies de flora en América y Costa Rica

Es crucial crear un punto de referencia en América Central para evaluar los efectos negativos de las especies invasoras de plantas, dado que todo el planeta enfrenta una grave afectación por el cambio climático. Aunque gran parte de las consecuencias aún no se conocen completamente, existe la posibilidad de que muchas plantas invasoras sustituyan a especies nativas que han sido desplazadas (Clements et al., 2021).

Clements et al (2021), recopilaron información acerca de distintas especies de plantas no nativas introducidas en diferentes países de América Central, en donde se resaltan especies de palma como *Areca trianda*, *Bentinckia nicabarica*, *Caryoa mitis* y *Pigafetta filaris*, las cuales han sido catalogadas como naturalizadas y problemáticas en Costa Rica y Panamá, donde fueron introducidas como especies ornamentales y posteriormente escapadas de los jardines botánicos a los que fueron introducidos. De igual forma, Clements et al. (2021), menciona que las plantas ornamentales con frecuencia llegan a naturalizarse en la selva tropical y exponen el ejemplo de varias especies exóticas de jengibres como *Zingiber spectabile*, que “son abundantes dentro del bosque o a lo largo del borde del bosque en sitios cercanos a jardines botánicos o estaciones agrícolas experimentales en Costa Rica” (p.218.)

En Colombia también se han presentado distintas especies de uso ornamental que se han vuelto invasoras, como es el caso de *Lantara camara*, la cual ha sido catalogada como una de las 10 malezas más nocivas para la biodiversidad, ya que puede llegar a colonizar grandes extensiones y dominante en los ecosistemas (Sandoval, 2020). Además, se destaca *Thunbergia alata*, especie trepadora nativa de África, que de igual forma ha logrado establecerse con éxito en diferentes países, donde ha tenido éxito en áreas tropicales y subtropicales (Sandoval, 2020).

Se resaltan las especies *Thunbergia erecta* y *Zingiber spectabile*, que fueron introducidas como ornamentales en el Jardín del Refugio de Aves Dr Alexander Skutch Los Cusingos

En el caso de la especie conocida como “maracas” proveniente de Asia, en otra zona del país se ha presentado como naturalizada y problemática y *Thunbergia erecta*,

proveniente de África, a pesar de todavía no haber artículos que hagan mención acerca de posibles problemáticas en Costa Rica, otras especies de su mismo género como *Thunbergia alata*, sí ha sido catalogado como invasora en otros países (Morales, 2020).

8. Determinación de la presencia de especies invasoras

La determinación precisa de especies invasoras es fundamental para lograr comprender y mitigar los efectos negativos, por lo que se han desarrollado distintos métodos para una temprana identificación, evaluación y gestión de posibles especies invasoras. Cabe resaltar que, los métodos son a nivel general, ya que, para identificar y evaluar, va a depender específicamente de la especie con la que se esté trabajando. Para analizar el potencial que tiene una especie en convertirse en invasora, se requiere de una gran integración de información relacionada a su biología, ecología, distribución, antecedentes de la especies y preferencias climáticas; es decir, información que se encuentra comúnmente en los protocolos de evaluación. De igual forma, existen sistemas que generan una mayor precisión para análisis de posibles especies invasoras, como lo es el Sistema de Evaluación de Riesgo Australiano (AWRA), el cual mediante un cuestionario de tres sesiones que abarca la biogeografía, biología reproductiva-ecología y características indeseables de la especie, logra diferenciar las especies con alto, bajo y nulo potencial de invasión (Fuentes et al., 2014).

Para el análisis de riesgo de especies invasoras, también se cuenta con la Herramienta de análisis de riesgo de establecimiento e invasión I3N, la cual también se divide en tres categorías, riesgo de establecimiento – invasión, impacto potencial y dificultad de control-erradicación. Para cada categoría se toma en cuenta información previa de invasión, ajustes climáticos, biología específica y características de la especie, como la propagación vegetativa, producción de semillas, tolerancia a incendios, usos tradicionales y afectación sobre la economía y salud humana (Echávez, 2021).

El análisis de riesgos es ahora una parte estándar y obligatoria de los procedimientos que guían las decisiones relacionadas tanto con las introducciones intencionadas como con la selección de técnicas de manejo más adecuadas, al menos en ciertos países del mundo. Este tipo de análisis se puede llevar a cabo para estimar el potencial invasor de

una especie, evaluar los riesgos vinculados a las vías de entrada, determinar la vulnerabilidad de los sistemas receptores y las alternativas de manejo (Díaz, 2016).

9. Medidas para el manejo de invasiones biológicas

Para un adecuado y eficiente manejo de las invasiones, se debe tener en claro el requerimiento de las cuatro etapas de manejo: prevención, detección, erradicación y control (Fuentes et al., 2014). Para cada etapa es esencial conocer la biología de la especie invasora, las características del ecosistema invadido y el rol que tiene el ser humano en su dispersión en el territorio (Bonilla, 2006).

Es importante resaltar que la reducción del impacto de las plantas invasoras en los ecosistemas involucra la implementación de diversas estrategias de manejo que van desde políticas regulatorias a nivel nacional hasta técnicas de restauración y control a nivel local. El manejo técnico-científico de especies exóticas invasoras generalmente da prioridad a la prevención de nuevas introducciones y a la detección temprana para su erradicación rápida, considerándolas como las estrategias más rentables y efectivas en términos de costo y beneficio. Las estrategias empleadas para erradicación, contención o controlar las especies exóticas invasoras deben ser seguras tanto para los seres humanos como para el medio ambiente. Además, deben ser aceptables desde el punto de vista ético para las partes interesadas en las áreas afectadas por estas especies invasoras. Por su parte, las estrategias de control deben dirigirse a la disminución de los daños causados y a la reducción de la presencia de especies exóticas invasoras. Por otro lado, las medidas de la erradicación van directamente dirigidas a la remoción completa de la especie exótica invasora. La efectividad de estas medidas a menudo depende de la implementación de una variedad de técnicas de gestión integrada, que pueden abarcar desde métodos mecánicos y químicos hasta el control biológico y la gestión de hábitats. Es crucial que estas acciones se lleven a cabo en cumplimiento con las regulaciones nacionales e internacionales vigentes (UICN, 2000; CBD, 2009; Sanguinetti et al., 2013).

METODOLOGÍA

Área de estudio

El Refugio de Aves Dr. Alexander Skutch Los Cusingos está ubicado en la provincia de San José, Costa Rica. Específicamente en Quizarrá del cantón Pérez Zeledón y forma parte del Corredor Biológico Alexander Skutch (CoBAS), perteneciente al Área de Conservación La Amistad Pacífico (Figura 1). El refugio Los Cusingos se ubica en las coordenadas 9°20'22,55" Latitud Norte y 83°37'43,51" Longitud Oeste, a 800 msnm en la vertiente pacífica y cuenta con una extensión de 78 ha. Según la clasificación de Zonas de Vida de Holdridge (1978), el refugio se encuentra en el bosque muy húmedo premontano (bmh-P), presenta una precipitación media anual entre los 2000 y 4000 mm y una temperatura media anual de 21 ºC (Henández, 2010).

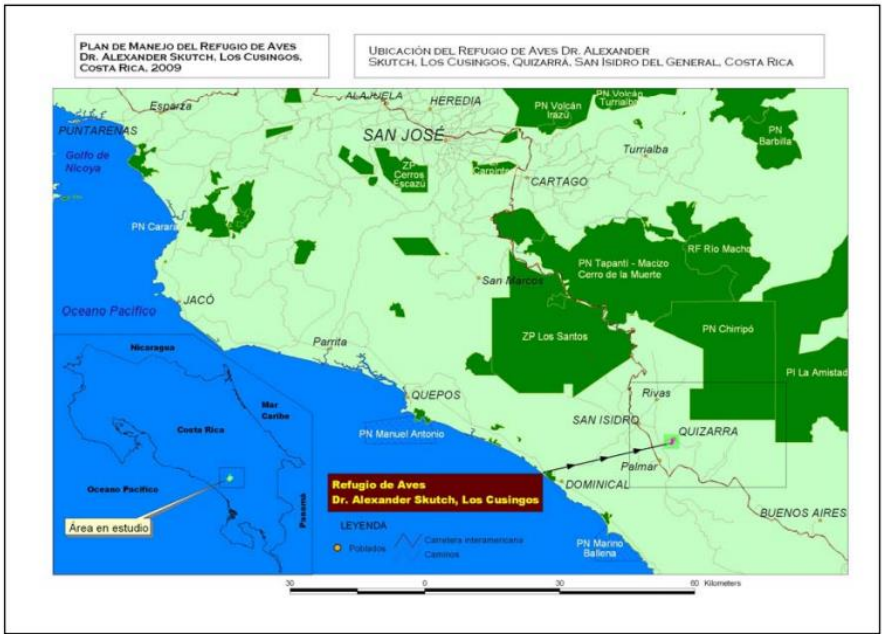


Figura 1. Ubicación geográfica del Refugio “Los Cusingos”. Fuente: Hernández, 2010.

El Refugio de Aves Dr. Alexander Skutch Los Cusingos, actualmente es gestionado como área silvestre protegida de carácter privado, bajo la categoría de refugio de vida silvestre y administrado por el Centro Científico Tropical (CCT). Los Cusingos ha llegado a convertirse en un santuario para especies de flora y fauna, donde se destacan especies arbóreas como el *Schizolobium parahyba*, *Zigya longifolia*, *Brosimum utile* y especies de aves como *Tinamus major*, *Buteo magnirostris* y *Cotinga ridgwayi* (Mendez, 2020). Por

su parte, resalta la red hídrica, debido a que el refugio tiene como uno de los objetivos la protección de la cuenca del río Peñas Blancas (Figura 2), además de otras fuentes de agua como las quebradas Hermosa y Champulum (Mendez, 2020).

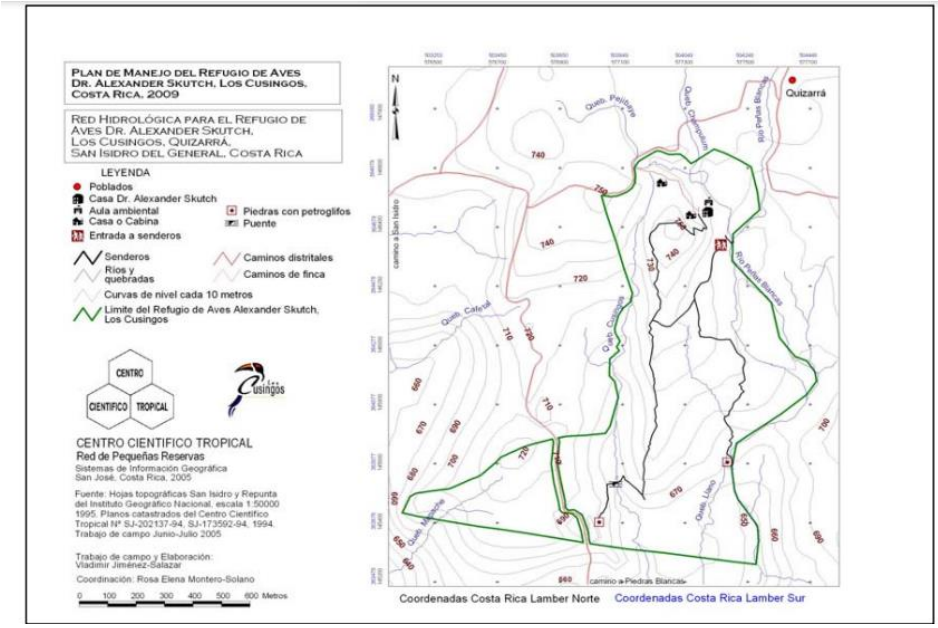


Figura 2. Red hídrica del Refugio “Los Cusingos”. Fuente: Hernández, 2010.

Tamaños poblacionales de las especies exóticas invasoras (EEI)

Para la determinación de los tamaños poblacionales de las posibles especies invasoras del Refugio Los Cusingos, se realizó una gira de campo inicial con la finalidad de identificar de forma preliminar los sitios donde se encuentran las especies. El recorrido inició en el Jardín botánico del Refugio, seguido por los senderos, hacia el interior del bosque. Las especies seleccionadas que estuvieron en el foco de atención para la obtención de datos fueron *Thunbergia erecta* y *Zingiber spectabile*.

Para determinar la presencia y el tamaño de las poblaciones de las especies seleccionadas, se utilizó un muestreo sistemático, el cual consistió en ubicar cada 50 m acumulados sobre los tres senderos existentes en el Refugio Los Cusingos (transecto o pica madre) transectos orientados este-oeste, de 100 m de longitud a cada lado del sendero.

En cada transecto se ubicaron tres parcelas temporales de muestreo de forma circular de 5,64 m de radio (100 m²), estas se establecieron de forma sistemática. La primera

parcela fue ubicada a los 10 m, la segunda a los 50 m y la tercera a los 100 m, en cada transecto de 100 m de longitud. Sin embargo, la mayoría de las parcelas ubicadas a los 100 m, no se lograron realizar debido a condiciones topográficas del terreno. En la Figura 3, se muestra la distribución de los transectos sobre los senderos y la ubicación de las parcelas de muestreo.

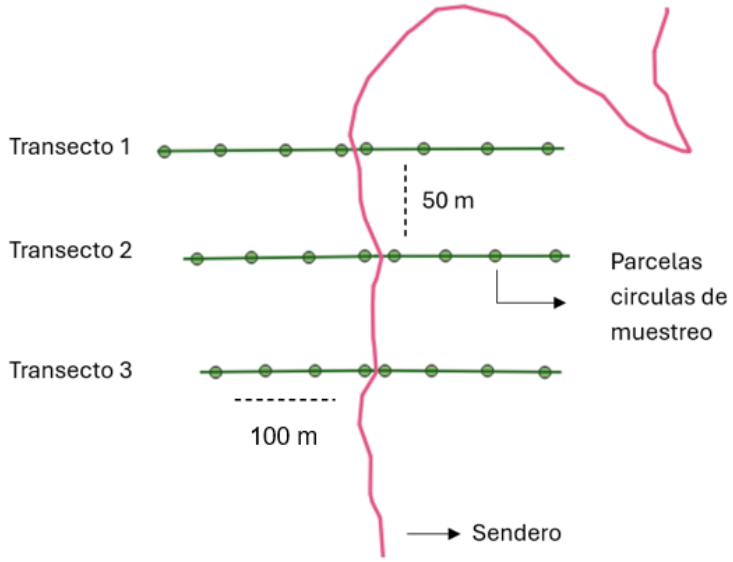


Figura 3. Distribución de los transectos y las parcelas circulares de muestreo en la zona de estudio.

En cada parcela se realizó un muestreo de la vegetación de *Zingiber spectabile* y *Thunbergia erecta*, donde se registró la especie, altura, número de individuos, número de tallos y entrada de luz en cada parcela.

Para el análisis estadístico de los datos obtenidos, se realizó una modificación al Índice de Valor de Importancia (I.V.I) (Ecuación 1) descrito por Lamprecht (1990), ya que se utilizaron los valores de abundancia, frecuencia y para el valor de dominancia se empleó al área de la parcela que ocupaban las especies,Tanto para un individuo como para un grupo de la misma especie, equivale a la proyección de la copa . Para la especie *Zingiber spectabile* se realizó un promedio del área de las hojas y se multiplicó por el número de tallos de cada individuo, de este modo se obtuvo la proyección de la copa. En el caso de

la especie *Thunbergia erecta*, su proyección de copa se obtuvo por medio de la medición en cruz a lo largo y ancho de cada individuo.

Índice de Valor de Importancia

$$IVI = Ar + Fr + Drm \qquad \text{(Ecuación 1)}$$

Donde,
Ar: abundancia relativa
Fr: frecuencia relativa
Drm: dominancia relativa modificada

La abundancia se utilizó para determinar el número de individuos por especie que se encontró en las parcelas de muestreo y la frecuencia para obtener el número de veces que la especie se presentó en una cantidad dada en las parcelas (Soler et al., 2012).

Impactos ecológicos

Para la identificación de los posibles impactos de las especies invasoras, se realizaron muestreos en la mismos transectos y parcelas descritas para le determinación de los tamaños poblacionales de las EEI. Para este muestreo se tomó en cuenta el área de ocupación, el distanciamiento desde el jardín hasta el interior del bosque y el hábitat de ocupación en donde se encontraron las especies seleccionadas.

En el caso del área de ocupación de los parches formados por la especie *Thunbergia erecta*, se realizó una medición en cruz a lo largo y ancho de grupos o individuos aislados dentro de las parcelas, de este modo se obtuvo el porcentaje de cobertura. Por su parte, para obtener el área de ocupación de *Zingiber spectabile* se realizó una estimación del área ocupada con la cantidad de individuos que se encontraban en cada parcela y el promedio del área de las hojas.

Luego, se utilizaron los datos obtenidos de las EEI seleccionadas encontrados en cada parcela, y con ello se procedió a realizar un análisis de regresión, con el fin de conocer el avance de las especies hacia el interior del bosque y el comportamiento de estas en

el refugio. De igual forma, para la variable del hábitat de ocupación, se identificó el sitio donde se ubica cada parcela. Para ello se tomó en cuenta tres hábitats, senderos, jardín y bosque maduro.

Al obtener todos los datos de área de ocupación, distanciamiento de las especies y hábitat de ocupación, se procedió a realizar una base de datos en hojas de cálculo de Microsoft Excel. Con esto se obtuvo un primer análisis descriptivo y una tabla de datos con la información obtenida. Una vez lista la recopilación de datos, se realizó un mapa en QGIS versión 3.28.6, el cual hace referencia al hábitat donde se encuentra cada parcela, el distanciamiento de cada individuo desde el jardín y el área de ocupación de los individuos en cada parcela.

Adicionalmente, se realizaron subparcelas de 1,64 m de radio, dentro de las parcelas de muestreo descritas anteriormente. Estas se ubicaron en el centro de las parcelas y en cada una se registró las especies presentes y el número de individuos por especie, que contaran con alturas entre 30 cm – 1,50 m. El muestreo en las subparcelas se realizó para ejecutar una posterior comparación de la composición de especies en cada parcela, por medio del Análisis Multidimensional No-Métrico (NMDS) en el software PAST.

Los datos recolectados durante el muestreo se registraron en una hoja de cálculo Microsoft Excel, incluyendo la información sobre las especies presentes en las subparcelas. Esta información fue organizada por medio de una matriz de presencia-ausencia de especies y posteriormente se procesaron los datos en el software PAST.

Utilizando la matriz de presencia-ausencia, se procedió a realizar un NMDS, utilizando el índice de similitud de Jaccard, el cual permitió comprender la relación y similitud entre las parcelas en términos de composición de especies. Posteriormente, se realizó un Análisis de los Componentes Principales (PCA) y con ello se logró identificar las relaciones entre las parcelas con y sin presencia de EEI, así como la variabilidad entre estas. Para validar los resultados obtenidos, se realizó un Análisis de Similitud Porcentual (SIMPER) para evaluar la similitud entre las parcelas en función de la presencia-ausencia de las especies. Los resultados de estos análisis se presentaron de manera gráfica utilizando las herramientas disponibles en el software PAST, lo que facilitó la interpretación y comprensión de la composición de especies en las parcelas de muestreo.

Estrategias de manejo

Una vez analizada la información obtenida de las variables que determinan los tamaños poblacionales y los potenciales impactos biológicos de las posibles EEI, se realizó una recopilación de información acerca de recomendaciones y medidas de control para EEI. Estas medidas y recomendaciones fueron expuestas ante un actor clave del Refugio de Aves Los Cusingos. Donde, en primer lugar, se hizo una reunión presencial con el representante del refugio y reuniones virtuales con el asesor del presente estudio. De este modo, las personas involucradas brindaron una aportación desde su experiencia y acciones en concreto que podrían llegar a ser viables para el manejo en el Refugio Los Cusingos.

RESULTADOS

Tamaños poblacionales de las posibles especies exóticas invasoras (EEI)

En el muestreo realizado, se tomaron datos de 52 parcelas, de las cuales nueve contaron con presencia de las especies *Zingiber spectabile* y *Thunbergia erecta*. Para esta sección se realizaron los respectivos cálculos del Índice de Valor de Importancia únicamente para las parcelas con presencia de EEI. A continuación, se muestran una serie de cuadros correspondientes al análisis realizado para la determinación del tamaño poblacional de las EEI (Cuadro 1, Cuadro 2).

Cuadro 1. Alturas promedio, número de tallos, abundancia relativa, área cobertura, frecuencia relativa, dominancia relativa modifica e Índice de Valor de Importancia (IVI) de las parcelas con presencia de EEI en el Refugio Los Cusingos.

Especie	Parcela	Altura promedio (cm)	Intervalo confianza	Tallos	Ac (cm)	Ar %	Fr %	Drm %
Zingiber spectabile	P10-E-1	105,91	20,13	57	5084,40	31,67	13,46	0,73
Zingiber spectabile	P10-O-1	30,00	-	2	178,40	1,11	13,46	0,03
Zingiber spectabile	P50-E-2	55,25	66,71	3	267,60	1,67	13,46	0,04
Zingiber spectabile	P10-E-3	78,00	-	2	178,40	1,11	13,46	0,03
Thunbergia erecta	P10-E-3	107,94	31,90	42	52220,00	23,33	7,69	7,45
Thunbergia erecta	P10-E-4	97,00	66,59	12	526020,00	6,67	7,69	75,01
Thunbergia erecta	P10-O-1A	10000	-	1	10800,00	0,56	7,69	1,54
Zingiber spectabile	P10-E-A	55,15	65,44	3	267,60	1,67	13,46	0,04
Zingiber spectabile	P10-E-B	116,01	36,81	14	1248,80	7,78	13,46	0,18
Zingiber spectabile	P50-E-B	94,60	20,48	40	3568,00	22,22	13,46	0,51
Thunbergia erecta	P50-E-B	162,50	71,61	4	101438,00	2,22	7,69	14,46

Cuadro 2. Índice de Valor de Importancia, abundancia relativa, frecuencia relativa y dominancia relativa modificada de las EEI, Refugio Los Cusingos.

Especie	Ar %	Fr %	Dr %	IVI %

Zingiber spectabile	67,22	13,46	1,54	162,99
Thunbergia erecta	32,78	7,69	98,46	162,01

La especie *Zingiber spectabile* obtuvo un IVI mayor, dado a su alta abundancia relativa y mayor frecuencia; sin embargo, en la dominancia relativa se observa una gran diferencia entre las dos especies, siendo *Thunbergia erecta* la predominante.

Impactos ecológicos

Para un primer análisis descriptivo de las distintas variables registradas durante los muestreos, se tomó en cuenta los datos de las parcelas que tienen presencia de las especies seleccionadas, de las cuales se obtuvo la altura promedio de la especie en cada parcela, el número total de tallos e individuos, el área de cobertura, distancia al borde y hábitat de ocupación. Esta última variable se definió con base en el distanciamiento de las parcelas al borde del sendero, donde a los 10 m fue considerado como sendero y a los 50 m como bosque, exceptuando las parcelas realizadas en el área de jardín que cuentan con EEI (P10-E-A, P10-E-B, P50-E-B y P10-O-1A).

Cuadro 3. Altura, número total de tallos e individuos, área de cobertura (Ac), hábitat de ocupación (Ho) y distancia al borde de la especie *Zingiber spectabile,* Refugio Los Cusingos.

Parcela	Altura (cm)	Intervalo confianza	Tallos	Individuos	Ac (cm)	Ho	Distancia al borde (m)
P10-E-1	105,91	20,13	57	22	5084,4	Sendero	10
P10-O-1	30,00	-	2	1	178,4	Sendero	10
P50-E-2	55,25	66,71	3	2	267,6	Bosque	50
P10-E-3	78,00	-	2	1	178,4	Sendero	10
P10-E-A	55,15	65,44	3	2	267,6	Jardín	10
P10-E-B	116,01	36,81	14	10	1248,8	Jardín	10
P50-E-B	94,60	20,48	40	21	3568,0	Jardín	50

En el caso de *Zingiber spectabile*, se observa que el número de individuos está relacionado con las alturas promedio más elevadas. La parcela P10-E-1 presenta tanto la mayor altura promedio como el mayor número de individuos. De manera similar, las parcelas P10-E-B y P50-E-B, también, muestran una mayor altura promedio acompañada de un mayor número de individuos. Cabe destacar que el área de cobertura en estas tres parcelas fue notablemente alta, con valores de 5084,4 cm, 1248,8 cm y 3568,0 cm, respectivamente, como registrados más altos.

Cuadro 4. Altura, número total de tallos e individuos, área de cobertura (Ac), hábitat de ocupación (Ho) y distancia al borde de la especie *Thunbergia erecta*. Refugio Los Cusingos.

Parcela	Altura (cm)	Intervalo confianza	Tallos	Individuos	Ac (cm)	Ho	Distancia al borde (m)
P10-E-3	107,94	31,90	42	19	5220	Sendero	10
P10-E-4	97,00	66,59	12	8	526020	Sendero	10
P10-O-1A	100,00	-	1	1	10800	Jardín	10
P50-E-B	162,50	71,61	4	4	101438	Jardín	50

La especie *Thunbergia erecta* no presenta una relación significativa entre los valores de altura y el número total de individuos, a diferencia de *Zingiber spectabile*. Un ejemplo de esto es la parcela P50-E-B, que aunque registra el mayor promedio de altura, no muestra un número elevado de individuos. No obstante, cabe destacar que la variable de área de cobertura tiene valores más altos en esta parcela que en aquellas donde se observa la presencia de *Zingiber spectabile*.

Después de realizar el análisis descriptivo, se llevó a cabo un análisis de regresión utilizando las 52 parcelas muestreadas (Cuadro 5, Cuadro 6). En este análisis, se estableció como variable dependiente el área de cobertura estimada de las especies *Zingiber spectabile* y *Thunbergia erecta*. Las variables independientes consideradas fueron la presencia/ausencia de las especies en cada parcela, la altura promedio de las

plantas, el número de individuos, la distancia al borde y la cantidad de luz que recibe cada parcela.

Cuadro 5. Análisis de regresión de *Zingiber spectabile*. Refugio Los Cusingos.

	Coefficients	*Standard Error*	*t Stat*	*P-value*	*Lower 95%*	*Upper 95%*	*Lower 95.0%*	*Upper 95.0%*
Intercept	-35,38	78,39	-0,45	0,65	-193,18	122,41	-193,18	122,41
Presencia especie	200,85	193,62	1,04	0,31	-188,89	590,58	-188,89	590,58
Altura (cm)	-7,44	3,03	-2,46	0,02	-13,54	-1,34	-13,54	-1,34
Individuos	**223,72**	10,05	22,25	**0,00**	203,48	243,95	203,48	243,95
Distancia al borde (m)	-0,89	0,92	-0,97	0,34	-2,74	0,96	-2,74	0,96
Luz	1,81	2,08	0,87	0,39	-2,38	6,00	-2,38	6,00

La variable más significativa en el análisis de regresión fue el número de individuos, que presenta un coeficiente alto y positivo (223,72, $p < 0,00$). Esto indica que, a medida que aumenta el número de individuos de *Zingiber spectabile*, también incrementa el área de cobertura, lo que demuestra una fuerte correlación entre ambas variables. En el caso de la variable "presencia especie", aunque su coeficiente es considerable, el valor de $p = 0,31$, sugiere que la presencia de la especie no tiene un efecto estadísticamente significativo en el área de cobertura. Es decir, con solo la presencia de *Zingiber spectabile* no permite deducir un aumento en el área de cobertura.

Por otro lado, la variable altura tiene un coeficiente negativo, lo que indica que su relación con el área de cobertura es inversa, a medida que aumenta la altura promedio de *Zingiber spectabile*, el área de cobertura tiende a disminuir. Esto podría interpretarse como un crecimiento vertical de la especie, que no se traduce en un incremento del área de cobertura.

Finalmente, las variables de distancia al borde y entrada de luz obtuvieron valores no significativos, lo que sugiere que ni la entrada de luz en cada parcela ni la distancia al

borde afectan de manera estadísticamente significativa el área de cobertura de *Zingiber spectabile*.

Cuadro 6. Análisis de regresión de *Thunbergia erecta*. Refugio Los Cusingos.

	Coefficients	*Standard Error*	*t Stat*	*P-value*	*Lower 95%*	*Upper 95%*	*Lower 95.0%*	*Upper 95.0%*
Intercept	-1473,72	30101,99	-0,05	0,96	-62065,88	59118,44	-62065,88	59118,44
Presencia especie	**477139,13**	154061,10	3,10	**0,00**	167030,22	787248,04	167030,22	787248,04
Altura (cm)	-2405,36	1182,57	-2,03	0,05	-4785,74	-24,97	-4785,74	-24,97
Individuos	-4351,56	4672,24	-0,93	0,36	-13756,29	5053,18	-13756,29	5053,18
Distancia al borde (m)	44,96	359,60	0,13	0,90	-678,87	768,79	-678,87	768,79
Luz	5,21	776,48	0,01	0,99	-1557,77	1568,19	-1557,77	1568,19

En el análisis de regresión de *Thunbergia erecta*, la variable más significativa es la "presencia especie". Esto se refleja en el coeficiente positivo y elevado, indicando que la presencia de *Thunbergia erecta* está asociada con un aumento significativo en el área de cobertura. Por lo tanto, a medida que aumenta la presencia de esta especie, también tiende a incrementarse el área de cobertura.

En contraste, la variable de altura presenta un coeficiente negativo, lo que sugiere que, al igual que con *Zingiber spectabile*, el crecimiento en altura de *Thunbergia erecta* no está relacionado con un aumento claro en el área de cobertura.

Por último, las variables de número de individuos, distancia al borde y entrada de luz no muestran relaciones significativas con el área de cobertura. Ninguna de estas variables presenta un impacto notable en el área cubierta por *Thunbergia erecta*.

Se establecieron en total 52 parcelas distribuidas en distintas zonas del Refugio Los Cusingos (Figura 4). De estas, nueve registraron presencia de Especies Exóticas Invasoras (EEI), tres de las cuales se ubicaron en el área del jardín, cercano a la oficina y al aula ambiental, mientras que las otras seis se hallaron en los senderos adyacentes a la casa del Dr. Alexander Skutch. Estos resultados sugieren que las especies *Zingiber spectabile* y *Thunbergia erecta* están comenzando un proceso de expansión,

permaneciendo por ahora, en las cercanías de los puntos donde fueron introducidas, principalmente en las áreas con infraestructura.

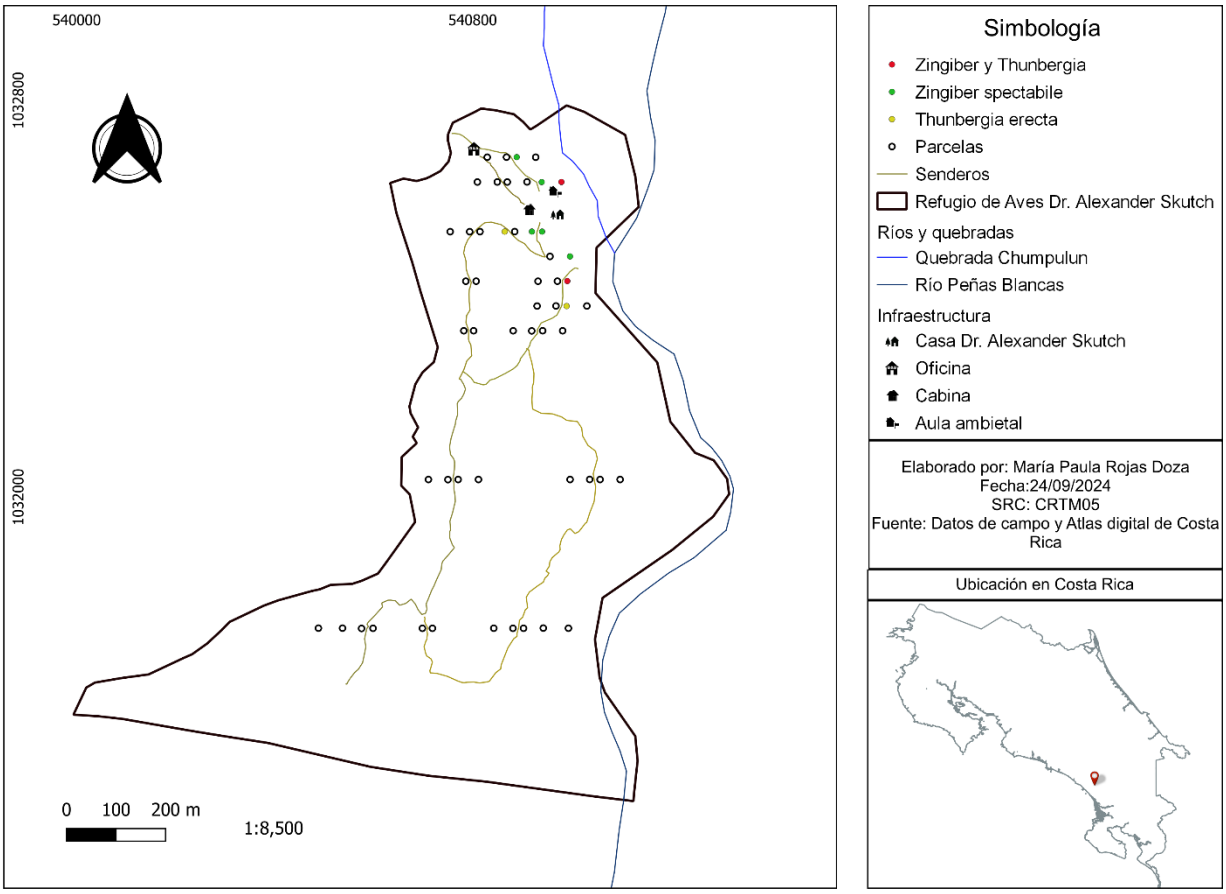


Figura 4. Distribución de las parcelas en los transectos muestreados y ubicación de las EEI en el Refugio de Aves Dr. Alexander Skutch Los Cusingos.

Para obtener un mejor entendimiento acerca del impacto y comportamiento de las EEI, se realizó una comparación de la composición de especies en subparcelas realizadas durante el muestreo, donde se registraron 32 especies (Figura 5).

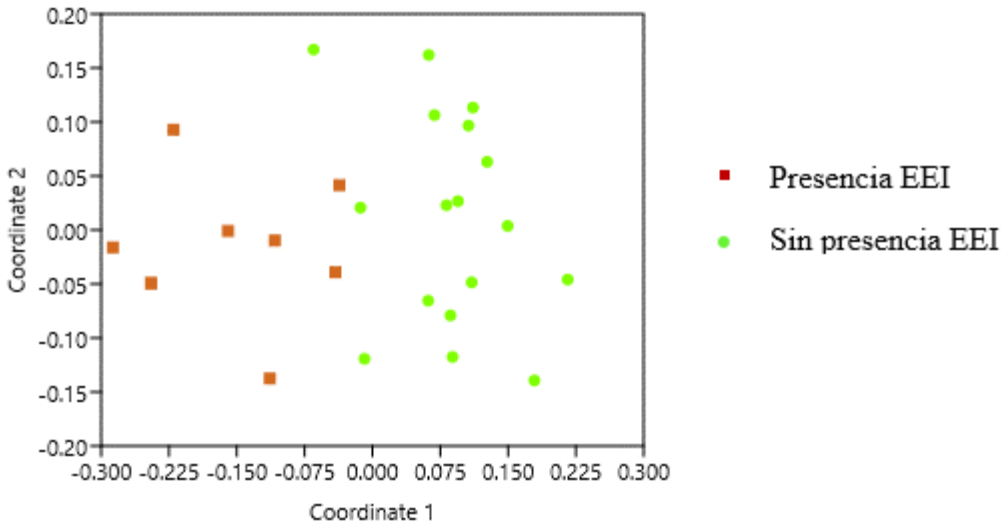


Figura 5. Análisis Multidimensional No-Métrico (NMDS), con índice de Jaccard. Refugio Los Cusingos.

El NMDS muestra una clara separación entre las parcelas con presencia de *Zingiber spectabile* y *Thunbergia erecta* (cuadros rojos), y los círculos verdes, que corresponden a parcelas sin estas especies. Esta separación sugiere que, la composición de especies difiere entre las parcelas que contienen especies exóticas invasoras (EEI) y aquellas que no las presentan. Además, las parcelas con *Zingiber spectabile* y *Thunbergia erecta* tienden a agruparse hacia la izquierda del gráfico, lo que indica una mayor similitud en la composición de especies entre estas parcelas. En contraste, las parcelas sin EEI se agrupan predominantemente hacia la derecha, reflejando una cierta similitud en su composición de especies, aunque distinta de las parcelas con invasoras.

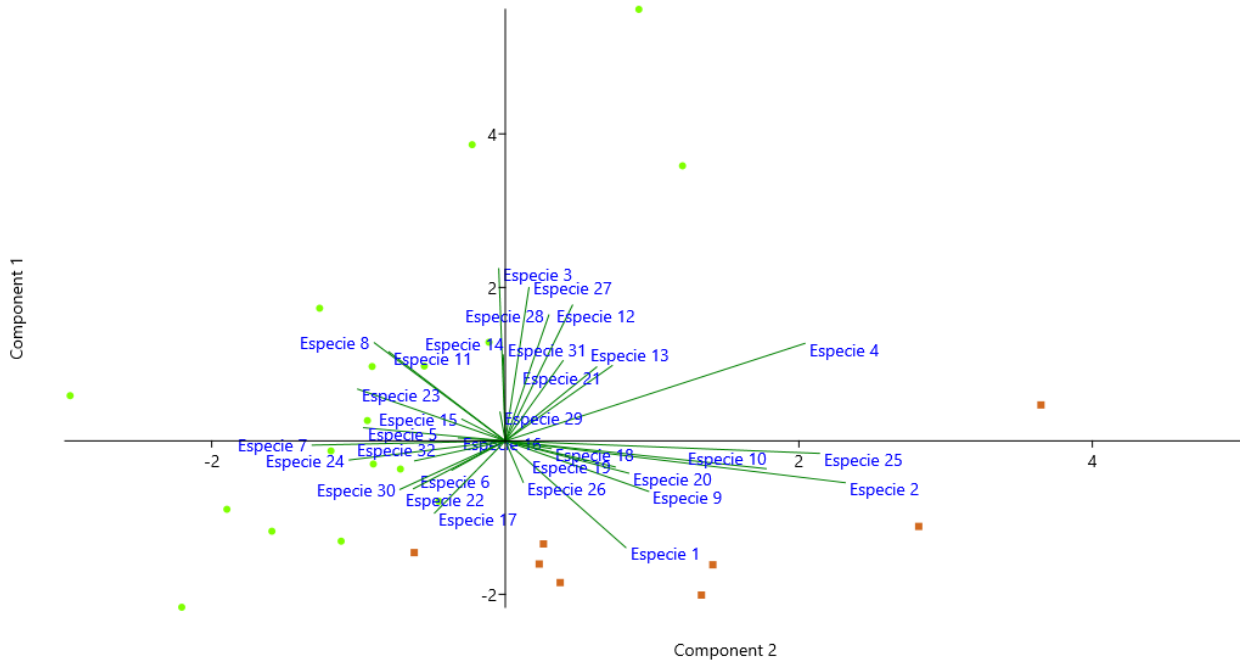


Figura 6. Análisis de los componentes principales. Refugio Los Cusingos.

En la Figura 6, se observa que las parcelas con EEI (representadas por cuadrados) están más dispersas, lo que sugiere una mayor variabilidad en la composición de especies. En contraste, las parcelas sin EEI (representadas por círculos) se agrupan más, lo que indica una menor variabilidad entre ellas y sugiere una composición de especies más homogénea. La especie 1 corresponde a *Zingiber spectabile* y la especie 2 a *Thunbergia erecta*. En la figura, las flechas que representan estas especies son más largas y están orientadas hacia el Componente 2, lo que indica que son factores influyentes en la variabilidad de las parcelas.

Las parcelas con EEI parecen estar influenciadas por la presencia de estas especies invasoras, lo cual explica su mayor dispersión en el gráfico. En contraste, las parcelas sin EEI, al estar más agrupadas, sugieren una mayor similitud en su composición de especies y por tanto mayor variabilidad.

La contribución porcentual de cada especie a la disimilitud entre parcelas, calculada mediante el análisis SIMPER (Simultaneous Comparison of Dissimilarity), es un análisis que permite identificar cuáles especies son las principales responsables de las diferencias en la composición entre las parcelas con y sin EEI (Cuadro 7).

Zingiber spectabile es la especie con mayor contribución a la disimilitud, alcanzando un 10,08%, lo que indica que su presencia tiene un impacto significativo en la diferenciación entre las parcelas. Le sigue *Danaea nodosa*, con un 7,37%, y *Palicourea sp*, con un 6,86%, lo que sugiere que estas especies también desempeñan un papel importante entre la disimilitud de las parcelas.

Aunque *Thunbergia erecta* tiene una contribución del 5,76%, ligeramente inferior a la de otras especies, sigue siendo significativa en las parcelas donde está presente. A pesar de no tener un impacto tan elevado como *Zingiber spectabile*, su influencia en la variabilidad de la composición de especies es notable, lo que la convierte en un factor relevante a considerar en las parcelas afectadas.

Cuadro 7. Contribución de especies a la disimilitud entre parcelas (SIMPER). Refugio Los Cusingos.

Especie	Contribución (%)
Zingiber spectabile	10,08
Danaea nodosa	7,37
Palicourea sp	6,86
Brosimum utile	6,70
Asplundia sp	6,10
Heliconia sp	6,10
Thunbergia erecta	5,76
Mouriri myrtilloides	5,00
Clusia sp	4,58
Geonoma sp	3,81
Miconia sp.1	3,22
Arawakia weddelliana	3,05
Rubiaceae 1	2,88
Philodendron sp	2,88
Protium sp	2,63
Dieffenbachia sp	2,63
Dialium guianense	263
Cyathea sp	2,63
Miconia sp.2	1,53
Inga sp	1,53
Sloanea sp	1,53
Miconia sp.4	1,53
Sapindaceae	1,44
Virola sp	0,76
Miconia sp.3	0,76
Fabaceae	0,76
Gesneriaceae	0,76
Cyclanthus bipartitus	0,76
Psychotria sp	0,76
Rubiaceae 2	0,76
Chamaedorea sp	0,76
Apocynaceae	0,76

Estrategias de manejo

Según los resultados de los distintos análisis realizados y las observaciones en campo de este trabajo, se propuso una estrategia integral de manejo que tiene como objetivo controlar y dar un manejo a las EEI, evitar su propagación y restaurar las áreas afectadas. Esta estrategia se basa en tres pilares fundamentales: control y manejo, educación y capacitación, y restauración post manejo, los cuales se describen a continuación.

1. Plan de Control y Manejo

Objetivo:
Manejar las Especies Exóticas Invasoras presentes en el refugio, priorizando las áreas más alejadas de la infraestructura para evitar su avance hacia el interior del bosque y, posteriormente, intervenir en las zonas cercanas al jardín y las instalaciones.
Acciones:

- Manejo: se propone un método de control manual que consiste en la remoción de cada individuo mediante el arranque de raíz, tanto para áreas periféricas como para las zonas cercanas a la infraestructura. Esta técnica es especialmente efectiva para evitar la regeneración de las plantas, ya que elimina completamente la estructura subterránea responsable de su rebrote.
- Manejo en áreas periféricas: Se comenzará por las áreas más alejadas a las zonas de infraestructura y jardín, donde se ha detectado la presencia de EEI. El objetivo es evitar que estas especies se desplacen hacia el interior del bosque.
- Manejo en zonas cercanas a la infraestructura: Una vez que las zonas periféricas hayan sido intervenidas, se llevará a cabo un control en las áreas cercanas al jardín y la infraestructura del refugio, donde las EEI tienen mayor probabilidad de propagarse debido a la cercanía con áreas perturbadas.
- Monitoreo constante de especies invasoras: Establecer un sistema de monitoreo periódico en todas las áreas intervenidas para detectar cualquier reaparición de las especies, priorizando las parcelas con EEI cercanas a los senderos y la infraestructura.

2. Educación y Capacitación

Objetivo:

Capacitar a los funcionarios del refugio y a las comunidades aledañas sobre la problemática de las EEI y su impacto en la biodiversidad local, promoviendo acciones conjuntas para su control y erradicación.

Acciones:

- Capacitación del personal: Desarrollar programas de capacitación continua para los funcionarios del refugio, con énfasis en técnicas de control, identificación y manejo de EEI. Estas capacitaciones garantizarán que el personal esté preparado para actuar eficazmente en campo y coordinar las intervenciones.
- Charlas educativas: Organizar charlas informativas dirigidas a estudiantes de diferentes niveles educativos (primaria y secundaria), con el objetivo de generar conciencia desde edades tempranas sobre la importancia de proteger los ecosistemas nativos.
- Divulgación comunitaria: Realizar campañas de información dirigidas a las comunidades cercanas al refugio, utilizando medios locales y eventos comunitarios para divulgar la problemática de las EEI y las acciones de manejo que se están llevando a cabo.

3. Restauración post manejo de EEI

Objetivo:

Restaurar las áreas afectadas por las EEI mediante la reintroducción de especies nativas.

Acciones:

- Reintroducción de especies nativas: Después del manejo de *Zingiber spectabile* y *Thunbergia erecta*, se llevará a cabo un plan de reforestación con especies nativas adecuadas para la zona, que se reintroducirán por medio de plantación tales como: *Schizolobium parahyba*, *Zygia longifolia*, *Vantanea barbourii y Brosimum utile*.

- Monitoreo de la restauración: Establecer un programa de seguimiento para evaluar el éxito de las acciones de restauración, registrando el crecimiento de las especies reforestadas, la recuperación del ecosistema y la usencia de las EEI.

DISCUSIÓN

Tamaños poblacionales de las especies exóticas invasoras (EEI)

En el análisis del tamaño poblacional de las EEI *Zingiber spectabile* y *Thunbergia erecta* en el Refugio de Aves Dr. Alexander Skutch Los Cusingos (en adelante el Refugio), se encontró que, de las 52 parcelas muestreadas, solo nueve tenían presencia de estas especies. Esto sugiere que ambas especies se encuentran todavía en una fase temprana de expansión, lo cual puede estar relacionado con la proximidad de las parcelas al jardín del refugio, que es el área origen de introducción y de haber detectado la invasión en fases iniciales.

La especie *Zingiber spectabile* obtuvo un Índice de Valor de Importancia (IVI) más alto que *Thunbergia erecta*, debido a su mayor área relativa y frecuencia. No obstante, cuando se analiza la dominancia relativa, *Thunbergia erecta* tiene un valor significativamente mayor, lo que llega indicar su capacidad de ocupar más espacio a pesar de su menor frecuencia, en comparación a la otra EEI. Este comportamiento puede estar relacionado con las características biológicas de cada especie.

Como menciona Capdevila et al. (2013), el éxito invasor de una especie puede estar relacionado con su capacidad de adaptarse a nuevas condiciones y su habilidad para explotar recursos no utilizados por las especies nativas, lo que se conoce como la hipótesis del “nicho vacío”. En el caso de *Thunbergia erecta*, su alta dominancia relativa sugiere que puede estar ocupando un nicho ecológico vacío, o bien, compitiendo eficazmente con las especies nativas por recursos como la luz y el espacio.

Zingiber spectabile, comúnmente conocida como "maracas", originaria de Asia, ha sido ampliamente introducida como planta ornamental en regiones tropicales. Esta especie posee diversas características biológicas que pueden facilitar su capacidad invasora,

como su rápido crecimiento y alta reproducción vegetativa (Rezende et al., 2021). Este tipo de crecimiento, mediante la producción de rizomas, le permite expandirse lateralmente y ocupar grandes áreas, como se observó en las parcelas muestreadas, donde la presencia de *Zingiber spectabile* se correlacionó con áreas de cobertura más amplias cuando había una mayor densidad de individuos. La capacidad de esta especie para formar parches y aprovechar recursos como la luz y el agua puede generar un efecto de exclusión competitiva sobre especies nativas (Silva et al., 1997). Además, *Zingiber spectabile* presenta una alta plasticidad fenotípica, lo que significa que puede adaptarse a diversas condiciones ambientales. Sin embargo, se destaca que la especie suele desarrollarse mejor en zonas con alta humedad y el Refugio le proporciona esta condición favorable. *Zingiber spectabile,* también se beneficia de áreas con menor luminosidad, lo que sugiere que su crecimiento en zonas de bosque, donde hay más sombra, podría representar una ventaja para la especie (García et al., 2022).

Por otro lado, *Thunbergia erecta*, una especie trepadora originaria de África también ha sido introducida como ornamental en varias regiones tropicales del mundo. La familia Acanthaceae es mayormente herbácea, pero algunas veces se encuentran como trepadoras o lianas, especialmente del género *Thunbergia* y como es el caso de la EEI de estudio. Esta especie tiene una alta ventaja competitiva, debido a sus características biológicas, como la capacidad de producir un gran número de semillas, ya que tienen la capacidad de expandirse de manera agresiva, gracias a sus cápsulas elásticas dehiscentes que expulsan las semillas a distancias de varios metros (Meyer & Laverneg, 2004); además, cuenta con un rápido crecimiento trepador. A diferencia de *Zingiber spectabile*, que se expande principalmente de manera vegetativa, *Thunbergia erecta* se dispersa a través de semillas, lo que le permite colonizar rápidamente nuevas áreas. Se resalta su capacidad de trepar sobre otras plantas, ya que es un factor clave en su éxito como invasora, esta especie utiliza su estructura para acceder a la luz y ganar ventaja sobre especies más bajas. El crecimiento trepador y alta densidad de cobertura que puede formar convierte a la especie en una altamente dominante en términos de área ocupada (Meyer & Laverneg, 2004; Tong et al., 2022), como se muestra en los resultados obtenidos en las parcelas con presencia de la EEI, donde mostró una dominancia relativa significativamente mayor. Además, se ha documentado que especies del mismo género,

como *Thunbergia alata*, son invasoras en otras partes del mundo (Morales, 2020), lo que sugiere que la especie *Thunbergia erecta* podría llegar a tener un patrón similar.

Impactos ecológicos

La relación entre la altura promedio, el número de individuos y el área de cobertura de *Zingiber spectabile* y *Thunbergia erecta* evidencia el comportamiento de estas especies exóticas invasoras (EEI) en el Refugio Los Cusingos. En el caso de *Zingiber spectabile*, se observó que las parcelas con un mayor número de individuos también presentan una mayor área de cobertura. Este patrón, respaldado por el análisis de regresión, revela una correlación positiva entre el número de individuos y el área ocupada, lo que sugiere que a medida que aumenta la población, la especie expande su cobertura. La capacidad de *Zingiber spectabile* para propagarse a través de rizomas le permite cubrir grandes áreas, lo que podría suprimir el crecimiento de especies nativas del sotobosque (Silva et al., 1997; Clements et al., 2021).

En contraste, *Thunbergia erecta* a pesar de tener una menor frecuencia en términos de número de individuos, muestra un impacto significativo en el área cubierta. Esto se refleja en las parcelas, donde con pocos individuos la especie logra cubrir superficies considerables. El análisis de regresión confirmó que la variable “presencia de la especie” fue significativa, lo que indica que una vez establecida en una parcela, *Thunbergia erecta* tiene un gran potencial para ocupar espacio y formar una densa cobertura vegetal, incluso con una baja cantidad de individuos. Este comportamiento es característico de las trepadoras invasoras, que desplazan a las especies nativas al monopolizar recursos como la luz y el espacio (Meyer & Lavergne, 2004; Morales, 2020; Tong et al., 2022).

Los resultados del análisis de regresión mostraron diferencias significativas en los factores que influyen en la expansión de ambas especies. En el caso de *Zingiber spectabile*, el número de individuos fue el factor más influyente en la expansión del área de cobertura, lo que sugiere que la densidad poblacional es clave para aumentar su área ocupada, coincidiendo con estudios previos sobre plantas invasoras, donde la densidad es fundamental para competir por recursos limitados (Capdevila et al., 2013).

Por otro lado, para *Thunbergia erecta*, la presencia en la parcela fue el factor predominante en su expansión, lo que indica que, una vez establecida, la especie puede

expandirse rápidamente, independientemente del número de individuos presentes. Este comportamiento invasivo agresivo, característico de las plantas trepadoras, les permite cubrir grandes áreas al escalar sobre otras especies (Clements et al., 2021).

La distribución espacial de las parcelas con y sin presencia de EEI, muestran que tanto *Zingiber spectabile* como *Thunbergia erecta* se encuentran concentradas principalmente cerca de área con infraestructura, como el jardín y los senderos cercanos. Esto concuerda con la teoría de que las especies invasoras a menudo se establecen primero en áreas perturbadas por la actividad humana antes de expandirse hacia áreas más naturales (Pauchard & Jiménez, 2010; Foxcroft et al., 2017; Shackleton et al., 2020). Sin embargo, la presencia de *Zingiber spectabile* en algunas parcelas de bosque maduro sugiere que esta especie está comenzando a superar las barreras de dispersión, lo que representa una amenaza creciente para las áreas de bosque más conservadas.

El Análisis Multidimensional No Métrico y el PCA, reveló una clara separación entre las parcelas con presencia de *Zingiber spectabile* – *Thunbergia erecta* y aquellas sin especies exóticas invasoras. Las parcelas con EEI cuentan con una composición de especies más similar entre sí, lo que se debe probablemente a la dominancia de las especies invasoras. Este comportamiento de la comunidad vegetal es un patrón común en ecosistemas invadidos, donde las especies invasoras tienden a desplazar a las especies nativas y reducir la diversidad (Silva et al., 1997). En contraste, las parcelas sin EEI mostraron una mayor diversidad y heterogeneidad en su composición de especies, lo que indica que las invasoras pueden estar alterando significativamente la dinámica ecológica del refugio. La dispersión de las parcelas con EEI sugiere que estas especies están creando una mayor variabilidad en la estructura del ecosistema, posiblemente al introducir nuevos patrones de competencia y modificación del hábitat (Foxcroft et al., 2017).

Por medio del Análisis de Similitud Porcentual se confirma que *Zingiber spectabile* y *Thunbergia erecta* son de las principales especies responsables de la disimilitud entre las parcelas con y sin EEI. Estos resultados refuerzan la idea de que las invasoras están alterando significativamente la composición de especies en las áreas invadidas. La alta contribución de *Zingiber spectabile* a la disimilitud se debe a su capacidad para formar

densas poblaciones que monopolizan el espacio y los recursos, mientras que *Thunbergia erecta* contribuye a la disimilitud debido a su capacidad para cubrir rápidamente grandes áreas, incluso en parcelas con pocos individuos (Meyer & Laverneg, 2004; Clements et al., 2021; Rezende et al., 2021; Tong et al., 2022).

Estrategias de manejo

El manejo de Especies Exóticas Invasoras (EEI) en áreas protegidas como el Refugio Los Cusingos es fundamental para preservar la biodiversidad local y el equilibrio de los ecosistemas. Por ello, se han establecido tres estrategias. La primera consiste en un plan de control y manejo, ya que como mencionan Almaguer & Báez (2016), es crucial realizar un control temprano de las EEI. Esto debido a que tienden a propagarse rápidamente si no se toman las medidas adecuadas desde el inicio, especialmente en áreas donde el ecosistema ha sido perturbado o donde existen facilidades para su dispersión, como en jardines y senderos (Castañeda et al., 2017). Si las especies invasoras logran establecerse en el interior del bosque, el manejo será mucho más costoso y difícil de ejecutar. Por lo tanto, es esencial priorizar las áreas alejadas de la infraestructura, para evitar que sigan desplazándose hacia el interior del bosque.

Una técnica efectiva dentro del plan de control es la remoción manual de las Especies Exóticas Invasoras, extrayendo cada planta junto con su sistema radicular. Este método es particularmente útil en áreas donde el ecosistema es vulnerable, y donde se desea evitar el uso de herbicidas para preservar la integridad del suelo y la vegetación nativa. Al extraer las plantas desde la raíz, se minimiza considerablemente el riesgo de rebrotes, logrando así un control más eficiente. Este enfoque manual es especialmente recomendado para poblaciones de EEI pequeñas, preferentemente antes de la floración, ya que en estas etapas iniciales es más fácil eliminar completamente las plantas. En estos casos, la remoción manual resulta eficaz siempre que se retire la raíz completa, dado que existen altas probabilidades de que los individuos vuelvan a crecer si quedan fragmentos en el suelo. Además, para evitar que el banco de semillas en el suelo aumente, se sugiere cortar los tallos florales antes de que las plantas produzcan semillas, o bien cuando los frutos aún están inmaduros. Esto previene la dispersión de semillas

viables y reduce las posibilidades de propagación de la EEI, contribuyendo a un manejo más efectivo y sostenible (Herrera et al., 2016; Sayago & Teófanis, 2017).

El monitoreo es otra acción crucial en el manejo de las EEI, ya que permite una mayor vigilancia sobre su desplazamiento o la detección de una posible reaparición en las áreas previamente controladas. De igual forma, el monitoreo permite evaluar la efectividad de las acciones de manejo y ajustar las estrategias según sea necesario. Esto es especialmente importante en las áreas cercanas a la infraestructura y senderos del refugio, donde la presencia de EEI es mayor, lo que aumenta el riesgo de invasión. Como mencionan Brazeiro et al. (2021), las acciones en sitios invadidos deben implementarse a largo plazo, ya que una especie invasora puede ser controlada localmente, pero persistir a nivel regional. Por esta razón, es necesario contar con instrumentos que permitan un monitoreo permanente para la prevención y control de EEI.

El jardín del Refugio, al actuar como un punto de introducción y propagación de EEI, requiere un manejo adecuado. Es necesario limitar el uso de especies que puedan convertirse en invasoras y garantizar que el jardín no se convierta en una fuente de dispersión hacia las áreas de bosque adyacente. Un manejo preventivo en estos espacios permite reducir el riesgo de futuras invasiones (Castañeda et al., 2017).

Como segunda estrategia, se propuso la educación y capacitación, dado que el éxito de cualquier acción de control de EEI depende en gran medida de la capacidad y el conocimiento del personal encargado de implementar dichas acciones. Castañeda et al. (2017), en el marco del proyecto "Mejorando la Prevención, Control y Manejo de Especies Exóticas Invasoras en Ecosistemas Vulnerables en Cuba (2013-2016)", hace referencia a las acciones realizadas en este sentido, destacando la capacitación dirigida a las técnicas y métodos de trabajo aplicados en las áreas de colecciones de plantas vivas del Jardín Botánico. Capacitar a los funcionarios del refugio en la identificación y manejo de EEI es fundamental, para asegurar la correcta implementación de las medidas propuestas. Muchas especies invasoras pueden pasar desapercibidas en sus primeras etapas de invasión, por lo que la capacidad del personal para detectarlas a tiempo es crítica. Además, el manejo adecuado de estas especies requiere de técnicas específicas,

como la erradicación manual y el uso de métodos no invasivos que minimicen el impacto en otras especies (Brazeiro, 2021).

La educación de la comunidad es otro componente esencial en cualquier estrategia de manejo de EEI. En muchas ocasiones, las invasiones comienzan con la introducción accidental o intencional de especies por parte de habitantes locales o visitantes. Informar y sensibilizar a las comunidades cercanas sobre el impacto negativo de las EEI y cómo evitar su propagación es una medida preventiva que puede tener un gran impacto a largo plazo. Charlas en escuelas, colegios y centros comunitarios pueden fomentar la colaboración en actividades de monitoreo y control. Además, las comunidades aledañas al refugio pueden convertirse en aliados clave para la detección temprana de nuevas invasiones, lo que facilita una intervención rápida y efectiva (Aber et al., 2012; Almaguer & Báez, 2016; Brazeiro et al., 2021).

La última estrategia propuesta es la restauración posterior al manejo. Independientemente del método de control escogido, es crucial implementar acciones de restauración tras los tratamientos, con el fin de acelerar la recuperación de los procesos ecológicos que conduzcan a un ecosistema de referencia deseado (Hernández, 2024). La reforestación con especies nativas adecuadas para el sitio es una de las acciones clave para prevenir la reinvasión de EEI, ya que una cobertura vegetal densa puede reducir el espacio disponible para las especies invasoras. Esta estrategia incluye también, el monitoreo, debido a que el éxito de las acciones de restauración no puede medirse a corto plazo, lo que requiere un seguimiento continuo que permita evaluar el estado del ecosistema a lo largo del tiempo junto a la presencia de EEI. Además, es fundamental evaluar la supervivencia de las especies reforestadas, así como la recuperación de la biodiversidad nativa, para asegurarse de que las intervenciones están generando el efecto deseado (Aber et al., 2012; Brazeiro et al., 2021).

CONCLUSIONES

Las especies *Zingiber spectabile* y *Thunbergia erecta* se encuentran en una primera fase de expansión, puesto que la mayoría de los individuos de las EEI se encontraron en las parcelas cercanas a las zonas de infraestructura.

Zingiber spectabile obtuvo mayor porcentaje de IVI, debido a su alta frecuencia y abundancia. Por otro lado, *Thunbergia erecta* predomina por su alta dominancia.

En el caso de *Zingiber spectabile*, el número de individuos fue el factor más influyente en la expansión del área de cobertura, lo que sugiere que la densidad poblacional es clave para aumentar su área ocupada. Por otro lado, para *Thunbergia erecta*, la presencia en la parcela fue el factor predominante en su expansión, lo que indica que una vez establecida, la especie puede expandirse rápidamente, independientemente del número de individuos presentes.

Zingiber spectabile tiende a expandirse a través de rizomas y cubrir grandes áreas. En contraste, *Thunbergia erecta* mediante su crecimiento trepador, cubre rápidamente superficies significativas.

Ambas especies invasoras están reduciendo la diversidad en las parcelas donde están presentes, alterando la estructura del ecosistema y favoreciendo la homogeneización de las comunidades vegetales en áreas invadidas.

El manejo de Especies Exóticas Invasoras (EEI) en áreas protegidas como el Refugio Los Cusingos requiere una estrategia integral que aborde tanto la prevención como la mitigación de sus impactos. Las tres estrategias propuestas se complementan entre sí para asegurar la protección de la biodiversidad y el equilibrio ecológico del refugio.

El control temprano de las EEI es fundamental para evitar su propagación, especialmente en áreas perturbadas o cercanas a la infraestructura, donde su invasión es más probable.

Además, el monitoreo continuo permite ajustar las acciones y asegurar que las especies no se reintroduzcan. La prevención en áreas como jardines, que actúan como focos de dispersión, también juega un papel esencial en la reducción del riesgo.

La educación y capacitación del personal del refugio y de las comunidades cercanas es crucial para la detección temprana y el manejo adecuado de las EEI. Al involucrar a las comunidades y concienciar sobre los riesgos de las invasiones, se fomenta una colaboración que puede fortalecer las acciones de control y monitoreo.

Finalmente, la restauración ecológica tras el manejo de las EEI es esencial para garantizar que los ecosistemas se recuperen y se mantengan resistentes frente a nuevas invasiones. La reforestación con especies nativas y el seguimiento a largo plazo son herramientas clave para consolidar los esfuerzos de manejo y asegurar la sostenibilidad del refugio.

RECOMENDACIONES

Se recomienda realizar estudios de interacciones biológicas entre las EEI y otras especies de fauna y flora del Refugio Los Cusingos, esto proporcionaría una clara identificación y entendimiento de la competencia con las especies nativas del refugio y si han logrado establecer algún nicho en el ecosistema.

Expandir las áreas de estudio, especialmente en las zonas cercanas al jardín e infraestructuras, con el fin de obtener una mayor visualización de la ubicación de las EEI y lograr un manejo adecuado en todas las zonas donde estén presentes.

Realizar un inventario de todas las especies ornamentales que se encuentren en el jardín del refugio, esto ayudaría a tener un mejor monitoreo de las especies introducidas y prever cualquier posibilidad de invasión de alguna otra especie ornamental.

Llevar a cabo estudios de suelo en distintas áreas del Refugio Los Cusingos con el fin de analizar sus características, lo que permitiría determinar si las Especies Exóticas Invasoras en estudio, son capaces de alterar la composición química del suelo.

Desarrollar modelos predictivos que simulen cómo ambas especies invasoras podrían expandirse en el futuro bajo diferentes escenarios de cambios climáticos y manejo en el uso de la tierra. Estos modelos podrían ser herramientas útiles para planificar intervenciones más específicas y enfocadas.

REFERENCIAS

Aber, A., Ferrari, G., Porcile, J. F., Rodríguez, E., & Serbino, S. (2012). *Identificación de prioridades para la gestión nacional de las especies exóticas invasoras*.

Aguilar-Leiva, J. J. (2023). Estado actual y potencial de invasión de ULEX EUROPAEUS L. en el Parque Nacional Volcán Poás, Alajuela, Costa Rica.

Almaguer, A & Báez, N. (2016). La prevención, manejo y control de especies exóticas invasoras. *Revista Boletín Redipe*, *5*(4), 103-108.

Arias-Leandro, E., & Fuentes-León, A. P. (2023). Estado de la regeneración de la flora en el Parque Nacional Isla del Coco, Costa Rica.

Barrientos, Z., & Monge-Nájera, J. (2010). Especies introducidas en la meseta central de Costa Rica. *Biocenosis*, *23*(2), 32-37.

Bayón Medrano, Á. (2021). Patrones de introducción deliberada, predicción de invasiones y análisis de impactos de especies de plantas ornamentales en España.

Bonilla, F. (2006). Estado de conocimiento de especies invasoras. Propuesta de lineamientos para el control de los impactos. Instituto de investigación de recursos biológicos Alexander Von Humboldt.

Born-Schmidt, G., Alba, F., Parpal, J., & Koleff, P. (2017). Principales retos que enfrenta México ante las especies exóticas invasoras. *CESOP, México*.

Brazeiro A, Bresciano D, Brugnoli E &Iturburu M (eds). 2021. Especies exóticas invasorasde Uruguay: distribución, impactos socioambientales y estrategias de gestión. RETEMA-UdelaR, CEEI-Ministerio de Ambiente, Montevideo, 226p

Caballero, Y. B., Born-Schmidt, G., Martínez, A. I. G., Osorio, P. K., & Alfaro, R. M. (2017). Análisis de riesgo, herramienta para prevenir invasiones biológicas.

Calderón, H. F., Domínguez, C. E., Orozco, R., Velasco, M., Escobar, E., & Escobar, D. M. (1982). Análisis estructural y de la regeneración natural de la reserva forestal de Yotocó-Valle. Acta Agronómica, 32(1), 21-31.

Capdevila-Argüelles, L., Zilletti, B., & Suárez-Álvarez, V. Á. (2013). Causas de la pérdida de biodiversidad: Especies Exóticas Invasoras. Memorias Real Sociedad Española de Historia Natural. 2a. época, 10, 55-75.

Castañeda-Noa, I., Fernández Blanco, R., Cárdenas-García, O., Jacinta Sanchez-Pentón, M., Noa-Monzón, A., Faife-Cabrera, M & Díaz-Álvarez, E. (2017). Especies invasoras en el Jardín Botánico de la Universidad Central" Marta Abreu" de Las Villas, Cuba. *Centro Agrícola*, *44*(2), 89-91.

Chacón, E., & Saborío, G. (2006). Análisis taxonómico de las especies de plantas introducidas en Costa Rica. *Lankesteriana: International Journal on Orchidology*.

Clements, D. R., Upadhyaya, M. K., Joshi, S., & Shrestha, A. (Eds.). (2021). *Global plant invasions* (p. 381). Springer.

Díaz Díaz, J. D. (2016). Especies exóticas invasoras en espacios naturales protegidos.

Echávez Plata, K. L. (2021). Categorización y análisis del riesgo de invasión de plantas introducidas asociadas a sistemas agrícolas bananeros del departamento del Magdalena.

Foxcroft, L. C., Pyšek, P., Richardson, D. M., Genovesi, P., & MacFadyen, S. (2017). Plant invasion science in protected areas: progress and priorities. Biological Invasions, 19(5), 1353-1378.

Fuentes, N., Sánchez, P., Pauchard, A., Urrutia, J., Cavieres, L., & Marticorena, A. (2014). *Plantas Invasoras del Centro-Sur de Chile: una Guía de Campo*. Laboratorio de Invasiones biológicas (LIB).

G Riedl, I., Villarreal Orias, J., H May, R., Coto, W., H Schulze, C., Salazar Chacón, M., & Torres Fallas, S. (2010). ZELEDONIA-Boletín de la Asociación Ornitológica de Costa Rica.

Galán Díaz, J. (2021). Community assembly of exotic plant species across Mediterranean regions. PhD Thesis, Universidad de Sevilla.

García Cardesín, É. (2016). Estudiando las invasiones biológicas: un trabajo experimental con" Carpobrotus edulis".

García, T. A. B., Álvarez-Hernández, L. M., Marín-Muñiz, J. L., del Carmen Celis-Pérez, M., Zamora-Castro, S. A., & Muñoz, M. G. L. (2022). Condiciones ambientales para el óptimo desarrollo de plantas ornamentales y fitorremediadoras. *Journal of Basic Sciences*, *8*(23), 96-103.

Hernández Martí, R. (2024). Análisis del estado de las especies exóticas invasoras, la efectividad de las actuaciones de control y los métodos más eficaces de erradicación en la Comunidad Valenciana.

Hernández, C. M. H. (2010). Elaboración de una propuesta de Plan de Manejo para el Refugio de Aves Dr. Alexander Skutch “Los Cusingos”. *Trabajo Final de Graduación. San José, Costa Rica: Universidad para la Cooperación Internacional*.

Holdridge, L. (1978). Ecología basada en zonas de vida (Original: Life Zone Ecology). IICA, San José, Costa Rica.

IUCN. (2000). Guías para la prevención de pérdidas de diversidad biológica ocasionadas por especies exóticas invasoras.

La Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica (2009). *Especies exóticas invasivas una amenaza a la diversidad biológica.*

Lamprecht, H. (1990). Silvicultura en los trópicos: Los ecosistemas forestales en los bosques tropicales y sus especies arbóreas - posibilidades y métodos para un

aprovechamiento sostenido. Trad. Antonio Carrillo República Federal Alemana (GTG). GMBH.

Lowe S., Browne M., Boudjelas S., De Poorter M. (2004). *100 de las Especies Exóticas Invasoras más dañinas del mundo. Una selección del Global Invasive Species Database*. Grupo Especialista de Especies Invasoras (GEEI), Comisión de Supervivencia de Especies (CSE) de la Unión Mundial para la Naturaleza (UICN), 12pp.

March, I & Martínez, M. (2007). Especies invasoras de alto impacto a la biodiversidad: prioridades en México.

Mayer, K., Haeuser, E., Dawson, W., Essl, F., Kreft, H., Pergl, J & van Kleunen, M. (2017). Naturalization of ornamental plant species in public green spaces and private gardens. *Biological Invasions*, *19*, 3613-3627.

McNeely, J. A. (Ed.). (2001). Global strategy on invasive alien species. IUCN.

Mendez, C. (2020). *Plan de Manejo Refugio de Aves* (doctoral dissertation, Universidad para la Cooperacion Internacional).

Meyer, J. Y., & Lavergne, C. (2004). Beautés fatales: Acanthaceae species as invasive alien plants on tropical Indo-Pacific Islands. *Diversity and Distributions*, *10*(5-6), 333-347.

Montoya, M. M. (2017). Refugio de Aves Los Cusingos: la finca del eminente ornitólogo Dr. Alexander Skutch. *Ambientico*, (263), 36-40.

Morales, C. O. (2020). Origen, historia natural y usos de las plantas introducidas en Costa Rica. *Cuadernos de Investigación UNED*, *12*(2), 274-399.

Paganelli, D., Reino, L., Capinha, C., & Ribeiro, J. (2021). Exploring expert perception of protected areas' vulnerability to biological invasions. Journal for Nature Conservation, 62, 126008.

Pauchard, A., & Jiménez, A. (2010). Invasiones de plantas exóticas en áreas protegidas: entendiendo un proceso. Revista Parques, 1, 1-9.

Pheloung, P. C., Williams, P. A., & Halloy, S. R. (1999). A weed risk assessment model for use as a biosecurity tool evaluating plant introductions. Journal of environmental management, 57(4), 239-251.

Pulgarín, S. (2020). *LM Patrones y Procesos de Invasión de Plantas en los Alrededores del Macizo de Iguaque (Boyacá, Colombia)* (Doctoral dissertation, Bachelor's Thesis, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia).

Rezende, K. F., Silva, R. D. S. A. D., Silva, P. C. D., Cordeiro, M. H. M., & Silva, C. A. (2021). Aspects of the reproductive biology of Zingiber spectabile (Zingiberaceae). *Revista Ceres*, *68*, 96-104.

Ríos, H., & Vargas, O. R. L. A. N. D. O. (2003). Ecología de las especies invasoras. *Pérez Arbelaezia*, *14*, 119-148.

Sanguinetti, J., Buria, L., Malmierca, L., Valenzuela, A. E., Núñez, C., Pastore, H & Chehébar, C. (2014). Manejo de especies exóticas invasoras en Patagonia, Argentina: Priorización, logros y desafíos de integración entre ciencia y gestión identificados desde la Administración de Parques Nacionales. *Ecología austral*, *24*(2), 183-192.

Shackleton, R. T., Foxcroft, L. C., Pyšek, P., Wood, L. E., & Richardson, D. M. (2020). Assessing biological invasions in protected areas after 30 years: Revisiting nature reserves targeted by the 1980s SCOPE programme. Biological Conservation, 243, 108424.

Silgado, P. (2017). Proyecto Final de Graduación presentado como requisito parcial para optar por el título de Máster en Gerencia de Programas Sanitarios en Inocuidad de Alimentos.

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

Soler, P. E., Berroterán, J. L., José, G., & Acosta, R. (2012). Índice valor de importancia, diversidad y similaridad florística de especies leñosas en tres ecosistemas de los llanos centrales de Venezuela. Agronomía tropical, 62(1-4), 25-37.

Soto, R & Serrano, C. (2017). Hurgando en la historia del Centro Científico Tropical. Centro Científico Tropical: 55 años de historia conservacionista en Costa Rica.

Tong, L., Tian, L., Xu, X., & Cheng, Y. (2022). The complete chloroplast genome sequence of Thunbergia erecta (Benth.) T. Anders. (Acanthaceae). *Mitochondrial DNA Part B*, *7*(11), 1952-1954.

Van Kleunen, M., Essl, F., Pergl, J., Brundu, G., Carboni, M., Dullinger, S & Dehnen-Schmutz, K. (2018). The changing role of ornamental horticulture in alien plant invasions. *Biological Reviews*, *93*(3), 1421-1437.

Vargas-Gómez, Y. (2023). Estructura, composición florística y conectividad estructural del bosque en un gradiente altitudinal del Corredor Biológico Alexander Skutch, Pérez Zeledón, Costa Rica.

Vilà, M., Roura-Pascual, N., Andreu, J., González-Moreno, P., & Sol, D. (2013). Introducción de especies invasoras. *Conservar Aprovechando*, 55.