

INSTITUTO TECNOLÓGICO DE COSTA RICA  
ESCUELA DE INGIENERÍA FORESTAL

ESTADO DE LA REGENERACIÓN DE LA FLORA EN EL  
PARQUE NACIONAL ISLA DEL COCO, COSTA RICA

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

EMMANUEL ARIAS LEANDRO  
ANA PAULA FUENTES LEÓN

CARTAGO, COSTA RICA, 2023

INSTITUTO TECNOLÓGICO DE COSTA RICA  
ESCUELA DE INGENIERÍA FORESTAL

ESTADO DE LA REGENERACIÓN DE LA FLORA EN EL  
PARQUE NACIONAL ISLA DEL COCO, COSTA RICA

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

EMMANUEL ARIAS LEANDRO  
ANA PAULA FUENTES LEÓN

CARTAGO, COSTA RICA, 2023

# ESTADO DE LA REGENERACIÓN DE LA FLORA EN EL PARQUE NACIONAL ISLA DEL COCO, COSTA RICA

Emmanuel Arias Leandro<sup>1</sup>

Ana Paula Fuentes León<sup>1</sup>

## RESUMEN

Las islas son de suma importancia para la biodiversidad mundial, sin embargo, están expuestas a la introducción de especies de flora y fauna que afectan la regeneración de la vegetación. Este trabajo tuvo como objetivo analizar y caracterizar el estado de la regeneración de la flora en el Parque Nacional Isla del Coco, además evaluar la existencia de un posible avance de las especies introducidas de flora al interior de la isla. En este estudio se realizaron muestreos de regeneración, estratificando la isla en dos sectores: sitio Bahía y sitio Interior, para lo cual se levantaron transectos lineales perpendiculares a los senderos cada 50 m para el sitio Bahía y cada 100 m para el sitio Interior, en cada transecto se establecieron tres parcelas. En total se establecieron 200 parcelas de 20x20 m compuestas de subunidades de muestreo (UM) anidadas según las categorías de regeneración (plántula, brinzal, latizal bajo y latizal alto). Se estableció una relación entre la abundancia de las especies y las variables de elevación, distancia desde bahía Wafer y la cobertura de copa, empleando un análisis de redundancia (RDA). Además, se empleó un análisis de regresión para conocer el avance de algunas especies introducidas hacia el interior de la isla según el porcentaje de cobertura de copa. Por último, se utilizaron índices de diversidad y similitud para conocer mejor el estado de las especies por sitio. Se destacó la presencia de la familia Melastomataceae, específicamente de la especie *Henriettea succosa*. Según el RDA, el 78,43% de la varianza de la abundancia de las especies introducidas está explicada por la distancia desde la bahía, la cobertura de copa y la elevación. Mientras que estas mismas variables describen en un 33,79% la varianza de la abundancia de las cinco especies más abundantes y en un 15,45% la varianza de la abundancia de las especies endémicas. El análisis de regresión mostró que la variable de cobertura de copa explica en un 74,14% la variación del porcentaje de cobertura de las especies introducidas. Los índices de diversidad indicaron mayor

biodiversidad de especies en el sitio Interior; sin embargo, cuando se tomó en cuenta solo las especies introducidas, el sitio Bahía presentó una mayor biodiversidad. A su vez, los índices de similitud indican que los sitios tienen especies en común, pero las diferencias en la abundancia de estas son mínimas. Finalmente, como medidas de control para las especies introducidas se proponen tres estrategias principales basadas en la prevención de la propagación, control de especies introducidas ya existentes y restauración tras el manejo.

**Palabras clave:** Parque Nacional Isla del Coco, muestreos de regeneración, especies introducidas, flora insular

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

---

<sup>1</sup>Arias-Leandro, E. y Fuentes-León, A. (2023). Estado de la regeneración de la flora en el Parque Nacional Isla de Coco, Costa Rica. (Tesis de Licenciatura). Escuela de Ingeniería Forestal, Instituto Tecnológico de Costa Rica, Cartago, Costa Rica. 70 p.

## ABSTRACT

Considering their paramount significance in global biodiversity conservation, islands face a critical challenge in safeguarding their native flora regeneration due to the introduction of non-indigenous species of both flora and fauna. This study analyzes and characterizes the state of flora regeneration within the confines of Isla del Coco National Park-, concurrently assessing the potential ingress of alien flora species into the island's interior. Concurrently, regeneration sampling was carried out, stratifying the island into two sectors: Bahía site and Interior site. Related with this purpose, linear transects perpendicular to the trails were taken every 50 m for Bahía site and every 100 m for Interior site, and three plots were established in each transect. In total, 200 plots of 20x20 m were established, composed of sampling subunits (UM) nested according to regeneration categories: seedling and saplings (low and high). A correlation was determined between the abundance of species and the variables of elevation, distance from Wafer Bay, and canopy cover using redundancy analysis (RDA). Furthermore, a regression analysis was employed to ascertain the extent of penetration of exotic species into the island's interior in relation to the canopy cover. Lastly, diversity and similarity indices were employed to gain insight into the species distribution across both sites. The Melastomataceae family stands out, specifically *Henriettea succosa*. According to the RDA, 78,43% of the abundance of non-native species is explained by distance from the bay, canopy cover and elevation. While these same variables describe 33,79% of the abundance of the five most common species and 15,45% of the abundance of endemic species. The regression analysis indicates that the canopy coverage explains 74,14% of the coverage of exotic species. The diversity indices reveal a higher degree of species biodiversity within the Interior site. However, when solely assessing exotic species, the Bahía site exhibits greater diversity. Likewise, the similarity indices suggest that there is a shared presence of species across the sites, characterized by minimal disparities in their abundance. Finally, as control measures for nonnative species, three main strategies are proposed based on the prevention of spread, control of alien species and restoration after management.

**Keywords:** Isla del Coco National Park, regeneration samplings, alien species, insular flora

## ACREDITACIÓN

### 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. Esteban Herrera Herrera 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, Dr.

Director de tesis

---

Nancy Gamboa Badilla, Dra.

Lectora

---

Esteban Herrera Herrera, Lic.

Lector

---

Dorian Carvajal Vanegas, M.Sc

Coordinador de Trabajos

Finales de Graduación



---

Emmanuel Arias Leandro

Estudiante



---

Ana Paula Fuentes León

Estudiante

## **DEDICATORIA**

Dedico este trabajo a mi familia, especialmente a mi madre María Leandro Araya y a mi padre Fabricio Arias Sánchez, por su amor y apoyo incondicional. A Dios por todo lo que me ha dado. También a mi abuelito Adolfo Arias y mis abuelitas Nuria Sánchez y Soledad Leandro (QEPD), por su extraordinario amor. A Andrei Trejos y Jose Andrés Mora por su amistad y compañía. Finalmente, a Ana Pau por ser mi mejor amiga en esta etapa de vida, por los momentos que vivimos y por su apoyo.

Emmanuel Arias Leandro

A mis papás Elena y Oswaldo, a mis abuelitos Carmen (QEPD) y Boanerges, a mis hermanos Gabriel, Luana y Jimena y a mi perrita Nala, por estar, apoyarme y defenderme siempre. Por último, a mi compañero de tesis Emma, por ser mi mejor amigo en esta trayectoria de vida.

Ana Paula Fuentes León

## **AGRADECIMIENTOS**

A Luis Guillermo Acosta Vargas, por guiarnos y brindarnos valiosos consejos, pero principalmente por su amistad y confianza a lo largo de este trabajo.

Al equipo de guardaparques y funcionarios del Parque Nacional Isla del Coco por permitirnos realizar este trabajo, así como los voluntarios que se encontraban laborando. Su dedicación a la conservación de esta área protegida es inspiradora.

A nuestros amigos, especialmente a Saúl, Pau, Gaby y Jime, y nuestros compañeros y amigos de énfasis; Jona, Fer, Dyla e Iván, que han estado a nuestro lado durante esta etapa, por los momentos compartidos y ser fuente de motivación.

A los lectores Nancy Gamboa Badilla y Esteban Herrera Herrera por su interés y por las invaluable observaciones y recomendaciones realizadas.



## ÍNDICE GENERAL

RESUMEN.....	i
ABSTRACT.....	iii
ACREDITACIÓN.....	iv
DEDICATORIA.....	v
AGRADECIMIENTOS.....	vi
ÍNDICE DE CUADROS.....	x
ÍNDICE DE FIGURAS.....	xi
ÍNDICE DE ANEXOS.....	xiii
1. INTRODUCCIÓN.....	1
1.1 Objetivos.....	3
1.1.1 Objetivo general.....	3
1.1.2 Objetivos específicos.....	3
2. HIPÓTESIS.....	3
3. REVISIÓN DE LITERATURA.....	4
3.1 Dinámica de la flora en las islas.....	4
3.1.1 Flora nativa.....	4
3.1.2 Flora introducida.....	5
3.1.3 Flora invasiva.....	5
3.2 Distribución de la flora en las islas.....	6
3.2.1 Tipo de bosque y asociaciones.....	7
3.2.2 Regeneración de la flora.....	7
3.3 Dinámica de las especies invasoras en islas.....	8
3.3.1 Impactos de las especies invasoras.....	8
3.3.2 Interacción flora (nativa o introducida) y la fauna introducida.....	9

3.3.3	Medidas de control de especies invasoras .....	10
4.	METODOLOGÍA.....	12
4.1	Sitio de estudio.....	12
4.1.1	Ubicación geográfica .....	12
4.1.2	Clima y vegetación .....	13
4.1.3	Bahías Wafer y Chatham.....	13
4.2	Muestreos de regeneración.....	14
4.2.1	Diseño y ubicación de parcelas .....	14
4.2.2	Tamaño y forma de parcelas .....	15
4.3	Caracterización de especies introducidas .....	17
4.4	Análisis estadístico.....	17
4.5	Recomendaciones y medidas de control.....	19
5.	RESULTADOS.....	20
5.1	Estado de la regeneración de la flora en el Parque Nacional Isla del Coco	20
5.2	Factores especiales que influyen en la regeneración de la flora.....	27
5.2.1	Impactos de los cerdos asilvestrados .....	28
5.2.2	Impactos de las ratas.....	28
5.2.3	Impactos de las colonias de nidos de las aves .....	28
5.2.4	Presencia de pastos introducidos (Cyperaceae y Poaceae).....	28
5.3	Condiciones particulares encontradas en el Parque Nacional Isla del Coco	29
5.4	Comparación entre sitio Bahía y sitio Interior.....	30
5.5	Penetración de especies introducidas al interior de la isla .....	33
5.6	Caracterización de las especies introducidas .....	35
5.7	Recomendaciones y medidas de control para las especies introducidas....	40

6.	DISCUSIÓN .....	43
7.	CONCLUSIONES.....	53
8.	RECOMENDACIONES .....	54
9.	REFERENCIAS.....	55
10.	ANEXOS .....	67

## ÍNDICE DE CUADROS

<b>Cuadro 1.</b> Dimensiones de los individuos, tamaño de parcelas, unidades de muestreo por parcela e intensidad de muestreo según la categoría de regeneración. ....	17
<b>Cuadro 2.</b> Número de individuos de las especies introducidas según la categoría de regeneración, Parque Nacional Isla del Coco, Costa Rica.....	25
<b>Cuadro 3.</b> Cobertura de las especies encontradas en el muestreo de regeneración, Parque Nacional Isla del Coco, Costa Rica. ....	25
<b>Cuadro 4.</b> Especies más abundantes en cada sendero muestreado en el Parque Nacional Isla del Coco, Costa Rica. ....	27
<b>Cuadro 5.</b> Número de individuos en los sitios Bahías e Interior, Parque Nacional Isla del Coco. ....	31
<b>Cuadro 6.</b> Distribución por sitio de las especies introducidas halladas en el muestreo de regeneración en el Parque Nacional Isla del Coco, Costa Rica. ....	31
<b>Cuadro 7.</b> Distribución por sitio de las coberturas de las especies halladas en el muestreo de regeneración, Parque Nacional Isla del Coco, Costa Rica.....	32
<b>Cuadro 8.</b> Índices de diversidad de especies para los dos sitios muestreados en el Parque Nacional Isla del Coco, Costa Rica. ....	32
<b>Cuadro 9.</b> Índices de diversidad de especies introducidas para los dos sitios muestreados en el Parque Nacional Isla del Coco, Costa Rica. ....	33
<b>Cuadro 10.</b> Índices de similitud de especies introducidas para los dos sitios muestreados en el Parque Nacional Isla del Coco, Costa Rica. ....	33
<b>Cuadro 11.</b> Estrategias y medidas de control de especies de flora introducida para el Parque Nacional Isla del Coco, Costa Rica.....	40

## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Ubicación de la bahía Wafer, bahía Chatham y los senderos del Parque Nacional Isla del Coco, Costa Rica. ....	12
<b>Figura 2.</b> Diseño y ubicación de las parcelas en los senderos muestreados en el Parque Nacional Isla del Coco, Costa Rica. ....	15
<b>Figura 3.</b> Diseño de la unidad de muestreo anidada en cada parcela utilizada en Isla del Coco, Costa Rica (Fuente: Modificado de Camacho, 2000). ....	16
<b>Figura 4.</b> Representación de las cinco especies más abundantes y de las especies restantes según el muestreo de regeneración en el Parque Nacional Isla del Coco, Costa Rica.....	21
<b>Figura 5.</b> Especies con mayor cantidad de individuos según la categoría de regeneración. A) Plántula B) Brinzal. C) Latizal bajo. D) Latizal alto. Parque Nacional Isla de Coco, Costa Rica.....	22
<b>Figura 6.</b> Análisis de redundancia (RDA) para la abundancia de las cinco especies más abundantes del muestreo de regeneración en el Parque Nacional Isla del Coco, Costa Rica ELEV: Elevación, DIST: distancia desde la bahía, COPA: Cobertura de copa. ....	23
<b>Figura 7.</b> Análisis de redundancia (RDA) para la abundancia de las especies endémicas del muestreo de regeneración en el Parque Nacional Isla del Coco, Costa Rica. ELEV: Elevación, DIST: distancia desde la bahía, COPA: Cobertura de copa. ....	24
<b>Figura 8.</b> Presencia de la enredadera Entada gigas en el muestreo de regeneración, Parque Nacional Isla del Coco, Costa Rica.....	26
<b>Figura 9.</b> Factores especiales que posiblemente influyen en la regeneración del Parque Nacional Isla del Coco, Costa Rica. A) Escarbaderos de cerdos. B) Cerdo alimentándose de <i>A. glabra</i> . C) Regeneración de <i>A. glabra</i> en excremento de cerdos. D) Semilla de <i>S. holdridgei</i> depredada por ratas. E) Escasa regeneración por colonias de aves. F) Presencia de pastos introducidos ( <i>Poaceae</i> ). ....	29

**Figura 10.** Condiciones particulares encontradas en el Parque Nacional Isla del Coco, Costa Rica. A) Rodales de *M. dodecandra*. b) Agrupación de helechos. c) Dominancia del pasto *H. amplum*. d) Asociación entre *E. gigas*, *M. strigillosa*, *H. amplum* y helechos. ....30

**Figura 11.** Análisis de redundancia (RDA) para la abundancia de las especies introducidas del muestreo de regeneración en el Parque Nacional Isla del Coco, Costa Rica. ELEV: Elevación, DIST: distancia desde la bahía, COPA: Cobertura de copa. ....34

**Figura 12.** Análisis de regresión del porcentaje de cobertura de las especies introducidas según el porcentaje de cobertura de copa en el Parque Nacional Isla del Coco, Costa Rica. ....35

## ÍNDICE DE ANEXOS

<b>Anexo 1.</b> Familias y especies con su origen registradas en el muestreo del Parque Nacional Isla del Coco, Costa Rica. ....	67
<b>Anexo 2.</b> Salidas del análisis estadístico de redundancia (RDA) en R para cada conjunto de especies, Parque Nacional Isla del Coco, Costa Rica. ....	69
<b>Anexo 3.</b> Valores estadísticos obtenidos para distintas variables del análisis de varianzas (ANOVA) de cada análisis de redundancia (RDA) en R, Parque Nacional Isla del Coco, Costa Rica. ....	69
<b>Anexo 4.</b> Número de transectos y de parcelas por sendero según el sitio con su longitud. Parque Nacional Isla del Coco, Costa Rica. ....	70

## 1. INTRODUCCIÓN

El Parque Nacional Isla del Coco (PNIC) es una isla relativamente pequeña con una extensión terrestre de aproximadamente 24 km<sup>2</sup>. Se ubica a 500 km al suroeste de la costa Pacífica de Costa Rica, y es administrado por el Área de Conservación Marina Coco (ACMC). Es una isla de origen volcánico que, como indica Bergoeing (2019), “ha sido datada del Pleistoceno inferior a medio y es eminentemente volcánica, remanente emergido de la Placa Tectónica de Cocos que colisionó con la Placa del Caribe en el Plioceno”.

Según ACMC (2018) la isla “es reconocida mundialmente como reservorio de biodiversidad y endemismo, sitio de belleza paisajística excepcional y es considerada uno de los diez mejores sitios para buceo recreativo en el mundo”. Además, se considera uno de los lugares naturales más privilegiados del planeta por su ecosistema único y su biodiversidad. A pesar de ser un sitio con varios aspectos positivos entorno a la biodiversidad, presenta diversos problemas con relación a la introducción de especies de flora y fauna.

La entrada de los primeros humanos a la Isla del Coco se remonta al siglo XV, con su descubrimiento (Madriz, 2009). Más adelante, fue utilizada como sitio de refugio y abastecimiento de agua por balleneros y piratas (Estrada-Chavarría et al., 2020). Desde ese momento y con el paso del tiempo se introdujo gran cantidad de especies de flora y fauna, registrando a la fecha cinco especies de mamíferos y alrededor de 100 especies de plantas (FAICO, 2017).

En el catálogo de las plantas vasculares del Parque Nacional Isla del Coco, se incluyeron 298 especies, distribuidas en 197 géneros y 82 familias. De ellas, 220 son especies nativas (74%) con un endemismo del 22% y 78 especies son introducidas (26%). Entre las especies nativas se pueden encontrar angiospermas, helechos y licófitos, mientras que las introducidas todas son angiospermas (Estrada-Chavarría et al., 2023).

Por su parte, las especies invasoras son la principal causa de pérdida de biodiversidad y extinción de especies en las islas (Uribe, 2015), siendo esta una de las más graves limitaciones en la conservación. Dentro de los muchos impactos negativos se puede mencionar que causan extinciones por competencia o por



modificar las condiciones del sitio, dispersión de micro y macro parásitos, alterar los ciclos de nutrientes e hidrológicos, inducir cambios genéticos, ser dispersadas por fauna nativa e interferir en la sucesión, productividad y estabilidad del lugar. Además, en los ecosistemas insulares son el mayor peligro para las especies endémicas, ya que el establecimiento exitoso de las especies invasoras puede provocar cambios dramáticos en todos los niveles del ecosistema (Herrera y Sierra, 2005; Chacón, 2016; SINAC, 2017).

Existen estudios y planes de manejo acerca del control, monitoreo y afectaciones que tienen las especies exóticas en los ecosistemas de la Isla del Coco, no obstante, la mayoría se concentran en la fauna introducida. Actualmente, existen vacíos de información con respecto a la flora invasora y el estado de la vegetación en general de la isla. Sin embargo, para la conservación efectiva de los ecosistemas naturales, es importante conocer el potencial de invasión de la flora introducida, el tamaño de las poblaciones, el nivel de avance desde los puntos de llegada en las bahías Wafer y Chatham, así como los posibles daños basados en ejemplos similares como el caso de la Isla Galápagos, ubicada a 841 km del PNIC.

En este trabajo, mediante el análisis de la regeneración natural, se pretende conocer el estado de algunas especies de flora nativa e introducida en el Parque Nacional Isla del Coco.

## **1.1 Objetivos**

### 1.1.1 Objetivo general

Analizar el estado de la regeneración de las especies de flora para la conservación de los ecosistemas naturales del Parque Nacional Isla del Coco.

### 1.1.2 Objetivos específicos

- a. Evaluar la regeneración de las especies de flora nativa e introducida en el Parque Nacional Isla del Coco.
- b. Determinar el avance de las especies introducidas desde los centros de arribo y dispersión en las bahías hasta el interior de la isla.
- c. Caracterizar las especies de la flora introducida más abundantes en el Parque Nacional Isla del Coco.
- d. Generar recomendaciones y medidas de control para las especies de flora introducida en el Parque Nacional Isla del Coco.

## **2. HIPÓTESIS**

La mayor presencia de especies de flora introducida se encuentra en el sitio Bahía, correspondiente a las bahías Wafer y Chatham del PNIC.

### 3. REVISIÓN DE LITERATURA

#### 3.1 Dinámica de la flora en las islas

Las islas son de suma importancia para biodiversidad mundial, estas abarcan el 5% del planeta y han sido primordiales para el avance de diferentes disciplinas científicas (Fernández, 2004). Además, Cheke (2011), indica que “las floras insulares, o más correctamente las plantas vasculares de las islas oceánicas, constituyen el 25% de la biodiversidad botánica del planeta”. Aunque las islas solo representan el 5% de la superficie de la tierra, aproximadamente una cuarta parte de todas las especies de plantas vasculares existentes conocidas son endémicas de las islas (Caujapé-Catells et al., 2010). Fernández-Palacios (2004) hace referencia a las islas oceánicas como:

“islas que surgen del fondo del mar producto de la actividad volcánica en los fondos marinos, que generalmente se encuentran situadas lejos de los continentes y separadas de éstos por grandes profundidades. La biota de esta isla suele ser singular, y está caracterizada por la ausencia de especies carentes de poder de dispersión a larga distancia”

Relacionado al concepto anterior, una característica fundamental de las islas oceánicas es la presencia de animales o plantas endémicas, debido a su evolución en territorios aislados y ausencia de intercambios de flujos genéticos externos (Montoya, 2007).

##### 3.1.1 Flora nativa

La flora nativa es la vegetación propia que ya se encontraba en un lugar, es decir, no es insertada intencional o accidentalmente, sino que su presencia en la región es debido a la respuesta a distintas intervenciones de fenómenos naturales, por lo que se desarrolla naturalmente en el ecosistema (CONABIO, 2023).

Bien mencionan Estrada-Chavarría et al. (2023) que, de las 298 especies de plantas del Parque Nacional Isla del Coco, 220 son nativas, y se distribuyen en 53% angiospermas, 44% helechos y un 3% licófitos. Además, esta flora se divide en una alta proporción de especies herbáceas (63%), poca representación de la parte arbórea (12%) y unos cuantos bejucos y enredaderas (8%), teniendo a su vez un

endemismo del 22% (48 especies), siendo la mayoría helechos (58%). Valor menor si se compara con la Isla Galápagos que cuenta con un 34%, pero esta última posee una extensión de 8010 km<sup>2</sup> (Trusty et al., 2006).

De la misma manera, la flora nativa de las islas es especialmente vulnerable ante invasiones, esto debido a dos posibles causas, la primera se inclina a que las islas oceánicas tienen baja riqueza y poblaciones pequeñas de especies nativas, y la segunda se apega a que esta fragilidad de la flora nativa de las islas oceánicas exhibe un alto grado de endemismo y especiación, que se manifiesta en poca capacidad competitiva y en estructuras tróficas simples (Herrera et al., 2017). De igual forma, Martín (2011) indica que “la probabilidad de que una especie insular se extinga es unas 40 veces superior a que lo haga una continental”.

### 3.1.2 Flora introducida

La flora introducida, también conocida como exótica, alóctona o foránea, es aquella que no es originaria geográficamente en un sitio y que fue transportada, ya sea intencionalmente como plantas ornamentales o de interés económico, o accidentalmente por medio de barcos, mercancía, etc. (Castellanos et al., 2015). Normalmente, esta flora es vista como un problema que afecta la naturaleza propia del lugar, no obstante, muchas de estas se convirtieron en los cultivos socioeconómica y ambientalmente más impactantes de algunos países, principalmente en el ámbito de la agricultura (Hilgert et al., 2014; Morales, 2020).

En cuanto a la flora introducida a la Isla del Coco, Estrada-Chavarría et al. (2023), indican que, de las 298 especies reportadas, 78 especies son introducidas (26%), siendo todas estas angiospermas. Este es un valor relativamente bajo en comparación con otras islas del Pacífico. Sin embargo, según Trusty et al. (2006) y Lonsdale (1999), mencionan que el tema de la presencia de plantas introducidas requiere una atención especial, puesto que se podrían convertir en invasoras y causar problemas de conservación para las especies nativas.

### 3.1.3 Flora invasiva

La flora invasiva es aquella que, ya sea nativa o introducida, posee un potencial de propagación alto y que amenaza la biodiversidad local al generar pérdidas

socioeconómicas o ecológicas (Luo et al., 2022; Orapa, 2017). Sin embargo, por lo general se tachan como invasoras a aquellas que son introducidas en muchos estudios, como en Santos y Calafate (2018), Martínez-Capel et al. (2019) y Herrera et al. (2016), dejando por afuera a las nativas que también pueden presentar este comportamiento, mejor conocidas como especies oportunistas, que siendo autóctonas, incrementan su abundancia debido a condiciones dadas y afectan las demás especies con las que coexisten (Acosta, 2022).

La flora invasora es una amenaza para la biodiversidad mundial, especialmente para las islas oceánicas que presentan mucho endemismo (Vincent et al., 2016). Para que una especie invasora se establezca en una isla, debe pasar por diferentes filtros. Primero, debe llegar a la isla (filtro de dispersión), después crecer, sobrevivir y reproducirse bajo las diferentes condiciones ambientales del sitio (filtro abiótico) mientras que compite contra las comunidades nativas (filtro biótico) (Ibanez et al., 2019).

### **3.2 Distribución de la flora en las islas**

La composición florística de los bosques tropicales hace que constituya uno de los ecosistemas más complejos. Leiva-Sanabria (2001) señala que “los patrones generales indican que la riqueza de especies en los bosques tropicales, dependen claramente de la ubicación geográfica del sitio, dado que las condiciones climáticas varían sustancialmente”. Sin embargo, la composición de la vegetación de las islas no se rige por las mismas disponibilidades o parámetros de los bosques situados en áreas continentales (Porrás-Jiménez, 2012).

Como lo es usual en las islas oceánicas, la Isla del Coco presenta una vegetación relativamente pobre, en comparación con los bosques de territorios continentales. Sin embargo, presenta porcentajes de flora endémica muy elevados (Zamora, 2008). Trusty et al. (2006) señalan que, la mayoría de la flora nativa (70%) tiene origen en Centroamérica o Suramérica, el 30% restante es pantropical; con aproximadamente un 47,1% de las diásporas de plantas nativas dispersadas por el viento, un 11,5% por agua, un 26,7% internamente por las aves y el 14,7% externamente por las aves.

Por otro lado, Trusty et al. (2012) señalan que, en un estudio para determinar la hipótesis de una relación genética entre las plantas de la isla Galápagos y la isla del Coco debido a su cercanía, encontraron que no hay una concordancia de filogenias entre estas, pero al menos revelaron que hay una ausencia de vínculos fitogeográficos directos entre las islas (causado por afinidad de patrones circulación de aérea y oceánica que limitan la dispersión).

### 3.2.1 Tipo de bosque y asociaciones

El PN Isla del Coco presenta bosques siempre verdes debido a su alta humedad. La especie endémica *Sacoglottis holdridgei* domina entre la vegetación pues puede llegar hasta los 25 m de altura y 1 m de diámetro y representa cerca del 60% de los árboles del dosel (Porrás-Jiménez, 2012). La isla se divide en dos comunidades vegetales: bosque pluvial premontano y bosque nuboso (Rivera, 2006). Porrás-Jiménez et al. (2014) describen que, el bosque nuboso se encuentra en “una asociación tardía, en la que los individuos han alcanzado su máximo desarrollo y han logrado utilizar al máximo la capacidad del sitio”.

No obstante, a diferencia de la división anterior, se mencionan diferentes tipos de vegetación en la isla, como bosque húmedo a baja altitud, bosque nublado a gran altitud, comunidades de acantilados costeros, vegetación riparia, vegetación de los islotes y comunidades de la orilla de las bahías (Trusty et al., 2006).

### 3.2.2 Regeneración de la flora

La regeneración natural es el proceso en donde la vegetación y el surgimiento de árboles se dan en forma natural (Cabrera et al., 2020). Según Saravia y Leño (1999), el éxito de la regeneración natural depende de diferentes parámetros que varían según las diferentes especies arbóreas. Sin embargo, algunas condiciones son imprescindibles, como cantidad suficiente de semillas viables y condiciones microclimáticas y edáficas adecuadas para la regeneración y desarrollo.

La población de una especie establecida en una isla se lleva a cabo mediante dos procesos diferentes y sucesivos; la entrada de uno o varios individuos de la especie a la isla y el establecimiento exitoso mediante el sustento de una o varias poblaciones que logran sobrevivir (Fernández-Palacios, 2004).

Existen diferentes formas de medir la regeneración de un sitio. Un mecanismo común para este tipo de estudio es realizar un muestreo o un monitoreo basado en la categoría de regeneración de los individuos según sus dimensiones en altura y diámetro (plántula, brinzal, latizal bajo o latizal alto). Por lo general, la vegetación con menores dimensiones suele ser más numerosa, por lo que debe ser muestreada en unidades pequeñas, según los objetivos del estudio (Camacho, 2000; SINAC, 2014). Estos muestreos de regeneración son técnicas de campo que consisten en recopilar datos de las plántulas y árboles jóvenes, generalmente con el objetivo de obtener información sobre la estructura y diversidad de la regeneración arbórea (Martínez-Ramos, 2013; Russo et al., 2020).

### **3.3 Dinámica de las especies invasoras en islas**

Los sistemas insulares son ambientes muy vulnerables a las invasiones biológicas, debido a una alta proporción de especies endémicas que no cuentan con mecanismos de defensa ante las especies invasoras, con las cuales no coevolucionaron (SINAC, 2017; Koleff, 2017). Sierra (2014) indica que, aunque hay patrones generales y consistentes en los procesos de invasiones, existen algunos factores específicos que determinan el potencial de una invasión insular y que están relacionados a las perturbaciones antropogénicas, como lo son la actividad económica (medida como producto interno bruto), las liberaciones de plantas de forma intencionada o por intereses (sean comerciales u ornamentales) y en que son muchos otros los elementos que influyen sobre la eventual invasión, aparte de las características propias de la flora (por ejemplo, intensidad de llegada de propágulos, condiciones de hábitat, historia, nicho disponible y la relación a largo plazo especie nativa-invasora).

#### **3.3.1 Impactos de las especies invasoras**

Las especies exóticas invasoras pueden alterar la composición, la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas terrestres y acuáticos, representar amenazas para la diversidad biológica y provocar la pérdida y fragmentación del hábitat (Liu et al., 2016).

Las plantas alóctonas invasoras se encuentran entre los grupos más importantes de especies que afectan tanto el bienestar socioeconómico de los habitantes de las

islas del Pacífico, así como, los ecosistemas insulares, que tienen una diversidad biológica única. En términos de biodiversidad, las plantas invasoras pueden cambiar paisajes y ecosistemas completos y contribuir a la reducción de la diversidad biológica (Orapa, 2017).

Otro punto importante, es que, en ocasiones, las especies introducidas son depredadas por la fauna nativa e introducida, lo que aumenta su dispersión y por ende el potencial de invasión de estas especies se incrementa (SINAC, 2017; Servera, 2021). Además, muchas especies invasoras amenazan las interacciones y mutualismo de las especies nativas, interacciones que constituyen un componente más de la biodiversidad insular y cuyo origen se remonta a varios millones de años (Traveset y Nogales, 2015).

### 3.3.2 Interacción flora (nativa o introducida) y la fauna introducida

Las especies de la fauna introducidas en las islas representa la principal amenaza para la biodiversidad nativa (Jones et al., 2016). Es por esta razón que, es muy importante tomar en cuenta la interacción de la fauna introducida con la flora presente en la isla (nativa o introducida). En el caso del PNIC no existe ninguna especie de mamífero terrestre nativo, por lo que las cinco especies presentes son introducidas, el cerdo silvestre (*Sus scrofa*), el venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*), el gato doméstico (*Felis catus*), la rata negra (*Rattus rattus*) y la rata europea (*Rattus norvegicus*) (Díaz et al., 2010), que son especies que amenazan fuertemente la biodiversidad presente (SINAC, 2017).

Entre los principales daños reportados en estudios que han sido causados por la fauna introducida se encuentran la herbivoría de la regeneración arbórea (Acosta-Vargas y Pinto-Tomas, 2019; Acosta-Vargas et al., 2020; Bonilla-Mata y Acosta-Vargas, 2020), la modificación del suelo por escarbaduras (Sierra, 2001; Castanedo-Escoto, 2017) y la depredación y daños de frutos (Corrales-Retana, 2018). Por otro lado, algunas especies de fauna también aportan a la dispersión de las semillas, como es el caso de las ratas. Estas se alimentan de los frutos de café (introducida) y en muchas ocasiones guardan y olvidan las semillas en las madrigueras, lo que contribuye a su dispersión. Sin embargo, esta misma especie



también es responsable de daños sobre la vegetación nativa, como es el caso de la perforación de frutos del cocotero (*Cocos nucifera L.*) (Madriz, 2009).

Aunque, según Sierra et al. (2020), estas perturbaciones suelen ser menos intensas en el bosque nuboso, contrario que en el bosque pluvial premontano donde son más frecuentes, sobre todo en las bahías de Wafer y Chatham. No obstante, Granados-Chacón (2021) señala que “Si bien se han registrado estas alteraciones, se desconoce en gran medida su impacto en el ecosistema de la Isla del Coco, ya que existen pocos estudios sobre los procesos ecológicos y de restauración del bosque”.

### 3.3.3 Medidas de control de especies invasoras

Evitar que las especies invasoras pasen las fronteras, especialmente a través de los límites naturales entre islas individuales distanciadas por mar, es la forma más rentable de combatir la amenaza que representan estas especies. El costo por la prevención de cada especie es menor que el control de las especies invasoras ya establecidas (UICN, 2019). Para la mayoría de las especies invasoras, una vez que se han establecido en una isla, la eliminación ya no es factible y el manejo debe avanzar hacia el control y la mitigación (Russell et al., 2017).

Por otro lado, Kaiser-Bunbury et al. (2010) sostienen que “el verdadero reto para preservar y restaurar la biodiversidad en las islas no consiste únicamente en centrarse en las especies en sí, sino, lo que es más importante, es mantener y restaurar la integridad de las interacciones entre las especies”. Es por esto que, como insisten Caujape-Castells et al. (2010), es de “urgente necesidad que los científicos de la conservación compartan conocimientos y experiencias, identifiquen y debatan los retos comunes y formulen objetivos de conservación multidisciplinarios para las plantas endémicas insulares de todo el mundo”.

Dentro de los tipos de medidas de control se puede hablar de la erradicación y contención y control basado en el conocimiento biológico y ecológicos de las especies. La erradicación permite la eliminación directa del problema, sin embargo, cuando la especie ha invadido un área relativamente aislada, como en el caso de las islas, la mejor opción es controlar sus poblaciones. Por ejemplo, Pérez-Fernández (2012) indica que “La erradicación del árbol de la pimienta brasileña, la

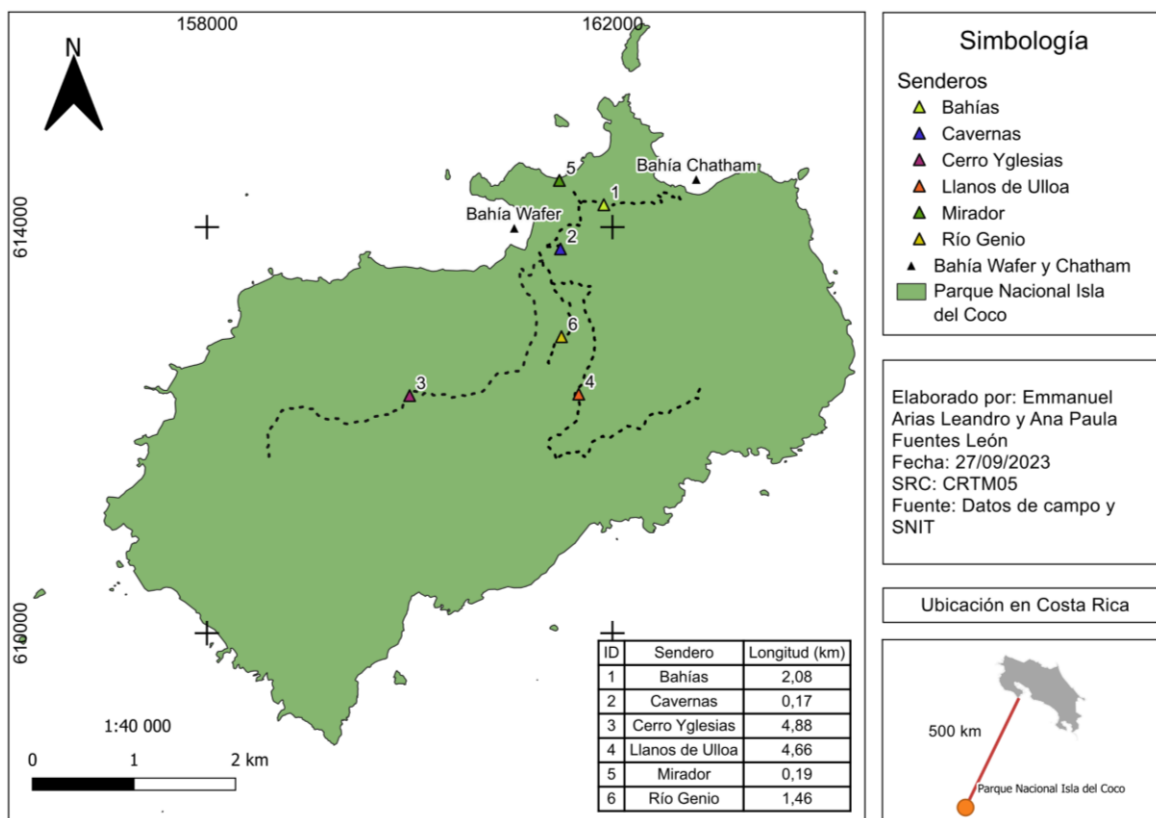
recolección a mano de caracoles africanos gigantes en EEUU o la erradicación de las cabras de las Islas Galápagos, son ejemplos de éxito en la aplicación de estos métodos”. Por otra parte, como medida preventiva comúnmente aplicada se incluye la prohibición de la entrada de especies invasoras y detección antes de que alcancen su destino, con el objetivo de prevenir o reducir al mínimo el riesgo de introducciones no deseadas (Pérez-Fernández, 2012).

## 4. METODOLOGÍA

### 4.1 Sitio de estudio

#### 4.1.1 Ubicación geográfica

La Isla del Coco se ubica en las coordenadas 5°30'-5°34'N y 87°01'-87°06'W, a una distancia de aproximadamente 500 km al sur-suroeste de la costa Pacífica de Costa Rica (Cortés, 2008). Esta isla es el núcleo central del Área de Conservación Marina Coco (ACMC), que alberga el Parque Nacional Isla del Coco (PNIC), que comprende tanto una parte terrestre de aproximadamente 24 km<sup>2</sup> (Figura 1), como una extensa área marina, totalizando una superficie de 54844 km<sup>2</sup>. Asimismo, en las inmediaciones del PNIC se encuentra el Área Marina de Manejo del Bicentenario (AMMB) que abarca un área de 106285 km<sup>2</sup> (Decreto Ejecutivo N.º 43368-MINAE, 2022), la cual funciona como una zona de amortiguamiento.



**Figura 1.** Ubicación de la bahía Wafer, bahía Chatham y los senderos del Parque Nacional Isla del Coco, Costa Rica.

#### 4.1.2 Clima y vegetación

La Isla del Coco tiene un clima húmedo tropical y está dentro de la Zona de Convergencia Intertropical, que afecta en sus variaciones climáticas. Presenta una temperatura media anual cercana a 25,5 °C, una precipitación media anual de 7000-7500 mm y una temporada de lluvias que se distribuye de mayo a noviembre con una época seca desde diciembre hasta abril (Alfaro e Hidalgo, 2016; IMN, 2018).

Según SINAC (2016), la zona de vida de Holdridge de toda la isla es el bosque pluvial premontano, pero este se divide principalmente en bosque tropical pluvial y bosque tropical nuboso (este inicia a los 300 msnm). Según Trusty et al. (2006), “La precipitación tan alta e inusual, ha favorecido el desarrollo de una gran diversidad en pteridófitos”. Por otra parte, 42% de la flora vascular nativa está formada por helechos donde el 50% de este grupo de plantas son endémicas. No se ha registrado una cantidad tan alta de helechos en ninguna otra isla oceánica (Trusty et al., 2006).

#### 4.1.3 Bahías Wafer y Chatham

La bahía Wafer se caracteriza por la desaparición de aproximadamente el 85% de su cobertura forestal original, puesto que sufrió una pérdida de 35 ha entre 1894 y 1906 para establecer una colonia agrícola, por lo que actualmente se encuentran densas poblaciones de maleza (Montoya, 2016). En esta bahía se pueden observar dos pantanos de vegetación secundaria que se han mantenido gracias a las inundaciones periódicas del Río Genio y de la Quebrada Cangrejo. Estas inundaciones, ocasionadas por lluvias y mareas, han permitido que los dos pantanos de la zona sobrevivan a lo largo del tiempo (Zamora, 2008).

Esta bahía presenta vegetación tipo litoral costera, donde en el dosel abierto se puede encontrar la especie endémica de guarumo *Cecropia pittieri* y *Clusia rosea*. En las zonas con menos pendiente y dosel cerrado, se encuentran especies como *Sacoglottis holdridgei*, *Ocotea insularis* y *C. rosea*. Además, el estrato inferior del bosque está formado por arbustos de la familia de las melastomataceas (Porrás-Jiménez, 2012).

En cuanto a la bahía Chatham, esta sufrió una deforestación de unas 10,6 ha entre 1879 y 1881 para establecer una colonia penal (Montoya, 2016), por lo que se encuentran comunidades de vegetación de orillas de bahía, la cual es una cubierta vegetal autóctona relativamente homogénea, con especies como el arbusto *Miconia strigillosa* [ex *Clidemia strigillosa*] (Melastomataceae), la gramínea *Hypolytrum amplum* (Cyperaceae) y la enredadera *Entada gigas* (Fabaceae) (Acosta-Vargas et al., 2020). Igualmente, diferentes quebradas desembocan en este sector, pero el principal cuerpo de agua dulce es el río Chatham que se ubica en la parte central (Sinergia 69, 2002).

## **4.2 Muestreos de regeneración**

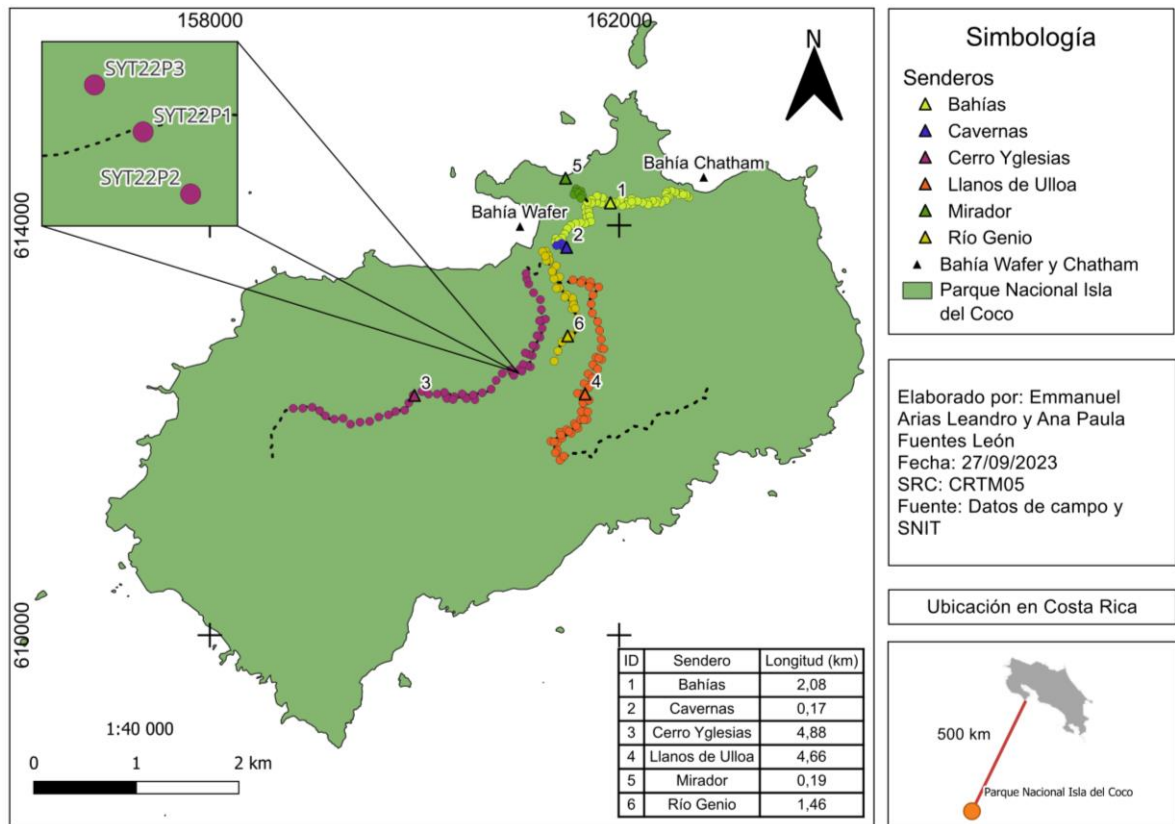
### **4.2.1 Diseño y ubicación de parcelas**

El muestreo de regeneración se efectuó de manera sistemática en los dos estratos establecidos: sitio Bahía y sitio Interior. Se utilizaron los senderos existentes con el fin de aprovechar el paso por donde transitan las personas comúnmente y que actúan como dispersoras, de igual manera son sendas empleadas por lo herbívoros introducidos. Con la cinta métrica y la brújula se levantaron, a ambos lados de los senderos, transectos lineales de 40 m de largo perpendiculares a los senderos, con el fin de tener un transecto de 80 m. En cada transecto se establecieron, en los lugares que así lo permitieran, tres parcelas de muestreo (PM) de 20x20 m, distanciadas entre sí cada 10 m y se tomó un punto de las coordenadas con un GPS marca GARMIN modelo MAP 64sx en el centro de la parcela (Figura 2).

Los transectos de los senderos catalogados como Interior se establecieron a cada 100 m, mientras que los de Bahía a cada 50 m, esto para tener una intensidad más alta cerca de las bahías por ser los puntos focales de actividad humana y menos intenso en las partes más prístinas de la isla. No obstante, el sendero Río Genio y el Cerro Yglesias contaron al inicio con tres transectos de sitio Bahía por su cercanía a esta.

El número de los transectos y las parcelas estuvo determinado, en gran parte, por la accesibilidad a los sitios (poca accesibilidad por pendientes mayores a 60% y presencia de infraestructura, por ejemplo), tomando en cuenta que se pudieran establecer las unidades de muestreo. Por lo anterior, no todos los transectos

contaron con las tres parcelas. En total se establecieron 118 transectos y 200 parcelas.

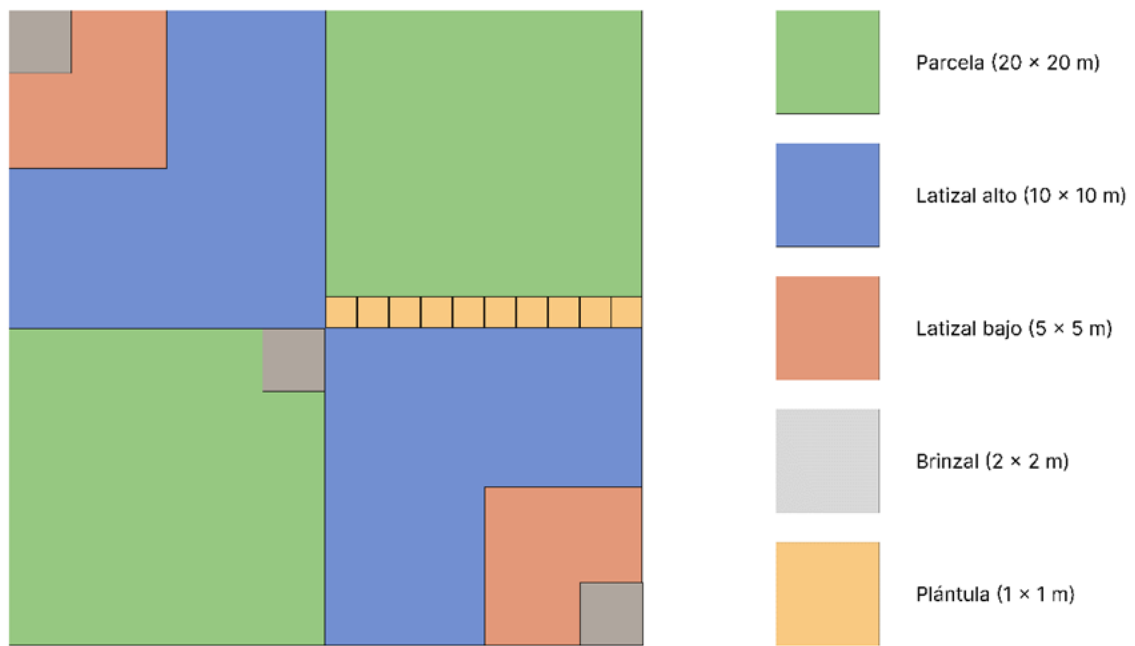


**Figura 2.** Diseño y ubicación de las parcelas en los senderos muestreados en el Parque Nacional Isla del Coco, Costa Rica.

#### 4.2.2 Tamaño y forma de parcelas

En las parcelas descritas anteriormente se marcaron los vértices con una cinta topográfica de un color llamativo para tener una visión más clara de los límites. Asimismo, cada PM estuvo compuesta de subunidades de muestreo (UM) anidadas de 1x1 m, 2x2 m, 5x5 m y 10x10 m, según las categorías de regeneración divididas en plántula, brinzal, latizal bajo y latizal alto, respectivamente (Lamprecht, 1962).

La Figura 3 se muestra el diseño de las unidades de muestreo (UM) anidadas en cada parcela de muestreo (PM). Todo el cuadro representa el tamaño total de cada parcela (20x20 m), donde se tomó el porcentaje de cobertura del dosel. Los cuadros azules indican la categoría de regeneración de latizal alto, los naranjas latizal bajo, los grises brinzal y los amarillos representan plántula.



**Figura 3.** Diseño de la unidad de muestreo anidada en cada parcela utilizada en Isla del Coco, Costa Rica (Fuente: Modificado de Camacho, 2000).

En cada unidad de regeneración, se procedió a la identificación de las especies presentes, seguida de un recuento de los individuos y clasificación según sus dimensiones. Para establecer esta clasificación de regeneración, se emplearon instrumentos de medición como la cinta diamétrica y el vernier para determinar el diámetro (cm), así como una cinta métrica para medir la altura (m) de los individuos. Respecto a los ejemplares pertenecientes a las familias Cyperaceae/Poaceae, así como la enredadera *Entada gigas* y en ocasiones el arbusto *Miconia strigillosa*, se utilizó el método de Braun-Blanquet, que consistió en elaborar un censo de las especies existentes en la unidad de muestreo y adjudicarles un valor estimado de su abundancia (Matteucci y Colma, 1982).

Adicionalmente, en cada parcela se tomaron cinco puntos del porcentaje de cobertura de copa en forma de zigzag. Para esta medición se empleó la aplicación de Gap Light Analysis Mobile App (GLAMA).

El Cuadro 1 muestra las dimensiones de los individuos, el tamaño de las parcelas, la cantidad de unidades de muestreo por parcela (UM por PM) según la categoría de regeneración y su intensidad de muestreo respecto a la parcela de 20x20 m.

**Cuadro 1.** Dimensiones de los individuos, tamaño de parcelas, unidades de muestreo por parcela e intensidad de muestreo según la categoría de regeneración.

Categoría de regeneración	Dimensiones	Tamaño	UM por PM	Intensidad de muestreo (%)
Plántula	h= 0,1 a 0,3 m	1x1 m	10	2,5
Brinzal	h= 0,3 a 1,5 m	2x2 m	3	3,0
Latizal bajo	h> 1,5 m y d > 5 cm	5x5 m	2	12,5
Latizal alto	d >10 cm	10x10 m	2	50,0

Fuente: Modificado de Camacho (2000).

### 4.3 Caracterización de especies introducidas

Con base en el muestreo de regeneración, se elaboró una caracterización a las especies introducidas. Se consideraron aspectos taxonómicos, morfológicos, de distribución y hábitat natural, interacciones con otras especies, usos, entre otros. Esta información se obtuvo mediante búsqueda bibliográfica y se enriqueció a partir de conversaciones con los encargados del PNIC y la observación en campo.

### 4.4 Análisis estadístico

En primera instancia para procesar la información geográfica se utilizó el programa de QGIS versión 3.30.1. Después, se creó una base de datos en hojas de cálculo de Microsoft Excel (versión 2019) para un primer análisis descriptivo. Luego, el archivo Excel se transformó en un archivo de valores separados por comas (CSV) y una vez lista la tabla de datos con la información se procedió a realizar el análisis estadístico y la creación de gráficos con el software R v4.3.1 en RStudio v2023.09.0-0463.

Con el propósito de establecer una relación entre la abundancia de las especies y diversas variables, se emplearon análisis de redundancia (RDA). Estos análisis se seleccionaron porque se utilizan para medir la capacidad predictiva de las variables independientes respecto a las variables respuesta (Díaz y Villegas, 2015). En este contexto, se utilizó la cantidad de individuos de cada especie (variable respuesta)



y se evaluó su relación con tres parámetros (variables predictoras), siendo estas la elevación (m.s.n.m), la distancia (m) desde la bahía Wafer y el porcentaje de cobertura de copa. En el análisis de redundancia (RDA), se realizaron evaluaciones específicas para las especies introducidas, las cinco especies más abundantes y las especies endémicas identificadas en el PNIC. Adicionalmente, en cada modelo se aplicó un análisis de no colinealidad para evitar problemas de este tipo y, finalmente, se llevó a cabo un análisis de varianza (ANOVA) con un nivel de confianza del 95% ( $\alpha=0,05$ ) para corroborar la significancia estadística de las variables predictoras.

Además, se empleó un análisis de regresión entre las medias del porcentaje de cobertura de las especies introducidas y el porcentaje de cobertura del dosel, esto con el propósito de conocer el avance de estas hacia el interior de la isla. De este modo, para cumplir con los supuestos se determinó la distribución de la normalidad de los datos aplicando la prueba de Shapiro-Wilk (Shapiro y Wilk, 1965), para la homogeneidad la prueba de Breusch-Pagan (Breusch y Pagan, 1979) y para la independencia de los datos la prueba de Durbin-Watson (Watson y Durbin, 1951), todas estas pruebas con un nivel de confiabilidad del 95% ( $\alpha=0,05$ ).

Con el propósito de contrastar las sumatorias de la abundancia de especies en los lugares Bahía e Interior, se empleó el análisis de la prueba de Wilcoxon-Mann-Whitney (Wilcoxon, 1950), aplicada a un nivel de confianza del 95% ( $\alpha=0,05$ ). Esta elección se justificó por la ausencia de una distribución normal en los datos.

Por último, se emplearon índices de diversidad, fórmulas básicas utilizadas para caracterizar un sitio según su biota (Campo y Duval, 2014). Los índices se obtuvieron abarcando especies nativas e introducidas, y una segunda vez utilizando solo las especies introducidas. Además, se analizaron por parcela de cada sitio (127 parcelas del sitio Interior y 73 del sitio Bahía) y se obtuvo el promedio por sitio. A estos valores se les aplicó el análisis de la prueba de Wilcoxon-Mann-Whitney (Wilcoxon, 1950), a un nivel de confianza del 95% ( $\alpha=0,05$ ), con el fin de conocer si los valores de cada sitio eran significativamente diferentes. Adicionalmente, se obtuvo el índice de riqueza específica de Margalef, de dominancia de Simpson y de equidad de Shannon-Wiener, utilizando las siguientes fórmulas (Delgado, 2020).

### *Índice de Margalef*

$$D_{Mg} = \frac{S-1}{\ln N} \quad (1)$$

Donde,

S: número de especies

N: número total de individuos

### *Índice de Simpson*

$$D = \sum \frac{[ni(ni-1)]}{[N(N-1)]} \quad (2)$$

Donde,

N: número total de individuos

$n_i$ : número de individuos de cada especie

### *Índice de Shannon-Wiener*

$$H' = \frac{n \log n - \sum (fi \log fi)}{n} \quad (3)$$

Donde,

n: número de individuos

$f_i$ : abundancia de cada especie

Por otra parte, mediante el software PAST4.11.exe se obtuvieron los índices de similitud y disimilitud de Jaccard y Bray-Curtis para la comparación de especies introducidas de los sitios Bahía e Interior.

## **4.5 Recomendaciones y medidas de control**

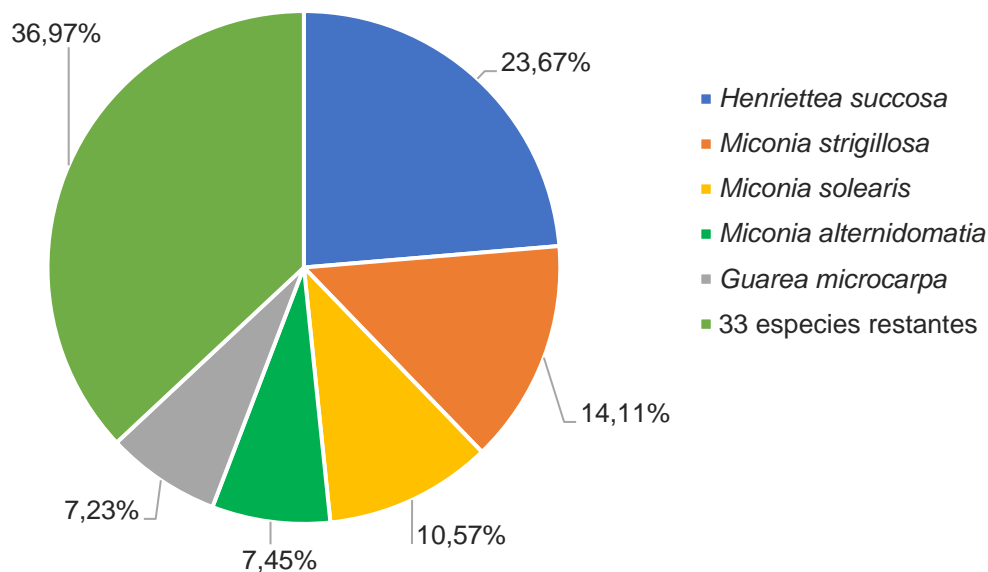
Una vez analizada la información sobre las variables que explican la abundancia y sobre el comportamiento de las especies invasoras encontradas en el muestreo de regeneración en el PNIC, se conformó un grupo de recomendaciones y medidas para el control de estas especies exóticas, con el apoyo de una restauración ecológica luego del manejo. Lo anterior, con el propósito de prevenir la eventual proliferación y transición de las especies alóctonas hacia un estado invasivo.

## 5. RESULTADOS

### 5.1 Estado de la regeneración de la flora en el Parque Nacional Isla del Coco

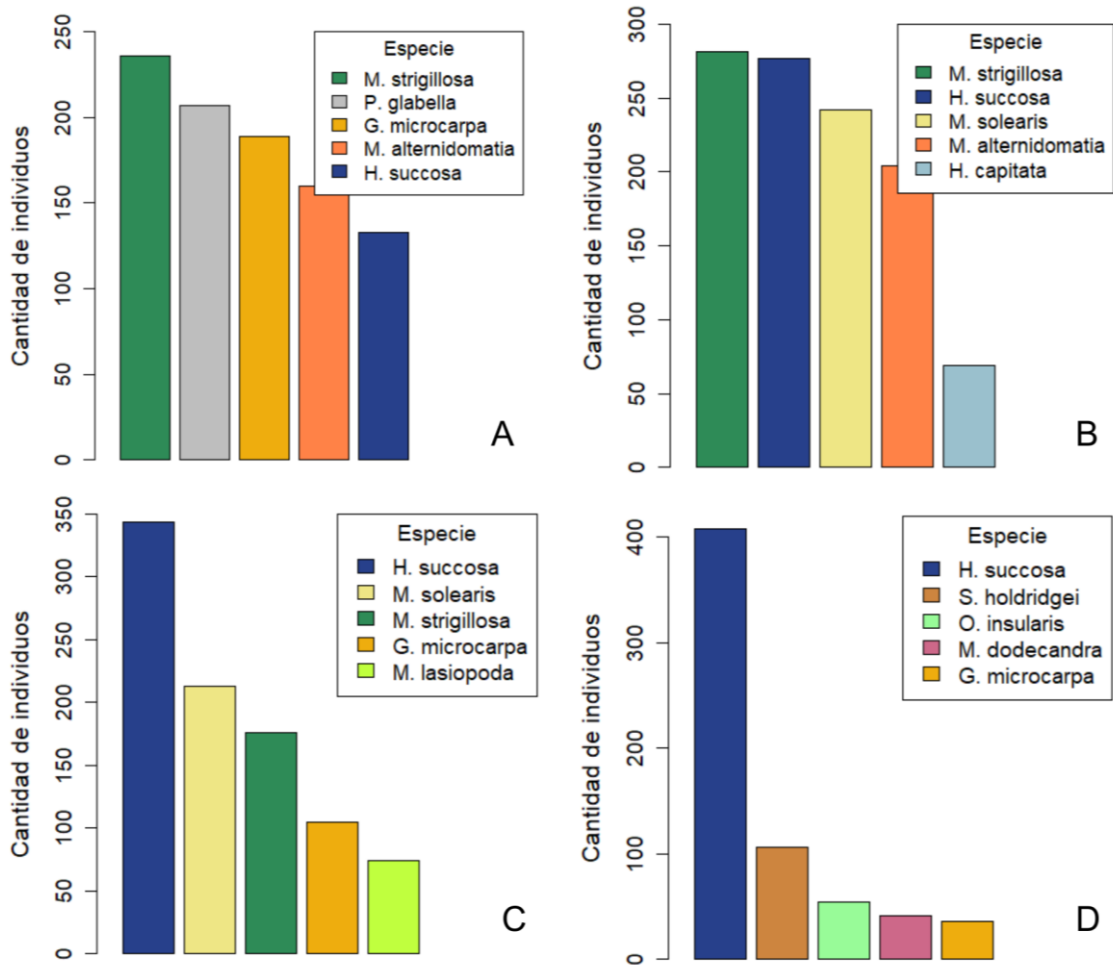
En el muestreo realizado, entre las diferentes categorías de regeneración se identificaron 40 especies distribuidas en 24 familias y 32 géneros en un área efectiva de muestreo de 8 ha. De estas especies, 35 fueron identificadas como nativas y, entre ellas siete endémicas. Las cinco restantes fueron catalogadas como introducidas, junto a las Cyperaceae y Poaceae que consideran solamente aquellas especies pertenecientes a estas familias que son alóctonas a la isla.

En cuanto al estrato arbóreo se contabilizó un total de 4910 individuos distribuidos en 38 especies (34 nativas y 4 introducidas). Además, se constató que las cinco especies con mayor abundancia son nativas y de estas, las cuatro primeras pertenecen a la familia Melastomataceae, que representa el 55,80% del total, lo cual demuestra una alta dominancia de esta familia en la isla. De esta familia, *Henriettea succosa* posee la mayor abundancia con 1162 individuos (siendo el 23,67%, cerca de una cuarta parte), seguida de *Miconia strigillosa* con 693 (14,11%), *Miconia solearis* con 519 (10,57%), *Miconia alternidomatia* con 366 (7,45%) y *Guarea microcarpa* 355 (7,23%), esta última de la familia Meliaceae; el resto de las especies equivale a un 36,97% (Figura 4). Asimismo, se evidenció que de las siete especies endémicas *Sacoglottis holdridgei* fue la que presentó mayor cantidad con 175 individuos, seguido de *Eugenia pacifica* con 113, *Pilea gomeziana* con 110, *Marcgravia waferi* con 37, *Psychotria cocosensis* con 22, *Eugenia cocosensis* con 17 y *Cecropia pittieri* solamente con cinco. Por otro lado, se registraron cuatro especies introducidas, siendo *Hyptis capitata* la que obtuvo mayor abundancia con 77 individuos, *Urena lobata* con 40, *Coffea arabica* con 15 y *Phyllanthus urinaria* con solo un ejemplar.



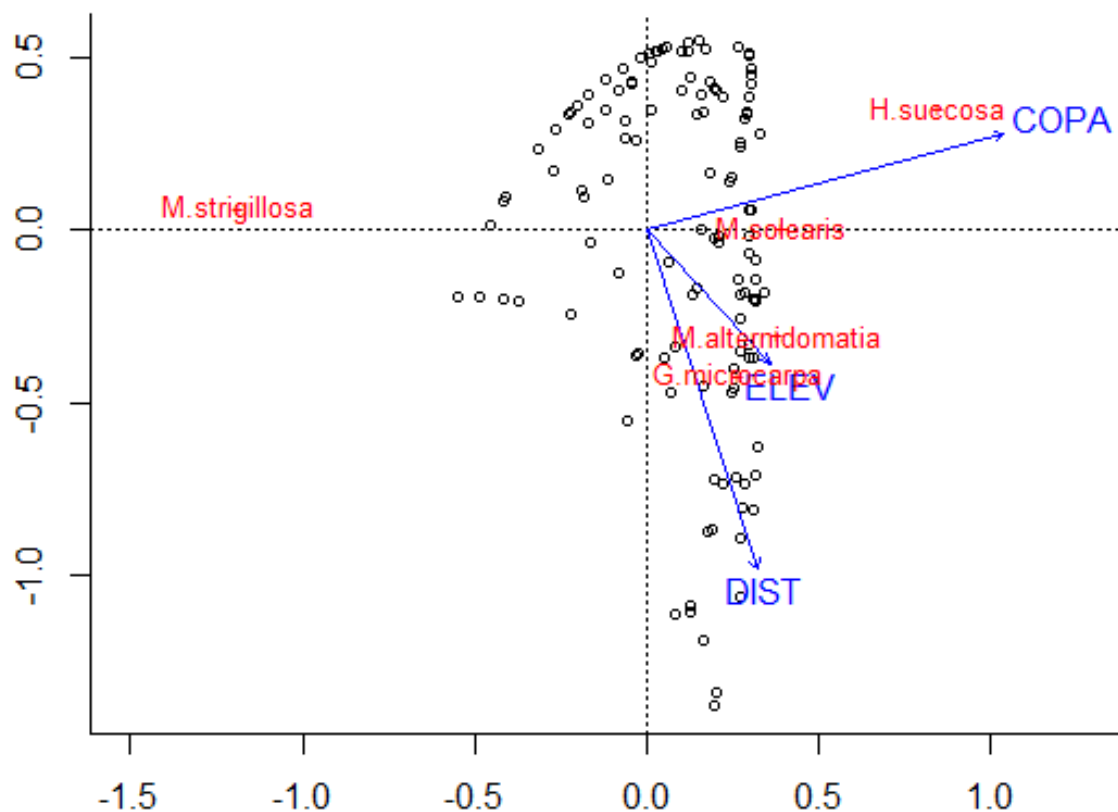
**Figura 4.** Representación de las cinco especies más abundantes y de las especies restantes según el muestreo de regeneración en el Parque Nacional Isla del Coco, Costa Rica.

En relación con las categorías de regeneración (Figura 5), la especie *H. succosa* se mantuvo presente en todos los estratos, siendo en los niveles de latizal bajo y latizal alto, la que exhibió la mayor abundancia de individuos, destacándose con claridad en comparación con las otras especies. Luego, *M. strigillosa* se distribuyó en las tres primeras categorías, ocupando la posición principal en plántula y brinzal, y la tercera en el estrato de latizal bajo. De igual manera, *G. microcarpa* se encontró en tres categorías, siendo particularmente notoria en la etapa de plántula, ya que presentó una de las concentraciones más elevadas de ejemplares durante los muestreos, esto especialmente en el sendero Llanos de Ulloa. Además, *M. alternidomatia* y *M. solearis* sobresalieron en dos categorías cada una, plántula-brinzal, y brinzal-latizal bajo, respectivamente. En lo que respecta a las especies endémicas, destaca la presencia de un considerable número de individuos de *S. holdridgei*, que ocupó el segundo lugar en términos de abundancia en el estrato de latizal alto, pero no relevante en las demás categorías.



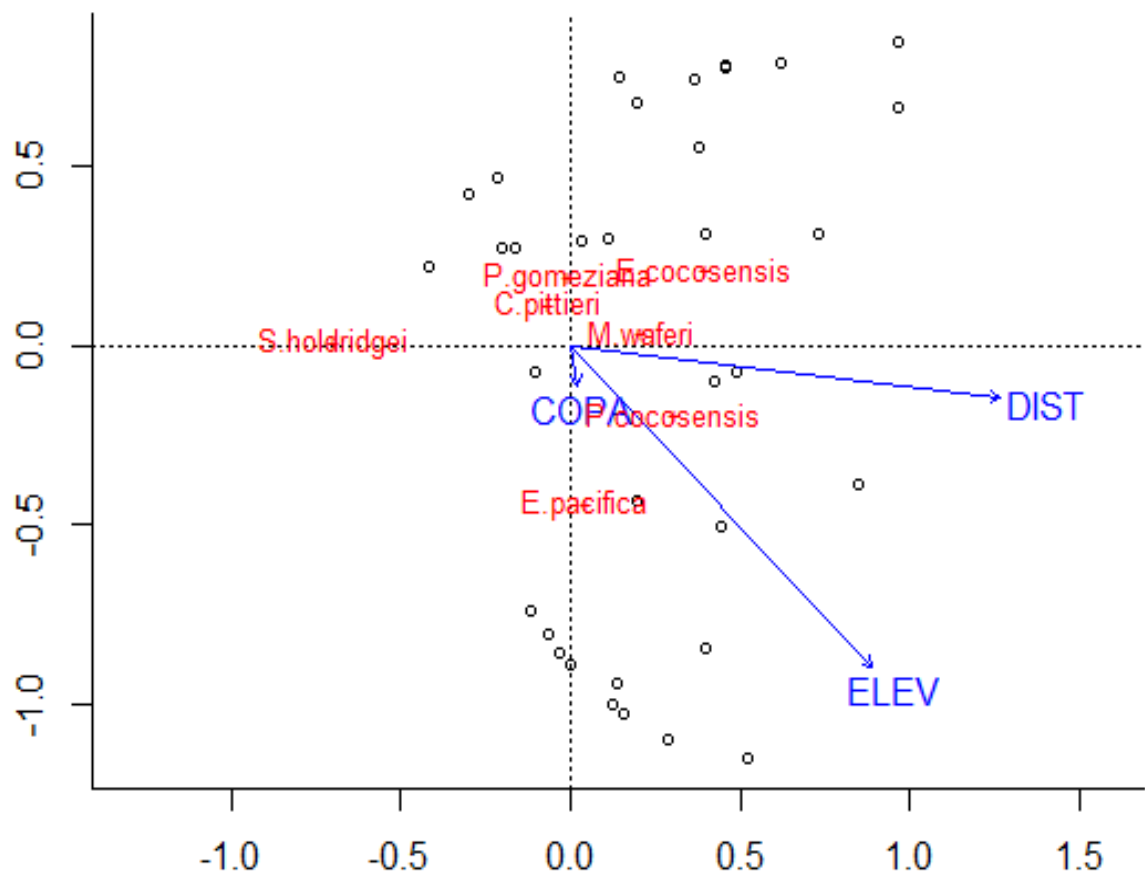
**Figura 5.** Especies con mayor cantidad de individuos según la categoría de regeneración. A) Plántula B) Brinzal. C) Latizal bajo. D) Latizal alto. Parque Nacional Isla de Coco, Costa Rica.

La Figura 6 muestra el gráfico generado por el análisis de redundancia (RDA) que explica en un 33,79% la varianza de la abundancia de las cinco especies más abundantes, especialmente según la distancia y la cobertura de copa, pero también con poca influencia de la elevación. La correspondencia resultó estadísticamente significativa ( $p < 0,001$ ). En el primer cuadrante se observa que *M. strigillosa* posee una respuesta contraria a las variables, sugiriendo que hay una relación negativa con las estas (especialmente cobertura de copa). Por su parte, el segundo cuadrante sugiere que la cobertura de copa influencia de gran manera sobre la abundancia de *H. succosa* y en menor proporción sobre *M. solearis*. Finalmente, en el tercer cuadrante tanto *M. alternidomatia* como *G. microcarpa* se agrupan entorno a la elevación, sugiriendo influye en la abundancia de ambas especies.



**Figura 6.** Análisis de redundancia (RDA) para la abundancia de las cinco especies más abundantes del muestreo de regeneración en el Parque Nacional Isla del Coco, Costa Rica. ELEV: Elevación, DIST: distancia desde la bahía, COPA: Cobertura de copa.

Por su parte, en la Figura 7 se observa el gráfico sobre el análisis de redundancia (RDA) para las especies endémicas registradas en el muestreo. En este caso, el análisis explica un 15,45% la varianza de los datos, principalmente por parte de la distancia y la elevación, y de menor manera la cobertura de copa. La correspondencia es estadísticamente significativa ( $p < 0,001$ ). En el primer cuadrante, *S. holdridgei* se aleja de las demás especies, así como de las variables, es decir, que estos factores ambientales tienen una relación negativa con la especie. De manera similar ocurre con *E. pacifica*, esta se encuentra lejos del resto de especies, pero se acerca a la cobertura de copa y la elevación. En el tercer cuadrante, *P. cocosensis* se asocia primordialmente a la variable de elevación. Por último, *P. gomeziana*, *E. cocosensis*, *C. pittieri* y *M. waferi* se agrupan escasamente entorno a la distancia.



**Figura 7.** Análisis de redundancia (RDA) para la abundancia de las especies endémicas del muestreo de regeneración en el Parque Nacional Isla del Coco, Costa Rica. ELEV: Elevación, DIST: distancia desde la bahía, COPA: Cobertura de copa.

Por otra parte, las especies introducidas se encuentran distribuidas mayormente en la categoría de brinzal con 111 individuos (Cuadro 2); es decir, las especies alóctonas son arbustivas en su mayoría, siendo *H. capitata* la que destacó con 69 individuos; por el contrario, en la categoría de latizal alto, no se registraron ejemplares. Del mismo modo, *C. arabica* es la única especie presente en la categoría de latizal bajo donde se encuentran la mayoría de sus individuos, mientras que la mayoría de los ejemplares de *U. lobata* se localiza en la fase de brinzal, totalizando 38 individuos. Respecto a *P. urinaria*, se constató su presencia con un único ejemplar, el cual se encuentra en la categoría de plántula.

**Cuadro 2.** Número de individuos de las especies introducidas según la categoría de regeneración, Parque Nacional Isla del Coco, Costa Rica.

Especie/Categoría	Plántula	Brinzal	Latizal Bajo	Latizal Alto	Total
<i>Coffea arabica</i>	0	4	11	0	15
<i>Hyptis capitata</i>	8	69	0	0	77
<i>Phyllanthus urinaria</i>	1	0	0	0	1
<i>Urena lobata</i>	2	38	0	0	40
Total	11	111	11	0	133

En el caso de la cobertura de las categorías de regeneración de plántula y brinzal (Cuadro 3). se registraron cuatro especies nativas, una especie introducida (*Desmodium adscendens*) y las familias Cyperaceae/Poaceae, siendo estas mayoritariamente del componente herbáceo. En promedio, *Sphagneticola trilobata* obtuvo el valor más alto con un 88% de cobertura, por otro lado, *Spermacoce alata* fue la que menor porcentaje presentó con un 19% de cobertura.

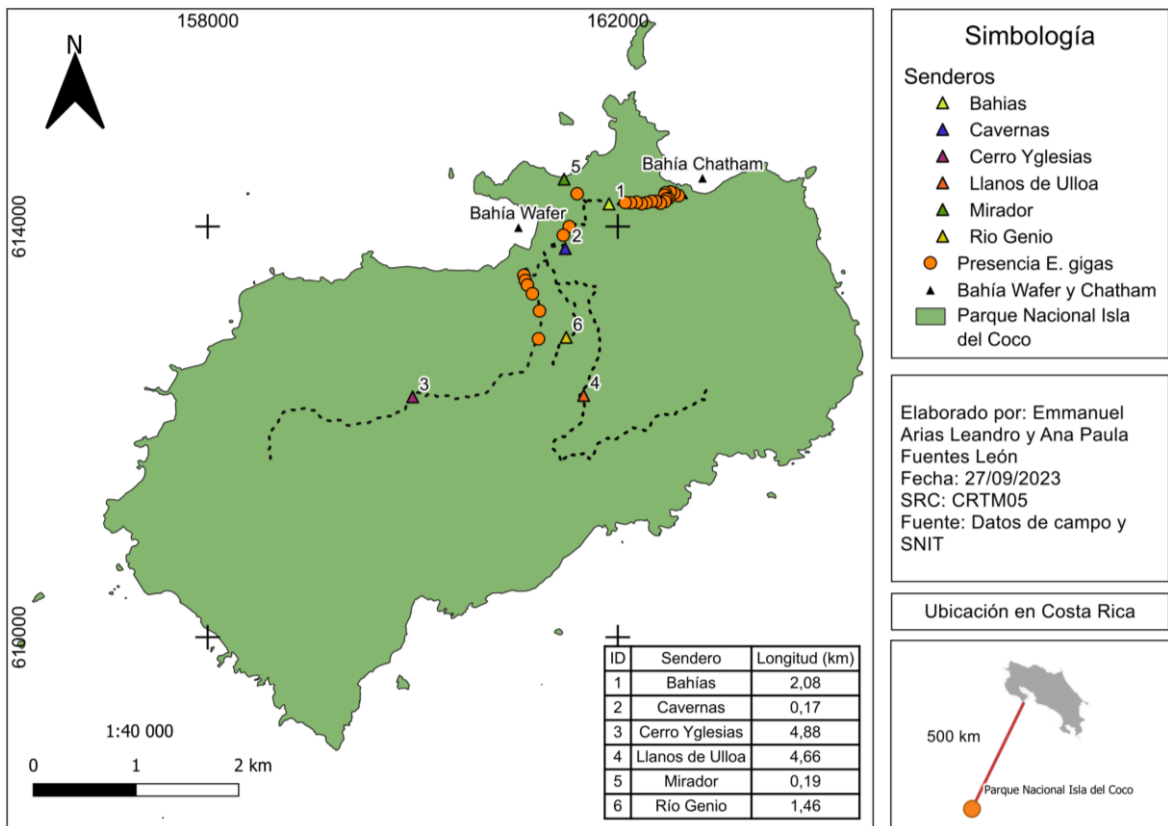
**Cuadro 3.** Cobertura de las especies encontradas en el muestreo de regeneración, Parque Nacional Isla del Coco, Costa Rica.

Especie	Promedio de cobertura
Cyperaceae/Poaceae	45%
<i>Desmodium adscendens</i>	30%
<i>Entada gigas</i>	58%
<i>Miconia strigillosa</i>	34%
<i>Spermacoce alata</i>	19%
<i>Sphagneticola trilobata</i>	88%

Un elemento por recalcar es la presencia de la enredadera *E. gigas*, registrada con un promedio de cobertura del 58 %, la cual en campo se observó que se está



expandiendo notablemente, incluso a nivel del dosel mediante las copas de los árboles. Esta fue vista principalmente en las zonas cercanas a la bahía Wafer y a la bahía Chatham en los senderos Bahías, Mirador e Yglesias (Figura 8), prefiriendo los lugares con alta luminosidad compuestos por arbustos de porte bajo, pero también se expande por medio de las copas de arbustos y árboles alrededor de los bordes del bosque hasta alcanzar el dosel, lo cual podría afectar gravemente a la competencia por la luz de aquellas plantas, arbustos y árboles bajo la sombra producida por la enredadera.



**Figura 8.** Presencia de la enredadera *Entada gigas* en el muestreo de regeneración, Parque Nacional Isla del Coco, Costa Rica.

Por otro lado, en el Cuadro 4 se observan las especies (nativas e introducidas) más abundantes y la cantidad respectiva para cada sendero. Todas las especies pertenecen a la familia de las Melastomaceae, una de las familias más complejas de la flora del país. El sendero con más especies fue Yglesias. En proporción entre la extensión del sendero y cantidad de especies, el sendero Llanos de Ulloa presentó un mayor porcentaje, mientras que el sendero Cavernas el menor valor.

Posiblemente por las diferencias en las condiciones de cobertura, presencia de luz y altitud de los senderos.

**Cuadro 4.** Especies más abundantes en cada sendero muestreado en el Parque Nacional Isla del Coco, Costa Rica.

Sendero	Especie más abundante	Número de individuos
Bahías	<i>Miconia strigillosa</i>	26
Cavernas	<i>Henriettea succosa</i>	10
Genio	<i>Miconia solearis</i>	20
Mirador	<i>Miconia strigillosa</i>	09
Llanos de Ulloa	<i>Henriettea succosa</i>	19
Yglesias	<i>Henriettea succosa</i>	29

Por último, tres especies y una familia botánica se registraron en los seis senderos sometidos a muestreo, siendo estas la *M. strigillosa*, *O. insularis*, *S. holdridgei* y las ciperáceas/poaceas. Además, se constató que ciertas especies estuvieron restringidas a senderos específicos; por ejemplo, *D. adscendens*, *Ficus* sp y *P. gomeziana* solo se avistaron en el sendero Río Genio, mientras que *Hedyosmum* sp, *C. arabica*, *Miconia* sp, *Myrsine pellucidopunctata*, *Peperomia glabela* y *P. cocosensis* se encontraron únicamente en el sendero Yglesias, en el sector del bosque nuboso. Finalmente, *P. urinaria*, *H. capitata*, *S. alata* y *S. trilobata* fueron identificadas exclusivamente en el sendero Bahías.

## 5.2 Factores especiales que influyen en la regeneración de la flora

Entre los elementos que ejercen influencia sobre el proceso de regeneración y establecimiento de la flora en el PNIC, se encontró la presencia de cerdos asilvestrados, la actividad de las ratas, la formación de colonias de nidos por parte de aves y la presencia de pastos no autóctonos.

### 5.2.1 Impactos de los cerdos asilvestrados

Se evidenciaron diversos impactos derivados de la presencia de cerdos en la isla. Uno de ellos fue la formación de escarbaderos en busca de alimento, dejando el suelo suelto y generando erosión, lo que afecta negativamente la germinación de semillas y el establecimiento de nuevas plantas (Figura 9A). Además, los cerdos consumen frutos como la Anona (*Annona glabra*) (Figura 9B) y, al moverse por la isla, actúan como dispersores de las semillas de esta especie, permitiendo que alcancen a áreas donde no lo harían naturalmente. Esto se evidenció por la presencia de plántulas de anona en sus excrementos (Figura 9C), indicando un posible proceso de coevolución, facilitando la dispersión y la regeneración, que incluso podría involucrar a otras especies de flora.

### 5.2.2 Impactos de las ratas

Se observó que las ratas actúan como depredadores de las semillas de diversas especies de flora, lo que provoca la pérdida de viabilidad y su incapacidad para germinar. Entre las especies afectadas, se destacó especialmente *S. holdridgei*, ya que fue la que más presentó daños por las ratas (Figura 9D).

### 5.2.3 Impactos de las colonias de nidos de las aves

Un hallazgo destacado fue la escasa o casi inexistente regeneración de flora en las áreas donde se encontraban las colonias de nidos de aves como piqueros patirrojos (*Sula sula*) y fragatas (*Fregata* spp.) (Figura 9E). Esta situación potencialmente se atribuye a la presencia del guano que se deposita en el suelo, lo que conlleva a una acumulación excesiva de ciertos nutrientes, alcanzando niveles tóxicos para las plantas e impidiendo su germinación y establecimiento.

### 5.2.4 Presencia de pastos introducidos (Cyperaceae y Poaceae)

Se identificó otro factor relevante relacionado con la dispersión de pastos introducidos, principalmente en los senderos. En algunas ocasiones estos pastos no solo se limitaban a las rutas transitadas con frecuencia por las personas, sino que se extendían más allá de estos caminos (Figura 9F). Como resultado, en las áreas ocupadas por pastos introducidos, se constató una notable ausencia de plántulas de otras especies vegetales.



**Figura 9.** Factores especiales que posiblemente influyen en la regeneración del Parque Nacional Isla del Coco, Costa Rica. A) Escarbaderos de cerdos. B) Cerdo alimentándose de *A. glabra*. C) Regeneración de *A. glabra* en excremento de cerdos. D) Semilla de *S. holdridgei* depredada por ratas. E) Escasa regeneración por colonias de aves. F) Presencia de pastos introducidos (Poaceae).

### 5.3 Condiciones particulares encontradas en el Parque Nacional Isla del Coco

Durante el desarrollo del trabajo de campo en el PNIC, se identificaron condiciones particulares que merecen especial mención. Entre ellas, se destacan la presencia de rodales de la especie *Miconia dodecandra* en zonas boscosas (Figura 10a) y grandes agrupaciones de helechos en ciertos sectores (Figura 10b), especialmente en áreas más abiertas. Además, se pudo notar una dominancia significativa del pasto *Hypolytrum amplum* en las zonas boscosas (Figura 10c), así como una

interesante asociación en áreas abiertas entre la enredadera *Entada gigas*, el arbusto *Miconia strigillosa*, el pasto *Hypolytrum amplum* y helechos (Figura 10d).



**Figura 10.** Condiciones particulares encontradas en el Parque Nacional Isla del Coco, Costa Rica. A) Rodales de *M. dodecandra*. b) Agrupación de helechos. c) Dominancia del pasto *H. amplum*. d) Asociación entre *E. gigas*, *M. strigillosa*, *H. amplum* y helechos.

#### 5.4 Comparación entre sitio Bahía y sitio Interior

La clasificación de las parcelas en diferentes ubicaciones reveló notables diferencias entre los dos lugares, particularmente en relación con la diversidad de especies, fuesen nativas o introducidas. En el sitio Bahía, se identificó un total de 1182 individuos en 73 parcelas, mientras que en el sitio Interior se identificaron 3728 individuos en 127 parcelas. Considerando las proporciones de la cantidad de individuos y el número de muestras, Interior presentó más ejemplares por parcela. Asimismo, en Bahía, las especies introducidas superaron significativamente en

número a las del sitio Interior (Wilcoxon-Mann-Whitney=0,01146), a diferencia de las especies nativas, que son más numerosas en este último.

**Cuadro 5.** Número de individuos en los sitios Bahías e Interior, Parque Nacional Isla del Coco.

Origen	Sitio Bahía	Sitio Interior	Total
Introducida	115	18	133
Nativa	1067	3710	4777
Total	1182	3728	4910

Al observar esta información con base en las especies introducidas (Cuadro 6), de los 18 individuos presentes en el sitio Interior, 15 son de *C. arabica* en el sendero de Cerro Yglesias (ninguno estuvo en sitio Bahía), los tres restantes son de *U. lobata*, presentes de mayor manera en sitio Bahía (37 individuos). Por el contrario, *H. capitata* y *P. urinaria* no se registraron en sitio Interior.

**Cuadro 6.** Distribución por sitio de las especies introducidas halladas en el muestreo de regeneración en el Parque Nacional Isla del Coco, Costa Rica.

Especie	Sitio Bahía	Sitio Interior	Total
<i>Coffea arabica</i>	0	15	15
<i>Hyptis capitata</i>	77	0	77
<i>Phyllanthus urinaria</i>	1	0	1
<i>Urena lobata</i>	37	3	40
Total	115	18	133

Por otro lado, a nivel de coberturas, las familias Cyperaceae y Poaceae se presentaron en ambos sitios con un porcentaje similar (46% en Bahía y 44% en Interior), caso semejante a las especies *E. gigas* y *M. strigillosa* (nativas). Luego, *D. adscendens* (introducida) solo fue localizada en el sitio Interior, contrario a *S. alata* y *S. trilobata* (ambas nativas) que solo se registraron en el sitio Bahía.

**Cuadro 7.** Distribución por sitio de las coberturas de las especies halladas en el muestreo de regeneración, Parque Nacional Isla del Coco, Costa Rica.

Especie	Bahía	Interior
Cyperaceae/Poaceae	46%	44%
<i>Desmodium adscendens</i>	0%	30%
<i>Entada gigas</i>	56%	73%
<i>Miconia strigillosa</i>	33%	40%
<i>Spermacoce alata</i>	19%	0%
<i>Sphagneticola trilobata</i>	88%	0%

Al obtener los índices de diversidad de ambos sitios, incluyendo especies nativas e introducidas, se destaca que el sitio Bahía presentó valores menores que el sitio Interior en todos los índices. Según los valores del índice de Simpson, el sitio Interior mostró una diversidad de especies mayor pues su valor fue más cercano a uno. El índice de Shannon indica que ambos sitios presentan comunidades homogéneas, ya que son valores menores a dos. Además, el índice de Margalef también mostró que ambos sitios son zonas de baja biodiversidad, pues los valores son menores a dos. Sin embargo, según las pruebas de Wilcoxon, los valores de cada índice para ambos sitios fueron significativamente diferentes.

**Cuadro 8.** Índices de diversidad de especies para los dos sitios muestreados en el Parque Nacional Isla del Coco, Costa Rica.

Índice	Bahía	Interior	Prueba Wilcoxon
Simpson	0,44689	0,65148	5,900E-03
Shannon	0,81280	1,34780	1,292E-06
Margalef	0,78983	1,41298	5,132E-08

En el Cuadro 9 se presentan los índices de diversidad de especies para ambos sitios, esta vez tomando en cuenta únicamente las especies introducidas,

mostrando que estas en el sitio Bahía poseen un valor, para los tres índices, mayor al del sitio Interior. Según los valores del índice de Simpson, ambos sitios mostraron una diversidad de especies baja pues sus valores son muy cercanos a cero. El índice de Shannon indicó que ambos sitios presentan comunidades homogéneas, ya que son valores menores a dos. Además, el índice de Margalef también mostró que ambos sitios son zonas de baja biodiversidad pues los valores fueron menores a dos.

**Cuadro 9.** Índices de diversidad de especies introducidas para los dos sitios muestreados en el Parque Nacional Isla del Coco, Costa Rica.

Índice	Bahía	Interior
Simpson	0,4520	0,2941
Shannon	0,6834	0,4783
Margalef	0,4215	0,3460

A continuación, en el Cuadro 10 se muestran los resultados de los índices de similitud de Jaccard y disimilitud de Bray-Curtis. Según los valores obtenidos, el índice de Jaccard sugiere que no hay cero similitud entre los sitios, por lo que existe al menos una especie en común. Sin embargo, el índice de Bray-Curtis mostró que ambos sitios tienen casi cero diferencias, por lo que comparten un número de cada tipo de especie muy similar.

**Cuadro 10.** Índices de similitud de especies introducidas para los dos sitios muestreados en el Parque Nacional Isla del Coco, Costa Rica.

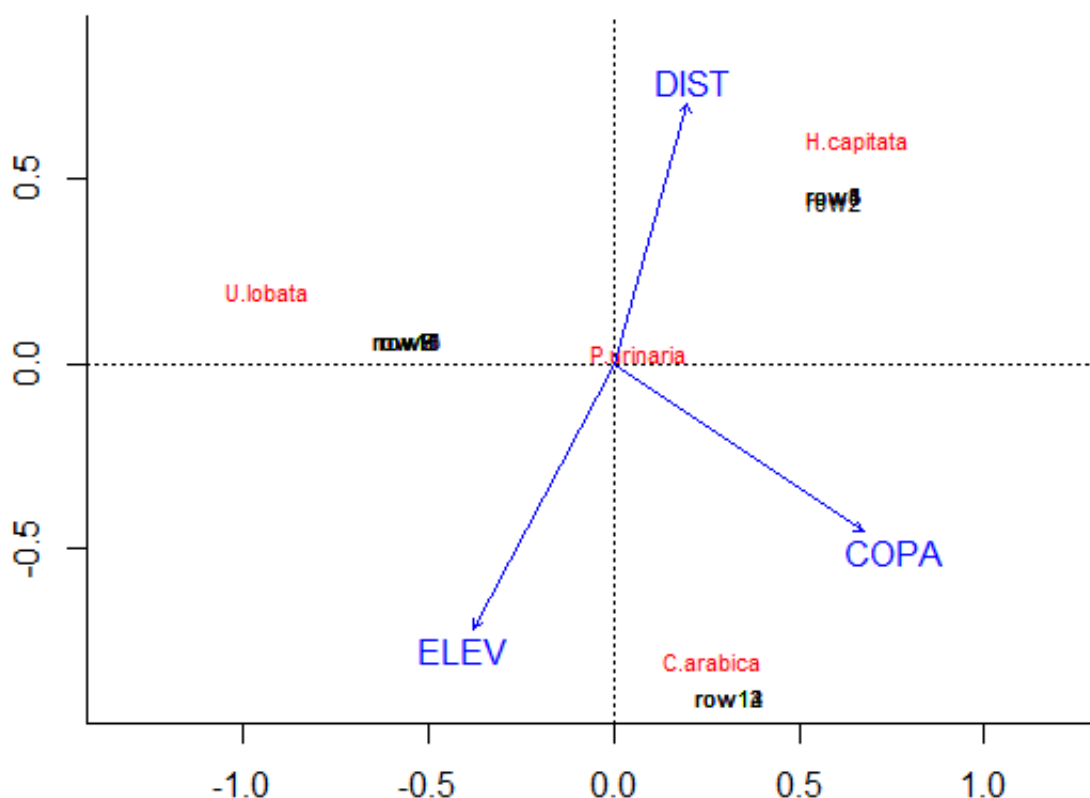
Índice	Valor
Jaccard	0,250
Bray-Curtis	0,045

## 5.5 Penetración de especies introducidas al interior de la isla

De acuerdo con el gráfico generado por el análisis de redundancia (RDA) para la abundancia de las especies introducidas, propone que el 78,43% de la varianza de



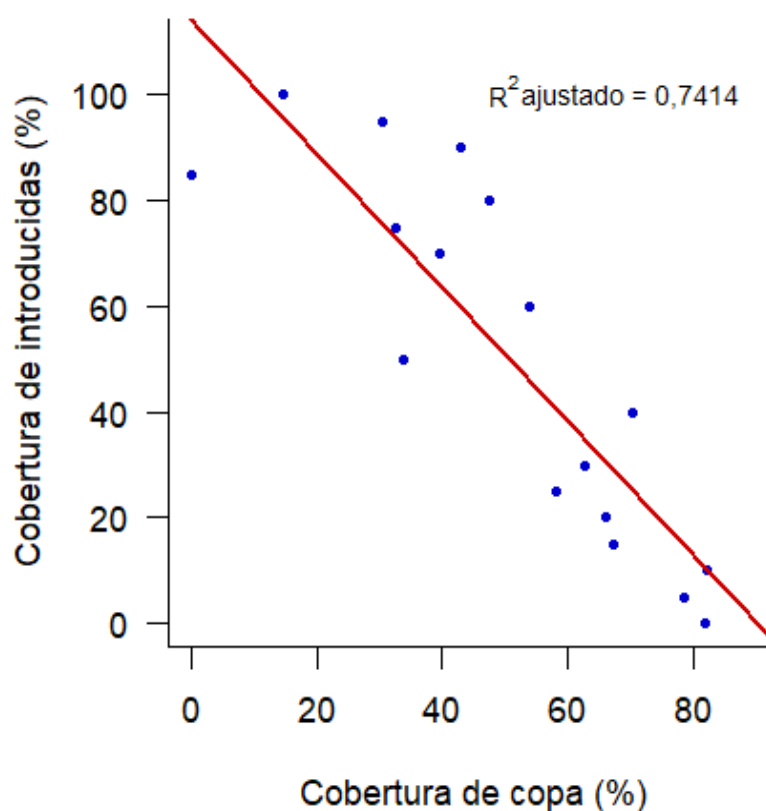
la abundancia de las especies introducidas está explicada por la distancia, la cobertura de copa y la elevación, siendo estadísticamente significativa ( $p < 0,001$ ). En el primer cuadrante, *U. lobata* se separa del resto de especies y de las variables, insinuando que existe una correlación negativa con estas. Seguido, *H. capitata*, en el segundo cuadrante, se asocia a la distancia, mientras que la elevación y la altura muestran una influencia sobre *C. arabica* en el tercer cuadrante. En el caso de *P. urinaria* no se observó ningún vínculo, debido a que solo cuenta con un individuo, por lo que no hay suficiente información para generar alguna asociación. A grandes rasgos, en cuanto al nivel de penetración de estas especies, los resultados sugieren que su distribución y abundancia están influenciados por factores ambientales específicos en el área.



**Figura 11.** Análisis de redundancia (RDA) para la abundancia de las especies introducidas del muestreo de regeneración en el Parque Nacional Isla del Coco, Costa Rica. ELEV: Elevación, DIST: distancia desde la bahía, COPA: Cobertura de copa.

En cuanto a la cobertura se descubrió que la variable de cobertura de copa explica en un 74,14% la variación del porcentaje de cobertura de las especies introducidas

(Cyperaceae/Poaceae y *D. adscendens*), siendo esta asociación altamente significativa estadísticamente ( $p < 0,001$ ). Además, es importante destacar que los datos exhibieron una distribución normal (Shapiro-Wilk=0,8859), demostraron homogeneidad en sus varianzas (Breusch-Pagan=0,0629) y sus datos son independientes (Durbin-Watson=0,4860). En consecuencia, se puede intuir que la cobertura de las especies introducidas tiende a disminuir a medida que aumenta la cobertura de la copa arbórea del entorno, es decir, son inversamente proporcionales.



**Figura 12.** Análisis de regresión del porcentaje de cobertura de las especies introducidas según el porcentaje de cobertura de copa en el Parque Nacional Isla del Coco, Costa Rica.

## 5.6 Caracterización de las especies introducidas

### *Cyperaceae* y *Poaceae*

Las familias *Cyperaceae* y *Poaceae* pertenecen al orden Poales y están compuestas por plantas monocotiledóneas. La familia *Cyperaceae* posee 115 géneros y 5000 especies con una distribución cosmopolita, aunque se adapta mejor

en zonas templadas con suelo húmedo (Gómez-Laurito, 2009). En el país, la familia Cyperaceae se distribuye desde el nivel del mar hasta los páramos a más de 3000 msnm. Muchas de las especies son anfibias o acuáticas o al menos hidrófilas (Manual de Plantas de Costa Rica, 2021). En la Isla del Coco se presentan un total de 8 géneros y 19 especies de las cuales 12 son introducidas (Museo Nacional de Costa Rica, 2020).

Esta familia está compuesta de hierbas anuales o perennes, hermafroditas, monoicas o dioicas. Sus tallos son erectos o ascendentes, frecuentemente trígonos y sólidos. Las hojas son simples, generalmente triseriadas; vaina usualmente cerrada, ocasionalmente con una contralígula; lámina linear o filiforme a elíptica, a veces reducida o ausente. Debido a sus rasgos morfológicos y cariotípicos, esta familia presenta una rápida evolución cromosómica, una gran diversificación, altos ritmos de especiación y, en algunos grupos, altos grados de endemismo (González-Elizondo et al., 2018).

Por otro lado, la familia Poaceae abarca entre 10000 y 11000 especies agrupadas en 651-898 géneros. Ocupa el tercer lugar en cuanto al número de géneros y el quinto lugar en cuanto al número de especies (Giraldo-Cañas, 2010). Poaceae posee hierbas anuales o perennes, rara vez leñosas y de tamaño mediano a gigante (bambú), hermafroditas, monoicas o dioicas, las ramas con una hoja subyacente y que portan una vaina sin lámina en el nudo inferior. Las hojas son simples, alternas, basales y caulinares, constituidas por una vaina que envuelve el tallo sin cerrarse (Manual de Plantas de Costa Rica, 2021).

Esta familia es muy importante para la economía del país, pues de ella se obtiene arroz, maíz, trigo, centeno, cebada, avena, sorgo, caña de azúcar, pastos forrajeros y césped para jardines y plazas (Manual de Plantas de Costa Rica, 2021). Como indica Giraldo-Cañas (2010) “estas son una de las familias de plantas más importantes en la flora mundial, tanto por el número de especies que contiene como por su importancia económica y ecológica”.

A causa de su hábito herbáceo, generalmente terrestre, hojas graminiformes, lineares y flores pequeñas, virtualmente desnudas, *Cyperaceae* y *Poaceae* son normalmente confundidas (Manual de Plantas de Costa Rica, 2021).

### *Hyptis capitata* Jacq.

El género *Hyptis* es uno de los géneros de plantas más grandes. Las plantas de este género se caracterizan por tener tricomas glandulares que producen aceites esenciales y tienen un aroma fuerte. Varias especies de este género tienen usos medicinales para tratar varias enfermedades. En el caso de *H. capitata* es utilizada mayormente como medicina tradicional para el tratamiento de la tos y de heridas abiertas e internas (To'bungan et al., 2022).

Es una planta nativa de Florida, México, América Central y del Sur, sin embargo, está naturalizada en el sureste de Asia y en algunas islas tropicales. Crece en zonas tropicales, subtropicales y residenciales. Generalmente es conocida como maleza y pertenece al grupo de especies invasoras (To'bungan et al., 2022).

*Hyptis capitata* es una planta herbácea de la familia Lamiaceae que crece hasta 2 m desde las ramificaciones de la base, con tallo cuadrangular. Sus hojas desprenden un fuerte aroma al triturarlas. Son opuestas, ovaladas, puntiagudas y dentadas; las venas son claramente visibles en el envés de las hojas; la lámina de la hoja mide alrededor de 6-14x1,5-6 cm con muchas glándulas pálidas en el envés; la superficie superior de la lámina de la hoja está cubierta con tricomas glandulares agitados y ramificados. Las flores están unidas en una densa esfera que tiene forma de tubo con pétalos (sépalos), que están unidos. Los pétalos de las flores se unen para formar un círculo sostenido por el tallo de la flor. La corona floral es blanca con un tamaño de 5-6 mm y los pétalos miden unos 3-4 mm. Las anteras son de color violeta, rosa y marrón rojizo. La colección de pétalos aumenta de tamaño después de que las flores se marchiten y se vuelvan marrones. Dentro de los pétalos de las flores hay pequeños frutos de 4 lóbulos (esquizocarpio) que producen pequeñas semillas. Las semillas son elípticas, de color marrón y miden 1,5 mm. Son pequeños y livianos, lo que facilita que esta planta se expanda y se regenere en un área determinada (To'bungan et al., 2022).

### *Urena lobata* L.

Esta especie de la familia Malvaceae es originaria del continente asiático. Se encuentra ampliamente en las zonas tropicales y templadas de América del Norte

y del Sur y en Asia, Indonesia, Filipinas y África. Es anual en los subtrópicos y perenne en los trópicos. Crece en regiones húmedas, sin embargo, prefiere climas cálidos y húmedos con suelos drenados (Islam y Uddin, 2017).

*U. lobata* puede crecer de 0,6 a 3 m de altura con hasta 7 cm de diámetro basal. Las hojas de este arbusto suelen ser más anchas que largas, hasta 11,3 cm de longitud, cordiformes, aserrados o dentados, estrellados, pilosos, redondeados, angular; lóbulos generalmente agudos o acuminados, variando en tamaño y número. Las flores son pequeñas, agrupadas en las axilas; corola 15 mm largo, rosa. Las cápsulas son pubescentes y están cubiertas de espinas romas (Islam y Uddin, 2017).

Ha invadido una gran parte del trópico y subtrópico. Según el Departamento de Agricultura de los Estados Unidos, esta especie ha invadido zonas en Puerto Rico y gran parte de Norteamérica. Actualmente se considera una especie invasora común en áreas naturales abiertas, pastos y jardines. Además, crece en un amplio rango altitudinal; desde cerca del nivel del mar hasta aproximadamente 1000 msnm. Esta maleza generalmente crece en las selvas tropicales a lo largo de carreteras, bosques monzónicos y en áreas perturbadas. *U. lobata* ha aumentado en número, pero aún no se ha denominado como ecológicamente dañina (Awan et al., 2014).

#### *Coffea arabica* L.

El café es un arbusto o arbolito de la familia Rubiaceae. Constituye uno de los cultivos tropicales más importantes del mundo. Más del 90% del café que se consume en todo el mundo pertenece a la especie *Coffea arabica* (López et al., 2006). Puede vivir hasta los 25 años y en su estado natural crece hasta los 15 m, pero normalmente ronda los 3-7 m de altura. Posee hojas simples y opuestas, coráceas y de un color verde oscuro y brillante. Hojas con el pecíolo 0,6-1,5 cm; lámina nítida en el haz, 8-19x2,5-10 cm, elíptico-oblonga, cartácea, con 7-12 nervios secundarios por lado (Manual de Plantas de Costa Rica, 2021; Bisht y Sisodia, 2010).

*Coffea arabica* es originaria del suroeste de las selvas tropicales de Etiopía, donde se centra su diversidad genética y crece como sotobosque (Bellachew y Labouisse, 2007). En el país se encuentra en bosques húmedos, muy húmedos, pluviales y cultivados en plantaciones con sistemas agroforestales. Según el Manual de Plantas de Costa Rica (2021), los individuos de *C. arabica* se categorizan provisionalmente como esta especie ya que también tienen caracteres de *C. canephora*, lo que indica que probablemente se deriven de un híbrido.

#### *Phyllanthus urinaria* L.

El género *Phyllanthus* es uno de los grupos de plantas más importantes de la familia Phyllanthaceae. *P. urinaria* es una especie herbácea perenne anual que se encuentra en las islas tropicales de Asia, América, China y el Océano Índico (Geethangili y Ding, 2018). Habita en bosques húmedos, muy húmedos, pluviales y en sitios abiertos, desde 0-1400 msnm. Es nativa de Asia, pero se ha naturalizado en varias zonas de América.

Es una hierba o subarbusto que puede alcanzar hasta los 1,2 m, el tallo principal con hojas escamiformes; ramitas glabras o diminutamente cilioladas a lo largo de los ángulos. Hojas con la lámina angostamente oblonga, oblicuamente obtusa en la base, obtusa o mucronulata en el ápice, glabra en ambas caras, pero con tricomas diminutos en el margen (Manual de Plantas de Costa Rica, 2021).

#### *Desmodium adscendens* (Sw.) DC.

Esta especie pertenece a la familia de Fabaceae y es originario de las Indias occidentales y el trópico de América. Ha sido catalogada como invasora en países como Brasil, Honduras, Guatemala y Vietnam y en islas como las Islas Marshall (GBIF, 2023). Esta planta herbácea se utiliza desde la antigüedad para tratar diferentes enfermedades, incluyendo calambres musculares, dolores de columna, epilepsia, hepatitis, bronquitis, asma, reacciones alérgicas y eccemas (Manziona et al., 2022).

Posee las ramitas diminutamente pubescentes, con estípulas, hojas trifolioladas, folíolos redondeados u obtusos en el ápice, glabros en el haz, diminutamente seríceos en el envés. Se caracteriza por su porte generalmente postrado o rastrero,

ramitas rígidas o sub-leñosas y folíolos rómbico-obovados u oblongos a suborbiculares. En Costa Rica se distribuye en los bosques húmedos, muy húmedos, pluviales y nubosos, con un rango altitudinal de 0-2000 mm (Manual de Plantas de Costa Rica, 2021).

### 5.7 Recomendaciones y medidas de control para las especies introducidas

Según los resultados y las observaciones en campo de este trabajo, se propusieron tres estrategias para la prevención y el control de especies introducidas de flora, así como un posible método de restauración (Cuadro 11). Primero, se plantea la prevención al ingreso por causas antropogénicas de nuevas especies al PNIC, pues la prevención es más deseable por su relación costo-beneficio y requerida prioritariamente por el medio ambiente (FEIG, 2007). Segundo, se proponen medidas de control para las especies introducidas ya existentes con potencial invasor. Es importante recordar que el mejor momento para controlar a una especie invasora es en su etapa inicial de establecimiento (FEIG, 2007). Por último, se sugiere diseñar un plan de restauración post manejo, pues en ocasiones el control de especies invasoras puede derivar en que las especies nativas no se recuperen o de paso a la invasión de otras especies introducidas (UICN, 2019), con el fin de que los esfuerzos realizados para la recuperación del ecosistema nativo sean más efectivos.

Cuadro 11. Estrategias y medidas de control de especies de flora introducida para el Parque Nacional Isla del Coco, Costa Rica

Estrategia	Objetivo	Acciones
Prevención de la propagación de especies introducidas.	Establecer medidas de prevención del ingreso de especies de flora introducidas en el Parque Nacional Isla del Coco.	1. Realizar procesos de inspección de especies introducidas en la mercadería, tripulantes y barcos en general, previo a su desplazamiento al PNIC.
		2. Realizar procesos de inspección de especies introducidas en la mercadería y tripulantes previo al desembarque en el PNIC.

		<p>3. Desarrollar un sistema de vigilancia sanitaria que permita detectar a tiempo el ingreso de especies introducidas.</p> <p>4. Promover la educación ambiental a ciudadanos del país y visitantes del PNIC acerca de la realidad de las especies introducidas invasoras y las amenazas que representan.</p>
Control y monitoreo de especies introducidas ya existentes.	Desarrollar medidas de control de especies de flora introducidas ya existentes en el Parque Nacional Isla del Coco.	<p>1. Realizar inventarios anuales de la flora en diferentes sitios del PNIC (bahía e interior), para identificar a tiempo y de forma temprana los nuevos ingresos.</p> <p>2. Investigar la ecología de las especies introducidas para conocer su potencial invasor.</p> <p>3. Evaluar el ecosistema del PNIC para conocer la vulnerabilidad que posee a invasiones biológicas.</p> <p>4. Elaborar e implementar herramientas de toma de decisiones para analizar la factibilidad de alternativas de control, acompañado de modelaciones con SIG.</p> <p>5. Promover charlas a la ciudadanía sobre los procesos de control de especies invasoras de flora con el fin de que las personas se involucren y estén al tanto del avance de las medidas tomadas.</p>
Restauración tras el manejo.	Diseñar proyectos de restauración posteriores a las acciones de manejo	<p>1. Asegurar la permanencia de las medidas de prevención, tomando en cuenta las necesidades de actualización del PNIC.</p>



	de las especies de flora introducidas en el Parque Nacional Isla del Coco.	2. Diseñar planes de control de especies invasoras adicionales, en caso de que persistan las invasiones tras la implementación de las medidas de control.
		3. Elaborar proyectos de restauración para los hábitats más alterados, además de acciones específicas para los elementos focales de interés.
		4. Restaurar mediante la liberación de <i>E. gigas</i> .
		5. Plantar especies nativas de rápido crecimiento (como: <i>C. pittieri</i> y <i>Ochroma pyramidale</i> ). Una vez establecidas, plantar especies nativas que soporten diferentes niveles de sombra (como <i>O. insularis</i> y <i>S. holdridgei</i> ).

## 6. DISCUSIÓN

Las islas son consideradas un universo más homogéneo y sencillo que los continentes. Las islas oceánicas poseen sus límites bien definidos, su tamaño es limitado, su flora y fauna son distintivas y su aislamiento característico ha posibilitado que en ellas ocurran fenómenos a corto y largo plazo. Estas peculiaridades han influenciado a que muchos científicos y naturalistas se interesen por estudiar la estructura, composición y fenómenos de las islas (Fernández-Palacios y Morici, 2004). La Isla del Coco no es la excepción, esta isla oceánica presenta bosques que poseen una estructura particular con una variedad única de especies vegetales y un alto endemismo (Acosta-Vargas, 2016).

En este trabajo se estudió la composición de la regeneración de diferentes estratos en dos sitios en el PNIC. Se contabilizaron 40 especies en un área de 8 ha, mientras que Porras-Jiménez (2012), estudiando la dinámica poblacional de dos zonas boscosas de esta misma isla, reportó un total de 24 especies en un área de 3,5 ha. Melo y Vargas (2003) explican que la riqueza de especies analizada supone que a mayor área muestreada mayor será la cantidad de especies.

La familia Melastomataceae obtuvo más de la mitad de los individuos encontrados (55,8% del total). Dentro de esta familia, *Henriettea succosa* tuvo la mayor abundancia, de la misma forma que reportan Bonilla y Acosta (2019); en su estudio encontraron que los diámetros menores a 20 cm están fuertemente influenciados por *H. succosa*, ya que reporta los valores más altos de regeneración y reclutamiento. Esto también concuerda con que, en el presente estudio, esta especie sobresale en todas las categorías de regeneración. Además, Bonilla y Acosta (2019) concluyen que la regeneración exitosa de esta especie conducirá a cambios en la estructura y composición de los bosques, principalmente el Bosque Pluvial Premontano.

*Guarea microcarpa* fue una de las pocas especies no perteneciente a la familia Melastomataceae que logra posicionarse entre las especies más abundantes según las categorías de regeneración. No es usual ver árboles de esta especie que lleguen a ser fustal en el PNIC (Acosta-Vargas, 2023). Según el Manual de Plantas de Costa Rica (2021), los individuos de *G. microcarpa* en el continente pueden

llegar alcanzar alturas de hasta 25 m. Además, aunque el material del PNIC y del continente no presentan diferencias significativas, es requerido al aporte de más colecciones para poder mejorar el diagnóstico e identificación de esta especie (Manual de Plantas de Costa Rica, 2021).

Según los resultados obtenidos referentes a la cantidad de individuos por categoría de regeneración, *M. strigillosa* se encuentra dominando los primeros estratos de plántula y brinzal, incluso en el latizal bajo, sin embargo, al subir de categoría de regeneración su abundancia es menor. Se debe considerar que el tamaño máximo de este arbusto ronda los 3 m (Manual de Plantas de Costa Rica, 2021), por lo que es normal observarlo con más abundancia en las categorías de regeneración más bajas. Por el contrario, *H. succosa* reporta más cantidad de individuos al subir de categoría de regeneración. Esta especie puede alcanzar hasta los 12 m de altura, por lo que se espera observarla alcanzando los niveles de dosel del bosque.

Según Trusty et al. (2006), *Sacoglottis holdridgei* es la especie leñosa más común de la Isla del Coco. Dentro de las especies endémicas encontradas en este estudio, *S. holdridgei* presentó la mayor abundancia y el segundo lugar en número de individuos en el estrato latizal alto. Sin embargo, no tuvo mucha abundancia, pues solo se encontraron 175 individuos. Esto concuerda con Acosta (2016) donde se reporta que esta especie estuvo presente en todos los estratos de altura con predominio en los más altos; sin embargo, también mostró bajos valores de regeneración. Además, Acosta (2016) detalla que, en términos de importancia de especie, *S. holdridgei* fue desplazada por la familia Melastomataceae, familia que presenta la mayor regeneración en abundancia, lo que también coincide con los resultados de este estudio.

Por lo tanto, la regeneración de la familia Melastomataceae, especialmente la especie *H. succosa*, que aprovecha los claros, generará un cambio en los distintos tipos de bosques de la isla. Unido a esto, la baja regeneración y la pérdida de los árboles maduros de *S. holdridgei* (Bonilla-Mata y Acosta-Vargas, 2020) ratifica la probabilidad de que la isla va a ser impactada en su dinámica natural e interacciones con las especies de fauna y flora nativa.

Mediante los análisis de redundancia (RDA) se demuestra que las variables evaluadas describen de manera relativamente moderada y baja la varianza de las abundancias para las especies más abundantes y las endémicas, respectivamente. En ambos casos se presenta una situación similar, tanto *M. strigillosa* como *S. holdridgei* se apartan tanto de las variables como de los demás especímenes, esto se puede deber a que estas se distribuyen en gran parte del territorio insular (Trusty et al., 2006; Porrás-Jiménez, 2012; Acosta-Vargas, 2016; Estrada-Chavarría et al., 2020); es decir, que poseen un rango amplio de condiciones donde se desarrollan o simplemente, que su abundancia en la isla no está influenciada por los factores ambientales analizados.

La abundancia de *H. succosa* es fuertemente influenciada por la cobertura de copa, lo que sugiere que esta especie se adapta a las condiciones de sombra en el bosque primario de la isla y aprovechan los claros formados (Bonilla-Mata y Acosta-Vargas, 2020); lo que concuerda con lo reportado por Vargas-Fonseca (2012), sobre la presencia de esta especie en un bosque primario del Corredor Biológico Osa, en el territorio continental del país. En cuanto a las demás especies de ambos análisis no se demuestra una asociación con los parámetros ambientales, caso similar ocurrió en un estudio en un humedal de la Llanura Costera de Limón, Costa Rica, donde algunas variables no tuvieron gran efecto, aseverando a la presencia de un paisaje más homogéneo (Delgado, 2020).

Con respecto a las especies introducidas, resalta la cantidad de individuos en el estrato brinzal que obtuvo *H. capitata*, mostrando su tamaño máximo. Al ser una especie tipo hierba o arbusto, no se esperan tamaños más altos, es por esto que no se presenta en los estratos siguientes de latizal bajo y alto. Trusty et al. (2006) reporta que esta especie es común en las áreas abiertas cerca de los senderos de la isla, esto debido a que sus semillas son pequeñas y ligeras, lo cual facilita su dispersión (To`bungan et al., 2022). Además, desde el 2016 se ha observado más individuos en el sector del Aguacate en Bahía Chatham (Acosta-Vargas, 2023). Según la distribución por sitio de las especies introducidas se destaca de nuevo la existencia de *H. capitata* presente únicamente en el sitio Bahía. Esto evidencia que esta especie no ha podido dispersarse o adaptarse a los bosques en el interior de la isla, lo que puede resultar beneficioso para los ecosistemas menos alterados.

Respecto a *C. arabica*, se encontró solo en las categorías medias, posiblemente causado por la eliminación de la especie en una intervención realizada para restaurar el sitio (Acosta-Vargas, 2022), dejando pocos ejemplares en regeneración.

Dentro de los porcentajes de cobertura de algunas especies, se destaca la abundancia de *Entada gigas* y *Sphagneticola trilobata*. Según Acosta (2022), *E. gigas* se considera una especie oportunista o invasora nativa. Este concepto hace referencia a las especies que “siendo nativas, encuentran las condiciones para incrementar su abundancia y afectar las demás especies con las cuales coexisten, llegando a ser comparables con las especies invasoras (introducidas), dada la severidad de los daños” (Acosta, 2022). Además, Porras-Jiménez (2012), reporta esta especie afectando los individuos de *S. holdridgei* en el sendero de Bahías, que comunica Wafer con Chatham. Según el Manual de Plantas de Costa Rica (2021), dentro de la ecología de esta especie está la dispersión de sus semillas por medio del agua, es por esto que es mucho más probable encontrar su regeneración en sitios cercanos a la playa que en el bosque. De esta manera, es importante realizar un manejo a esta especie para minimizar los impactos sobre la flora nativa; Acosta-Vargas et al. (2020) observaron que al cortar la enredadera y al limitar el área con cerca se puede controlar la reocupación, para implementar la restauración asistida.

Referente a la distribución de las especies en los diferentes senderos, se vuelve a destacar la presencia de *H. succosa*. Esta especie podría presentar una adaptación amplia a diferentes zonas dentro de la isla, pues es observada en el bosque nuboso del sendero Yglesias, en los terrenos planos del sendero Llanos de Ulloa y en las zonas bajas del sendero Cavernas. Trusty et al. (2006), reportan esta especie hasta los 250 msnm y Porras-Jiménez (2012), hasta los 300 msnm; sin embargo, en este estudio fue observada en zonas de mayor elevación hasta los 460 msnm, en el bosque nuboso. Además, en el territorio continental de Costa Rica puede observarse en el Valle Central y el Pacífico Sur, lo que destaca aún más su adaptabilidad a distintos sitios (Manual de Plantas de Costa Rica, 2021). De igual forma, se destaca la presencia de *M. strigillosa* y *O. insularis* que se registran en todos los senderos. La primera, Estrada-Chavarría et al. (2020), la catalogan entre las especies nativas más comunes o abundantes en la Isla del Coco, mientras que

la segunda es considerada como codominante en el dosel de la isla (Bonilla-Mata y Acosta-Vargas, 2020). Por otra parte, algunas especies estuvieron restringidas a senderos específicos, por ejemplo, *P. gomeziana* se registra especialmente en el sendero de Río Genio (Trusty et al., 2006), a su vez, *Hedyosmum* sp, *Miconia* sp y *Myrsine pellucidopunctata* son descritas para el bosque nuboso (Trusty et al., 2006; Porras-Jiménez, 2012) que comprende el sendero Yglesias luego de los 300 msnm. Entre los factores que influyen en la regeneración de la flora, en este trabajo se observaron las afectaciones de la fauna introducida, como los cerdos asilvestrados y ratas. Acosta-Vargas y Pinto-Tomas (2019) informan que los cerdos y los venados impiden la regeneración de las especies nativas debido a la herbivoría. Asimismo, Sierra (2020) y Granados-Chacón (2021) indican que las escaraduras de los cerdos y la actividad de los venados modifican y degradan el suelo. Además, mamíferos introducidos como las ratas y cerdos depredan y dañan los frutos, por ejemplo, los cerdos se alimentan de gran variedad de frutos y partes vegetales de especies como *Ficus* sp, *O. insularis*, *A. glabra*, *C. pittieri* e incluso ciperáceas y gramíneas (Sierra, 2001), y las ratas se alimentan o depredan los frutos de *C. arabica*, *C. nucifera* (Madriz, 2009) y *S. holdridgei*, cumpliendo por otra parte un rol como vectores de dispersión de algunas especies que originalmente no existían en el PNIC. Por lo tanto, estos factores afectan de gran manera en la regeneración o establecimiento de las diferentes especies nativas que no coevolucionaron con estas interacciones.

En lo que concierne a la escasa regeneración en los lugares donde se encuentran las colonias de aves, Sánchez-Piñero y Polis (2000), mencionan que en algunas islas las altas concentraciones de guano están relacionadas con una menor diversidad de la comunidad vegetal debido a las elevadas soluciones nutritivas de nitrógeno, toxicidad o pH ácido, sugiriendo que esto es lo que ocurre en este caso. En cuanto a los pastos introducidos, según lo señalado por Acosta-Vargas (2022), en ciertas zonas donde prevalece una cobertura de pastos exóticos se dificulta el proceso de establecimiento de especies autóctonas, afectando la regeneración, composición y estructura del bosque. Este efecto es especialmente notable en plantas nativas que poseen semillas pequeñas (Flory y Clay, 2010).

Una de las condiciones particulares fue la presencia de rodales de *Miconia dodecandra*. Trusty et al. (2006) reportan que esta especie forma extensos rodales en la zona de Cabo Atrevido, una península al este de la Isla del Coco. Bonilla y Acosta (2019), también describen a la especie dominando el subdosel del Bosque Nuboso. Esto concuerda con el estudio de Porras-Jiménez (2012), donde reporta a la especie dominando el piso inferior y medio en los bosques de 300 a 600 msnm. Sobre las agrupaciones de helechos, Acosta-Vargas (2022), propone que en un área donde el bosque fue cortado y posteriormente se establece una cobertura densa de helechos se forma una barrera que impide la regeneración y el establecimiento del bosque, siendo esta una de las condiciones particulares encontradas en este trabajo.

Luego, el pasto nativo *Hypolytrum amplum* es dominante tanto en zonas boscosas como en áreas abiertas. Porras (2012) señala que generalmente en estos sitios con mayor iluminación se asocia con otras especies como *M. strigillosa*, *E. gigas* y helechos, creando una nueva comunidad vegetal en equilibrio muy distinta al bosque nativo. Igualmente, en ese mismo estudio, se encontró que el sotobosque está dominado por este pasto en los diferentes sitios de la isla y que es frecuente observar helechos, bejucos y melastomáceas donde hay más entrada de luz.

Con respecto a la cantidad de individuos por sitio, se puede evidenciar la gran diferencia entre los valores de ambos sitios. El sitio Interior presenta una gran abundancia de árboles, sin embargo, la mayoría pertenecen a especies nativas. El sitio Bahía reporta una gran cantidad de árboles introducidos. En el trabajo de Zamora (2008), donde se estudian los bosques de bahía de la Isla de Coco, solo se contabilizó la presencia de una especie introducida, *Mangifera indica*, especie que en este estudio no fue registrada. También en el estudio de Sandoya (2012), encontraron un mayor número de especies no nativas en las cercanías, de los caminos de la Cordillera Oriental de Ecuador, y mayor cantidad de especies nativas en el interior de los bosques. Los sitios cercanos a la bahía podrían presentar mayor vulnerabilidad al establecimiento de especies de plantas introducidas. Algunos de los aspectos relacionados a la degradación de las bahías de la Isla de Coco podrían ser la introducción de especies de plantas de manera intencional que tienen potencial de invadir los sectores de Bahía Wafer y Bahía Chatham y el

establecimiento de una colonia penal (Bahía Chatham) y una colonia agrícola (Bahía Wafer) que deforestaron aproximadamente 46 ha y que hasta el día de hoy no han permitido que estos bosques se recuperen (Acosta-Vargas, 2022). Lo que sugiere que la mayoría de las especies exóticas y la cantidad de individuos están en Bahía.

Según la distribución por sitio de las coberturas de algunas especies halladas en el muestreo de regeneración, se hace notable la distribución equitativa en ambos sitios de estudio de los individuos pertenecientes a las familias Cyperaceae y Poaceae. Porras-Jiménez (2012), solo reporta una especie de la familia Cyperaceae en el Bosque Pluvial Premontano, mientras que Acosta-Vargas (2022) lo reporta en el Sector de Aguacate en Bahía Chatham. Además, Bonilla y Acosta (2020), indican que el sotobosque de la Isla del Coco se encuentra dominado principalmente por la especie *Hypolytrum amplum*, que pertenece la familia Cyperaceae. En la zona continental de Costa Rica, estas familias tienen un comportamiento similar, pues se distribuyen desde el nivel del mar hasta los páramos a más de 3000 msnm (Manual de Plantas de Costa Rica, 2021).

Los Índices de Diversidad demuestran que el sitio Interior presenta una mayor biodiversidad que el sitio Bahía, tomando en cuenta el total de especies nativas e introducidas. Aunque los valores de cada índice son muy cercanos para ambos sitios, sí son estadísticamente diferentes. Aun así, estos valores indicaron para ambos sitios que son zonas de baja diversidad de especies. Esto se ve reflejado también en el estudio realizado por Yockteng y Cavelier (1998), donde al comparar la diversidad de la Isla Gorgona y el bosque húmedo tropicales del Pacífico colombo-ecuatoriano mediante el índice de diversidad de Shannon, encontró que el bosque de Gorgona es menos rico en especies arbóreas que los sitios continentales. Gutiérrez y Canales (2012), estudiaron los índices de diversidad de Shannon y Simpson en la Isla Taquile en diferentes altitudes. En cuanto al índice de Simpson, el valor más bajo se presentó a los 3850 msnm y fue de 0,57, un valor menor que el obtenido para el sitio Interior en este estudio. Con respecto al índice de Shannon el valor más bajo también se presentó a los 3850 msnm y fue de 1,71, número mayor que el obtenido para ambos sitios.



De igual manera, los índices también mostraron que el sitio Bahía presenta una mayor biodiversidad de especies introducidas que el sitio Interior. Esto, como se mencionó anteriormente, puede indicar que estas especies no han encontrado la forma de dispersarse en el interior de la isla o que no se adaptan a las condiciones del sitio Interior, como la mayor altura y cobertura de copas, por lo que permanecen en los sitios donde se introdujeron. En cuanto al índice de similitud de Jaccard para la comparación de especies introducidas de ambos sitios, este indica que existe al menos una especie en común en los dos sitios; sin embargo, al ser un valor tan bajo, la similitud es poca. Álvarez et al. (2010), estudiaron la diversidad florística de algunas islas en el archipiélago de Los Chonos Chile, y determinaron que según el índice de Jaccard, dos de estas islas tenían una similitud menor al 30%, aunque eran muy próximas. Esto mismo sucede al comparar los dos sitios, que estando en la misma isla presentan poca similitud en especies introducidas.

En lo que respecta al análisis de redundancia aplicado a las especies alóctonas se observa que las tres variables ambientales explican de gran manera su abundancia, no obstante, cada una tuvo un comportamiento singular. *Urena lobata* se separa de los parámetros, así como de las especies, insinuando una disminución de su abundancia al aumentar, principalmente la cobertura de copa, esto porque esta se desarrolla especialmente en charrales o potreros (Manual de Plantas de Costa Rica, 2021), donde hay mayor iluminación. No obstante, la presencia de luminosidad no es un prerrequisito para que sus semillas germinen, puesto que se encontró que aún bajo cobertura de árboles con pastos, las semillas pueden germinar (Awan et al., 2014), lo que podría permitir que la especie se desarrolle bajo el dosel de los bosques de la isla.

En el caso de *H. capitata*, como se mencionó anteriormente, se registró por primera vez cerca de bahía Chatham en el sector del mirador del Aguacate, es por esta razón que al incrementar la variable distancia apunta a que crece la abundancia de la especie, es decir, que esta zona alejada de la bahía Wafer en donde se ubica mayoritariamente. Por otro lado, *C. arabica* muestra una respuesta positiva de su abundancia a razón del incremento de la elevación y la cobertura de copa, esta última coincide con lo visto en dos zonas del bosque premontano en las cuales se desarrollan fácilmente los árboles de café bajo sombra que fueron plantados años

atrás (Madriz, 2008). Esta característica la posiciona como una posible especie invasora, pues se adapta a las condiciones de sombra dentro del bosque y su propagación es favorecida por las ratas. Por consiguiente, se requiere especial atención a esta especie, tal como advierte Trusty et al. (2006), al considerarla como una de las cinco especies prioritarias a erradicar debido a su potencial invasor.

El análisis de regresión expone que la variación del porcentaje de cobertura de la familia Cyperaceae/Poaceae y de *D. adscendens* es sustancialmente explicada por la cobertura de copa. Tanto para las ciperáceas como las poaceas era de esperarse que se comportaran de forma inversamente proporcional a la sombra provocada por las copas de los árboles. Estos pastos C4 poseen un mejor desarrollo cuando se ubican en áreas abiertas, pero es pobre cuando se encuentran bajo sombra, lo cual obedece a que hay una menor incidencia de luz al suelo y una mayor cantidad de hojarasca (Thériez, 2015). No obstante, a ambas familias se le debe prestar atención, puesto que este grupo de hierbas se observan constantemente arribando a lugares donde no son originarias, como en el caso de la Isla Cedros en México (Vanderplank y Rebman, 2021).

Por otro lado, el PNIC cuenta actualmente con un Plan de Manejo Específico para el Control de Especies Exóticas Invasoras de Mamíferos realizado por el Área de Conservación Marina Coco (ACMC) y el Sistema Nacional de Áreas de Conservación (SINAC) publicado en el 2017. Este documento se enfoca en medidas y estrategias aplicadas solamente para los mamíferos introducidos invasores, como los son cerdos, gatos, venados y ratas (SINAC, 2017). Sin embargo, hoy en día no se cuenta con un plan de manejo para las especies de flora introducida, esto puede deberse a que, según Estrada-Chavarría et al. (2020), las especies de flora introducida de la isla aún no se han convertido en invasoras y no ha generado problemas en la conservación de los ecosistemas. No obstante, no existe sustento científico que demuestre esto y estas especies podrían volverse invasoras en un corto o largo plazo.

Como recomendaciones para el control de especies de flora introducidas en el PNIC, se establecieron diferentes estrategias de manejo. La primera consiste en la prevención a la introducción y propagación de estas especies. El Fondo para el

Control de Especies Invasoras de Galápagos (FEIG) en Ecuador presenta medidas similares en su “Plan de Control Total de Especies Introducidas” (2007), donde afirman que “la prevención efectiva para evitar el arribo de nuevas especies está relacionada con el manejo de las vías y los vectores de entrada, factores claves para lograr el control total de especies introducidas a nivel regional”. Por esta razón, la propuesta generada en este estudio se enfoca en realizar inspecciones para evitar la entrada de otras especies no nativas.

La segunda recomendación consiste en el control y monitoreo de las especies ya existentes en la isla. Gutiérrez (2006), plantea en su propuesta de lineamientos para el control de los impactos de especies invasoras, que el conocer las características de las especies introducidas es de gran relevancia para poder predecir su invisibilidad. Algunas características que pueden ayudar a determinar si una especie puede llegar a ser invasora son las altas tasas reproductivas, adaptación generalista y buena dispersión (Pullin, 2002). Por tanto, la propuesta generada se centra en un inventario anual de las especies introducidas, una búsqueda más profunda de su ecología y del análisis de factibilidad de alternativas de control.

La última estrategia presentada es la restauración tras el manejo. Si se decide realizar algún manejo que pueda perjudicar de alguna manera la biodiversidad del sitio, es necesario aplicar los principios de la restauración para mejorar o tratar de volver a las condiciones iniciales. La UICN (2019) afirma en su “Guía para la planificación y gestión de especies invasoras en islas” que diseñar e implementar proyectos de restauración, tras las acciones de manejo pueden garantizar que los proyectos de manejo de especies invasoras logren su objetivo final, ya sea la recuperación de especies nativas, servicios del ecosistema u otro valor económico o social. Por tal motivo, la propuesta planteada incluye acciones de acompañamiento de las medidas de control establecidas y de proyectos de restauración ecológica.

## 7. CONCLUSIONES

La regeneración de la flora en el Parque Nacional Isla del Coco está dominada por la familia Melastomataceae, especialmente por las especies *H. succosa* y *M. strigillosa*, lo cual conducirá a cambios en la composición de los distintos tipos de bosques, debido al cambio en la estructura y composición, esencialmente de especies dominantes como *S. holdridgei*, que posee valores bajos de regeneración.

La regeneración de la flora nativa del PNIC es afectada por la fauna invasora, como las ratas y los cerdos, que de no controlarse seguirá secuestrando la sucesión del bosque. También, las concentraciones de guano, las agrupaciones de helechos y la colonización de los pastos introducidos impiden que el bosque se regenere.

Según la abundancia y los índices de diversidad, el sitio Interior presenta una mayor diversidad de especies que el sitio Bahía. De igual forma, no hay un avance significativo de las especies introducidas hacia el interior, pues la mayoría están concentradas en el sitio Bahía; sugiriendo que las especies exóticas no han encontrado las condiciones para propagarse al interior de la isla.

Las variables ambientales explican gran parte de la varianza de las especies introducidas, no obstante, describen de manera relativamente baja la varianza de las cinco especies más abundantes y de las especies endémicas. De igual forma, no son suficientes para establecer una relación clara sobre la varianza de su abundancia. Asimismo, la cobertura de copa influye sobre la variación de la cobertura de las especies introducidas.

Las especies introducidas difieren en cuanto a sus características taxonómicas, morfológicas y de distribución, pero son principalmente del estrato arbustivo, aunque hay presencia de hierbas y árboles. Además, algunas han sido catalogadas o poseen el potencial de convertirse en especies invasoras.

Es necesario realizar acciones de prevención y control de las especies de flora introducidas, para evitar y minimizar la posible afectación en el PNIC. Asimismo, se debe aplicar una restauración asistida para asegurar su éxito.

## 8. RECOMENDACIONES

Se sugiere aumentar la cantidad y ampliar la distribución de las parcelas con el fin de obtener datos en diferentes zonas del PNIC, por ejemplo, el sendero de Chatham hacia Ulloa y el sur de la isla.

Realizar una estratificación de las parcelas que se adapte de mejor manera a las condiciones del PNIC, sea por altitud o cobertura, que genere respuestas más representativas del sitio.

Evaluar más variables ambientales que puedan generar mejores resultados en los análisis de redundancia (RDA), para poder conocer otras posibles causas bióticas y abióticas que expliquen la regeneración de especies nativas e introducidas.

Obtener datos de altura y diámetro con la finalidad de conocer la dominancia de las especies, sus Índices de Valor de Importancia (IVI) y sus distribuciones según las categorías diamétricas, para definir las especies que más contribuyen a la estructura del ecosistema (Delgado, 2020).

Estudiar más a profundidad las diferentes características y comportamientos de las especies en el continente y en la isla, para comprender mejor sus estructuras y composiciones poblacionales.

Realizar estudios similares en un futuro para verificar si las especies están desarrollándose adecuadamente o por el contrario su crecimiento y regeneración están estancadas o en retroceso.

Estudiar con mayor profundidad las interacciones y consecuencias que pueden acarrear las especies introducidas a las nativas del PNIC.

Definir medidas de control que permitan minimizar la introducción de más individuos u otras especies alóctonas al PNIC.

Realizar estudios en otros grupos olvidados o ignorados y que potencialmente representan amenazas mayores, como por ejemplo insectos, nemátodos, hongos y bacterias asociados al ingreso de alimentos y de plantas llevadas al invernadero y al área de cultivo.

## 9. REFERENCIAS

- ACMC. (2018). Área de Conservación Marina Cocos. Disponible en <https://isladelcoco.go.cr/>
- Acosta-Vargas, L. G. (2016). Population status of the tree *Sacoglottis holdridgei* (Humiriaceae) at Isla del Coco National Park, Costa Rica. <https://hdl.handle.net/2238/9830>
- Acosta-Vargas, L. G. (2022). Restauración ecológica en el Parque Nacional Isla del Coco: evaluación del efecto de diferentes tratamientos en la regeneración del bosque. Doctorado en Ciencias Naturales para el Desarrollo. Énfasis en Recursos Naturales, Tesis de Doctorado. <https://hdl.handle.net/2238/14409>
- Acosta-Vargas, L. G. (2023). Comunicación directa. Cartago, Costa Rica.
- Acosta-Vargas, L. y Pinto-Tomas, A. (2019). Influencia de la interacción planta-microorganismos en la restauración del paisaje forestal del Parque Nacional Isla del Coco. Proyecto de Investigación (Código: 1401065) Instituto Tecnológico de Costa Rica. Vicerrectoría de Investigación y Extensión (VIE). Dirección de Proyectos. Escuela de Ingeniería Forestal, 2019. <https://hdl.handle.net/2238/14282>
- Acosta-Vargas, L., Rovere, A. E. y Camacho-Sandoval, J. (2020). Effectiveness of two treatments to promote tree regeneration: implications for forest restoration in the Isla del Coco National Park, Costa Rica. *Revista de biología tropical*, 68, 103-114. <http://dx.doi.org/10.15517/rbt.v68is1.41172>
- Alfaro, E. J. e Hidalgo, H. G. (2016). Climate of an oceanic island in the Eastern Pacific: Isla del Coco, Costa Rica, Central America. *Revista de Biología Tropical*, 59-74. <https://doi.org/10.15517/rbt.v64i1.23411>
- Álvarez, M., San Martín, C., Novoa, C., Toledo, G. y Ramírez, C. (2010). Diversidad florística, vegetal y de hábitats en el Archipiélago de los Chonos: (Región de Aisén, Chile). *Anales del Instituto de la Patagonia*, 38(1), 35-56. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-686X2010000100002>
- Awan, T. H., Chauhan, B. S. y Cruz, P. C. S. (2014). Influence of environmental factors on the germination of *Urena lobata* L. and its response to herbicides. *PLoS One*, 9(3), e90305. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0090305>

- Bellachew, B. y Labouisse, J. P. (2007). Arabica coffee (*Coffea arabica* L.) local landrace development strategy in its center of origin and diversity. ASIC. 21st International Conference on Coffee Science, Montpellier, 818-826.
- Bergoeing, J. P. (2019). Geomorfología de la isla del Coco, Costa Rica. *Revista Geográfica*, (151), 129-138. <https://revistasipgh.org/index.php/regeo/article/view/524>
- Bisht, S. y Sisodia, S. S. (2010). *Coffea arabica*: A wonder gift to medical science. *Journal of Natural Pharmaceuticals*, 1(1), 58-65.
- Bonilla-Mata, R. y Acosta-Vargas, LG (2020). Dinámica y crecimiento de los bosques del Parque Nacional Isla del Coco, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 68 (Suplemento 1), S89-S102. <http://dx.doi.org/10.15517/rbt.v68is1.41171>
- Breusch, T. S. y Pagan, A.R. (1979). A simple Test for Heteroscedasticity and Random coefficient Variation. *Econometrica: Journal of the econometric society*. 47 (5), 1287-1294. <http://dx.doi.org/10.2307/1911963>
- Cabrera, C., Sornoza, L., Cantos, C., Pionce, G. y Ganchozo, M. (2020). Análisis de la regeneración natural de cinco especies forestales de la finca Ándil UNESUM. 18(36). ISSN: 1409-3251 EISSN: 2215-5325, 101-123. <http://doi.org/10.15359/prne.18-36.5>
- Camacho, M. (2000). Parcelas permanentes de muestreo en bosque natural tropical. Guía para el establecimiento y medición. CATIE. Serie Técnica, Manual Técnico, 42, 52 p. ISBN. 9977-57-350-6.
- Campo, A. y Duval, V. S. (2014). Diversidad y valor de importancia para la conservación de la vegetación natural. Parque Nacional Lihué Calel (Argentina). *In Anales de Geografía*, 34(2), 25-42. [https://doi.org/10.5209/rev\\_AGUC.2014.v34.n2.47071](https://doi.org/10.5209/rev_AGUC.2014.v34.n2.47071)
- Castanedo-Escoto, J. C. (2017). Estimación de la biomasa y carbono orgánico sobre el suelo de los bosques del Parque Nacional Isla del Coco, Costa Rica según Zona de Vida [Tesis de Licenciatura]. Escuela de Ingeniería Forestal, Instituto Tecnológico de Costa Rica.

- Castellanos, L. M., Jiménez, M. R., Noa, I. C., Perdomo, M. E., Quevedo, I. A. y Alfonso, R. R. (2015). Caracterización de la flora introducida en los cayos Las Brujas y Santa María, Villa Clara. *Revista del Jardín Botánico Nacional*, 36, 163-172. <http://www.jstor.org/stable/43840204>
- Caujape-Castells, J., Tye, A., Crawford, D. J., Santos-Guerra, A., Sakai, A., Beaver, K., Lobin, W., Vincent, F. B., Moura, M., Jardim, R., Gomes, I. y Kueffer, C. (2010). Conservation of oceanic island floras: present and future global challenges. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 12(2), 107-129. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2009.10.001>
- Chacón, E. (2016). Las plantas invasoras en Costa Rica: ¿Cuáles acciones debemos realizar? *Biocenosis*, 22(1-2). <https://revistas.uned.ac.cr/index.php/biocenosis/article/view/1251>
- Cheke, A. (2011). The Biology of Island Floras. *Island Studies Journal*. Charlottetown. 6(2), 280-283.
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). (22 de junio de 2023). *Distribución de las especies. Biodiversidad mexicana*. <https://www.biodiversidad.gob.mx/especies/distribesp>
- Corrales-Retana, I. (2018). Estado fitosanitario de la población de *Sacoglottis holdridgei* (Cuatrec.) y caracterización del lepidóptero frugívoro, en el Parque Nacional Isla del Coco, Costa Rica. [Tesis de Licenciatura]. Escuela de Ingeniería Forestal, Instituto Tecnológico de Costa Rica, Cartago, Costa Rica. 30 p.
- Cortés, J. (2008). Historia de la investigación marina de la Isla del Coco, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 56(S2), 1-18. <https://doi.org/10.15517/rbt.v56i2.26934>
- Decreto Ejecutivo N° 43368 de 2022 [MINAE]. Reforma Amplía los límites del Parque Nacional Isla del Coco, Crea Área Marina de Manejo Montes Submarinos y Regionalización del Ministerio de Ambiente y Energía y reforma Reglamento a la Ley de Biodiversidad. 17 de diciembre de 2021. Publicado en La Gaceta N° 16 de 26 de enero de 2022.
- Delgado, G. (2020). Estructura, composición florística y diversidad de especies del humedal Llanura Costera, Refugio Nacional de Vida Silvestre Mixto Gandoca-



- Manzanillo, Limón, Costa Rica. [Tesis de Licenciatura]. Instituto Tecnológico de Costa Rica, Cartago. <https://hdl.handle.net/2238/12400>
- Díaz, D. y Villegas, N. (2015). Correlación canónica entre índices macroclimáticos y variables meteorológicas de superficie en Colombia. *Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica*, 18(2), 543-552. <https://doi.org/10.31910/rudca.v18.n2.2015.185>
- Díaz, G., Carrillo E. y Bermúdez, F. (2010). Levantamiento de información de línea base para el monitoreo de especies endémicas y especies exóticas en la Isla del Coco. Informe Técnico. *Onca Natural*. 117 p.
- Estrada-Chavarría, A., Sánchez-González, J. y Rodríguez-González, A. (2020). Catálogo actualizado de las plantas vasculares del Parque Nacional Isla del Coco, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 68 (Suppl. 1), 73-88. <https://dx.doi.org/10.15517/rbt.v68is1.41170>
- Estrada-Chavarría, A., Sánchez-González, J. y Rodríguez-González, A. (2023). Actualización del catálogo de plantas vasculares del Parque Nacional Isla del Coco, Costa Rica. Museo Nacional de Costa Rica, Departamento de Historia Natural, Herbario Nacional de Costa Rica.
- Fundación Amigos de la Isla del Coco (FAICO). (2017). Amenazas sobre la Isla de Coco. <https://www.cocosisland.org/isla-del-coco-amenazas/>
- Fondo para el Control de Especies Invasoras de Galápagos (FEIG). (2007). Plan de control total de especies introducidas. GEF: UNDP. ISBN: 978-9978-353-08-0.
- Fernández-Palacios, J.C y Morici, C. (2004). Ecología insular / Island ecology. Asociación Española de Ecología Terrestre (AEET). Cabildo Insular de la Palma. 21-55.
- Flory, S. L. y Clay, K. (2010). Non-native grass invasion suppresses forest succession. *Oecologia*, 164(4), 1029-1038. <http://www.jstor.org/stable/40960918>
- GBIF (Global Biodiversity Information Facility) Secretariat (2023). *Desmodium adscendens* (Sw.) DC. *GBIF Backbone Taxonomy*. <https://doi.org/10.15468/39omei>

- Geethangili, M. y Ding, S. T. (2018). A Review of the Phytochemistry and Pharmacology of *Phyllanthus urinaria* L. *Frontiers in pharmacology*, 9, 1109. <https://doi.org/10.3389/fphar.2018.01109>
- Giraldo-Cañas, D. (2010). Distribución e invasión de gramíneas C3 Y C4 (Poaceae) en un gradiente altitudinal de los Andes de Colombia. *Caldasia*, 32(1), 65-86. <https://repositorio.unal.edu.co/handle/unal/71302>
- Gómez-Laurito, J. (2009). Las ciperáceas (Cyperaceae) de la Estación Biológica La Selva, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 57(1), 93-110. [http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0034-77442009000500009&lng=en&tlng=es](http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77442009000500009&lng=en&tlng=es)
- González-Elizondo, M. S., Reznicek, A. A. y Tena-Flores, J. A. (2018). Cyperaceae in Mexico: Diversity and distribution. *Botanical Sciences*, 96(2), 305-331. <https://doi.org/10.17129/botsci.1870>
- Granados-Chacón, J. (2021). Composición y diversidad microbiana del suelo en tres coberturas vegetales del Parque Nacional Isla del Coco, Costa Rica. [Tesis de Licenciatura]. Escuela de Ingeniería Forestal, Instituto Tecnológico de Costa Rica. <https://hdl.handle.net/2238/14081>
- Gutiérrez 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, Bogotá, D.C. Colombia. 156 p. <http://hdl.handle.net/20.500.11761/31392>
- Gutiérrez, I. y Canales, A. (2012). Evaluación comparativa de la diversidad de flora silvestre entre la isla Taquile y el cerro Chiani en relación a la altitud, Puno, Perú. *Ecología Aplicada*, 11(2), 39-46. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=34125279001>
- Herrera, Á. y Sierra, C. (2005). Especies invasoras en Costa Rica: resultados del taller nacional sobre identificación de especies invasoras. San José, Costa Rica. Unión Mundial para la Naturaleza (UICN), 1-57. <http://hdl.handle.net/11606/356>

- Herrera, I., Goncalves, E., Pauchard, A. y Bustamante, R. O. (Eds.). (2016). Manual de plantas invasoras de Sudamérica. Región de O'Higgins, Chile: *IEB Chile, Instituto de Ecología y Biodiversidad*, 116 p.
- Herrera, I., Hernández-Rosas, J. I., Suárez, C. F., Amaya, X. C., Goncalves, E. y Ayala, C. (2017). Reporte y distribución potencial de una palma exótica ornamental (*Roystonea oleracea*) en Ecuador. *Rodriguésia*, 68, 759-769. <https://doi.org/10.1590/2175-7860201768226>
- Hilgert, N. I., Lambaré, D. A., Vignale, N. D., Stampella, P. C. y Pochettino, M. L. (2014). ¿Especies naturalizadas o antropizadas? *Revista Biodiversidad Neotropical*, 4. <http://hdl.handle.net/11336/32786>
- Ibanez, T, Hart, P, Ainsworth, A, Gross, J. y Monello, R. (2019). Factors associated with alien plant richness, cover and composition differ in tropical island forests. *Divers Distrib.* 25, 1910-1923. <https://doi.org/10.1111/ddi.12989>
- Instituto Meteorológico Nacional (IMN). (2018). Condiciones actuales del tiempo. Estación de base Wafer, Isla del Coco, Puntarenas, Costa Rica.
- Islam, M. T. y Uddin, M. A. (2017). A revision on *Urena lobata* L. *International Journal of Medicine*, 5(1), 126-131. <https://doi.org/10.14419/ijm.v5i1.7525>
- Jones, H. P., Holmes, N. D., Butchart, S. H., Tershy, B. R., Kappes, P. J., Corkery, I., Aguirre-Muñoz, A., Armstrong, D. P., Burbidge, A. A., Campbell, K., Courchamp, F., Cowan, P. E., Cuthbert, R. J., Ebbert, S., Genovesi, P., Howald, G. R., Keitt, B. S... Croll, D. A. (2016). Invasive mammal eradication on islands results in substantial conservation gains. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(15), 4033-4038. <https://doi.org/10.1073/pnas.1521179113>
- Kaiser-Bunbury, C. N., Traveset, A. y Hansen, D. M. (2010). Conservation and restoration of plant-animal mutualisms on oceanic islands. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 12(2), 131-143. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2009.10.002>
- Koleff, P. (2017). Conceptos básicos sobre las invasiones biológicas y sus impactos a la biodiversidad. *Principales retos que enfrenta México ante las especies exóticas invasoras*, 13-33.

- Lamprecht, H. (1962). Ensayo sobre unos métodos para el análisis estructural de los bosques tropicales. *Acta científica venezolana*, 13(2), 57.
- Leiva-Sanabria, J. (2001). Comparación de las Estrategias de Regeneración Natural entre los Bosques Primarios y Secundarios en las zonas bajas del Atlántico Costarricense. [Informe de Práctica de Especialidad]. Instituto Tecnológico de Costa Rica. <https://hdl.handle.net/2238/5656>
- Liu, C. Y., Jiang, H. X., Zhang, S. Q., Li, C. R., Pan, X., Lu, J. y Hou, Y. Q. (2016) Expansion and Management Implications of Invasive Alien *Spartina alterniflora* in Yancheng Marismas de sal, China. *Revista Abierta de Ecología*, 6, 113-128. <http://dx.doi.org/10.4236/oje.2016.63012>
- Lonsdale, W. M. (1999). Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. *Ecology*, 80(5), 1522-1536 [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(1999\)080\[1522:GPOPIA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(1999)080[1522:GPOPIA]2.0.CO;2)
- López-Curto, L., Marquez-Guzman, J. y Diaz-Pontones, D. M. (2006). Invasion of *Coffea arabica* (Linn.) by *Cuscuta jalapensis* (Schlecht): in situ activity of peroxidase. *Environmental and Experimental Botany*, 56(2), 127-135. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2005.02.002>
- Luo, M., Xiao, L., Chen, X., Lin, K., Liu, B., He, Z. y Zheng, S. (2022). Invasive alien plants and invasion risk assessment on Pingtan Island. *Sustainability*, 14(2), 923 p. <https://doi.org/10.3390/su14020923>
- Madriz, J. (2009). El Parque Nacional de la Isla del Coco (PNIC): una isla oceánica invadida. *Revista Biocenosis*. (22), 1-2. <https://revistas.uned.ac.cr/index.php/biocenosis/article/view/1256>
- Madriz, P. (2008). Restauración ecológica de la flora y la vegetación del Parque Nacional Isla del Coco. (Capítulos: islas; invasiones biológicas; el parque; marco legal; plan de restauración ecológica; especies: historia natural y manejo; glosario de términos). Proyecto: Mejoramiento de las prácticas de manejo y conservación en el Área de Conservación Marina Isla del Coco. MINAE/SINAC, ACMIC-PNIC. PNUD, GEF, FFEM.

- Manziona, M. G., Herrera-Bravo, J., Sharifi-Rad, J., Kregiel, D., Sevindik, M., Sevindik, E., Salamoglu, Z., Zam, W., Vitalini, S., Hano, C., Kukula-Koch, W., Koch, W. y Pezzani, R. (2022). *Desmodium adscendens* (Sw.) DC.: A magnificent plant with biological and pharmacological properties. *Food Frontiers*, 3, 677-688. <https://doi.org/10.1002/fft2.170>
- Martín, J. (2011). Islas y Biodiversidad. *IslasConciencia*. El periódico del Museo Elder. (1), 6-7. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.1.4353.7366>
- Martínez-Capel, F., Macián-Sorribes, H., Muñoz-Mas, R., Barea-Sánchez, C., Martínez-Morlanes, M. P., Marcos-García, P. y Vieira, J. (2019). Optimización multiobjetivo de caudales ecológicos en escenarios futuros: especies nativas, invasoras y beneficio agrícola. *Actas del III Congreso Ibérico de Restauración Fluvial*, 169-177.
- Martínez-Ramos, M., Ortiz-Rodríguez, I. A., González-Rivas, B. y Herrera-Arrieta, Y. (2013). Métodos de muestreo de regeneración natural en estudios ecológicos. *Revista mexicana de biodiversidad*, 84(1), 402-412.
- Matteucci, S. D. y Colma, A. (1982). Metodología para el estudio de la vegetación. Washington, DC: Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos, (22).
- Melo, O. y Vargas, R. (2003). Evaluación ecológica y silvicultura de ecosistemas boscosos. Universidad del Tolima. Ibagué. Colombia.
- Montoya, M. (2007). Conozca la Isla del Coco. Una guía para su visitación. BioCurso Isla del Coco: la isla del tesoro. *Organización para los Estudios Tropicales (OET)*, San Pedro, Costa Rica.
- Montoya, M. (2016). Isla del Coco: Marine Ecosystem. En M. Kappelle (Ed.), *Costa Rican Ecosystems*. University of Chicago Press.
- Morales, C. (2020). Origin, natural history, and uses of introduced plants in Costa Rica. *UNED Research Journal*, 12(2), e3098. <https://doi.org/10.22458/urj.v12i2.3098>
- Museo Nacional de Costa Rica. (2020). Isla del Coco. Departamento de Historia Natural. Disponible en <https://www.museocostarica.go.cr/nuestro-trabajo/investigaciones/historia-natural/isla-del-coco/>

- Orapa, W. (2017). Impact and management of invasive alien plants in Pacific Island communities. *In Invasive alien plants: impacts on development and options for management*. Wallingford UK: CABI, 73-108.
- Pérez-Fernández, M. A. (2012). Control de especies invasoras. Restauración y gestión ecológica fluvial. Un manual de buenas prácticas de gestión de ríos y riberas. 138p.
- Porras-Jiménez, M. (2012). Dinámica de los bosques del Parque Nacional Isla del Coco, Área de Conservación Marina Isla del Coco. [Tesis de Licenciatura]. Instituto Tecnológico de Costa Rica. <https://hdl.handle.net/2238/3119>
- Porras-Jiménez, M. A., Acosta-Vargas, L. G., Castillo-Ugalde, M. y Quesada-Monge, R. (2014). Estructura y composición florística del bosque nuboso de la Isla del Coco. *Revista Tecnología en Marcha*. 22 p. <https://hdl.handle.net/2238/4150>
- Pullin, A., S. (2002). Conservation Biology. An introduction for southern Australia. *Oxford University Press*. Victoria. Australia.
- Rivera, W., J. (2006). Estructura y composición del bosque premontano del Parque Nacional Isla del Coco. Área de Conservación Marina Isla del Coco. Instituto Tecnológico de Costa Rica, Escuela de Ingeniería Forestal. Práctica de Especialidad. Cartago, Costa Rica. 123 p.
- Russell, J., Meyer, J., Holmes, N. y Pagad, S. (2017). Invasive alien species on islands: impacts, distribution, interactions and management. *Environmental Conservation* (2017), 44 (4): 359-370. <https://doi.org/10.1017/S0376892917000297>
- Russo, S. E., Di Pierro, E. A., Valeria, G. y Holmquist, J. G. (2020). Evaluating the regeneration of Andean forests after clearing for smallholder agriculture. *Forest Ecology and Management*, 461, 117-935.
- Sánchez-Piñero, F. y G. A. Polis (2000). Bottom-up dynamics of allochthonous input: direct and indirect effects of seabirds on islands. *Ecology*, 81: 3117-3132. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2000\)081\[3117:BUDOAI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081[3117:BUDOAI]2.0.CO;2)
- Sandoya-Sánchez, V. (2012). Patrones de distribución de la flora no nativa y nativa en un gradiente altitudinal de la cordillera oriental del Ecuador. Universidad de Concepción, Chile. <http://repositorio.udec.cl/jspui/handle/11594/4709>

- Santos, A. I., y Calafate, L. (2018). Especies invasoras. *Revista de Ciência Elementar*, 6(1). <http://doi.org/10.24927/rce2018.004>
- Saravia, P. y Leño, C. (1999). Muestreo Diagnóstico en Tres Sitios del Bosque Chimanes. Documento Técnico. Proyecto de Manejo Forestal Sostenible BOLFOR. Bolivia.
- Servera, M. C. (2021). Preadaptación y vulnerabilidad de la vegetación de las islas baleares frente a la herbívora de vertebrados no nativos (Doctoral dissertation, Universitat de les Illes Balears). <http://hdl.handle.net/11201/158650>
- Shapiro, S. S. y Wilk, M. B. (1965). An analysis of variance test for normality (complete samples). *Biometrika*. 52(3/4) 591-611.
- Sierra, C. (2001). El cerdo cimarrón (*Sus scrofa*, Suidae) en la Isla del Coco, Costa Rica: Composición de su dieta, estado reproductivo y genética. *Revista de Biología Tropical*, 49(3-4), 1147-1157. <https://hdl.handle.net/10669/27480>
- Sierra, C., Baldi, M. y Jiménez, L. (2020). Implementación del plan de especies exóticas e invasoras en el Parque Nacional Isla del Coco: Estudio poblacional de cerdos y venados. *Fundación Tropos*. 28 p.
- Sierra, J. R. A. (2014). Invasiones de plantas en islas: procesos no extrapolables. *Especies Exóticas Invasoras*.
- Sistema Nacional de Áreas de Conservación (SINAC). (2014). Manual de campo para el inventario forestal nacional de Costa Rica: Diseño de parcela y medición de variables de sitio y dasométricas. *Programa REDD-CCAD-GIZ*. San José, Costa Rica. 74 p.
- Sistema Nacional de Áreas de Conservación (SINAC). (2016). Propuesta de actualización del Plan General de Manejo del Parque Nacional Isla del Coco 2017-2026. *Eds. H. Acevedo, V. Obando y Y. Villalobos*. San José, Costa Rica. 143 p.
- Sistema Nacional de Áreas de Conservación (SINAC). (2017). Plan de Manejo Específico para el Control de Especies Exóticas Invasoras de Mamíferos en el Parque Nacional Isla del Coco. Área de Conservación Marina Cocos (ACMC).

- Sinergia 69. (2002). Anexo V: Caracterización de las bahías de Chatham y Wafer e inventario preliminar de especies marinas. Área de Conservación Marina Isla del Coco (ACMIC). Proyecto: Estudio de factibilidad y diseño para la construcción de infraestructura y servicios de apoyo en el Parque Nacional Isla del Coco. Sinergia, San José, Costa Rica.
- Thériez, M. (2015). Los efectos de la sombra sobre la energía cinética de las gotas de agua, la cobertura del suelo, la infiltración del agua, la roya y el *dieback* en Turrialba, Costa Rica. Turrialba, Costa Rica. Informe de pasantía. CIRAD. 32 p.
- To'bungan, N., Widyarini, S., Nugroho, L. H. y Pratiwi R. (2022). Ethnopharmacology of *Hyptis capitata*. *Plant Science Today*; 9(3): 593-600. <https://horizonepublishing.com/journals/index.php/PST/article/view/1602>
- Traveset, A. y Nogales, M. (2015). Mutualismos entre plantas y animales en las islas. *Ecología; Investigación y Ciencia*. <https://api.core.ac.uk/oai/oai:digital.csic.es:10261/213825>
- Tropicos.org. Missouri Botanical Garden. *Manual de Plantas de Costa Rica*. 09 Sep 2023. <http://www.tropicos.org/Name/27900016>
- Trusty, J.L., Kesler, HC. y Haug Delgado, G. (2006). Vascular flora of Isla del Coco, Costa Rica. *Proceedings of the California Academy of Sciences, Fourth Series*. 57(7), 247-355.
- Trusty, J.L., Tye, A., Collins, T. M., Michelangeli, F. A., Madriz, P. y Francisco-Ortega, J. (2012). Galápagos and Cocos Islands: geographically close, botanically distant. *International Journal of Plant Sciences*, 173(1), 36-53. <https://doi.org/10.1086/662657>
- UICN (2019). Guía para la planificación y gestión de especies invasoras en islas. Cambridge, Reino Unido y Gland, Suiza: UICN. Viii, 43 p.
- Uribe, E. (2015) El cambio climático y sus efectos en la biodiversidad en América Latina. Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL (Comisión Económica para América Latina)), Chile, 25 pp. <https://bibliotecadigital.ciren.cl/handle/20.500.13082/29216>



- Vanderplank, S. E. y Rebman, J. P. (2021). Thirteen new weeds on Cedros Island, Baja California, Mexico. *Acta botánica mexicana*, (128). <https://doi.org/10.21829/abm128.2021.1823>
- Vargas-Fonseca, L. (2012). Análisis de una cronosecuencia de bosques tropicales del corredor biológico Osa, Costa Rica. [Tesis de Licenciatura]. Escuela de Ingeniería Forestal, Instituto Tecnológico de Costa Rica. <https://hdl.handle.net/2238/3004>
- Vincent, F., Baider, C., Martin, G., Seegoolam, N., Zmanay, Z. y Strasberg, D. (2016). Invasive alien plants progress to dominate protected and best-preserved wet forests of an oceanic island. *Journal for Nature Conservation*. (34), 93-100. ISSN 1617-1381. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2016.09.006>
- Watson, G. S. y Durbin, J. (1951). Exact tests of serial correlation using noncircular statistics. *The Annals of Mathematical Statistics*, 446-451.
- Wilcoxon, F. (1950). Some rapid approximate statistical procedures. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 52(6), 808-814.
- Yockteng, R. y Cavelier, J. (1998). Diversidad y mecanismos de dispersión de árboles de la Isla Gorgona y de los bosques húmedos tropicales del Pacífico colombiano-ecuatoriano. *Revista de Biología Tropical*, 46(1), 45-53. <https://doi.org/10.15517/rbt.v46i1.19352>
- Zamora, A. (2008). Estructura y composición florística de los bosques de bahía en el Parque Nacional Isla del Coco, Área de Conservación Marina Isla del Coco, Informe de Práctica de Especialidad. Instituto Tecnológico de Costa Rica. <https://hdl.handle.net/2238/2692>

## 10. ANEXOS

**Anexo 1.** Familias y especies con su origen registradas en el muestreo del Parque Nacional Isla del Coco, Costa Rica.

Familia	Especie	Origen
Annonaceae	<i>Annona glabra</i>	Nativa
Apocynaceae	<i>Tassadia obovata</i>	Nativa
Arecaceae	<i>Euterpe precatoria</i>	Nativa
Asteraceae	<i>Rolandra fruticosa</i>	Nativa
Asteraceae	<i>Sphagneticola trilobata</i>	Nativa
Chloranthaceae	<i>Hedyosmum</i> sp	Nativa
Clusiaceae	<i>Clusia rosea</i>	Nativa
Cyperaceae/Poaceae	Cyperaceae/Poaceae	Nativa/Introducida
Fabaceae	<i>Desmodium adscendens</i>	Introducida
Fabaceae/Caesalpinaceae	<i>Entada gigas</i>	Nativa
Humiriaceae	<i>Sacoglottis holdridgei</i>	Nativa
Lamiaceae	<i>Hyptis capitata</i>	Introducida
Lauraceae	<i>Ocotea insularis</i>	Nativa
Malvaceae	<i>Talipariti tiliaceum</i>	Nativa
Malvaceae	<i>Urena lobata</i>	Introducida
Marcgraviaceae	<i>Marcgravia waferi</i>	Nativa
Melastomataceae	<i>Henriettea fascicularis</i>	Nativa
Melastomataceae	<i>Henriettea odorata</i>	Nativa
Melastomataceae	<i>Henriettea succosa</i>	Nativa

---

Melastomataceae	<i>Miconia alternidomatia</i>	Nativa
Melastomataceae	<i>Miconia dodecandra</i>	Nativa
Melastomataceae	<i>Miconia lasiopoda</i>	Nativa
Melastomataceae	<i>Miconia solearis</i>	Nativa
Melastomataceae	<i>Miconia sp</i>	Nativa
Melastomataceae	<i>Miconia strigillosa</i>	Nativa
Meliaceae	<i>Guarea microcarpa</i>	Nativa
Moraceae	<i>Ficus sp</i>	Nativa
Myrtaceae	<i>Eugenia cocosensis</i>	Nativa
Myrtaceae	<i>Eugenia pacifica</i>	Nativa
Phyllanthaceae	<i>Phyllanthus urinaria</i>	Introducida
Phytolaccaceae	<i>Phytolacca rivinoides</i>	Nativa
Piperaceae	<i>Peperomia glabella</i>	Nativa
Primulaceae	<i>Ardisia compressa</i>	Nativa
Primulaceae	<i>Myrsine pellucidopunctata</i>	Nativa
Rubiaceae	<i>Coffea arabica</i>	Introducida
Rubiaceae	<i>Palicourea gracilenta</i>	Nativa
Rubiaceae	<i>Psychotria cocosensis</i>	Nativa
Rubiaceae	<i>Spermacoce alata</i>	Nativa
Schlegeliaceae	<i>Schlegelia brachyantha</i>	Nativa
Urticaceae	<i>Cecropia pittieri</i>	Nativa
Urticaceae	<i>Pilea gomeziana</i>	Nativa

---

**Anexo 2.** Salidas del análisis estadístico de redundancia (RDA) en R para cada conjunto de especies, Parque Nacional Isla del Coco, Costa Rica.

RDA	Parámetros	Inertia	Proportion	Rank
Cinco especies más abundantes	Total	0,4771	1,0000	
	Constrained	0,1612	0,3379	3
	Unconstrained	0,3159	0,6621	5
Especies endémicas	Total	0,55028	1,0000	
	Constrained	0,08504	0,15454	3
	Unconstrained	0,46524	0,84546	7
Especies introducidas	Total	0,6775	1,0000	
	Constrained	0,5314	0,7843	3
	Unconstrained	0,1461	0,2157	3

**Anexo 3.** Valores estadísticos obtenidos para distintas variables del análisis de varianzas (ANOVA) de cada análisis de redundancia (RDA) en R, Parque Nacional Isla del Coco, Costa Rica.

ANOVA	Parámetros	Df	Variance	F	Pr (>F)
Cinco especies más abundantes	Model	3	0,16121	28,576	0,001 ***
	Residual	168	0,31593		
Especies endémicas	Model	3	0,08504	7,0069	0,001 ***
	Residual	115	0,46525		
Especies introducidas	Model	3	0,53136	13,333	0,001 ***
	Residual	11	0,14612		

**Anexo 4.** Número de transectos y de parcelas por sendero según el sitio con su longitud. Parque Nacional Isla del Coco, Costa Rica.

Sendero	Número de transectos		Número de parcelas		Longitud (km)
	Sitio Bahía	Sitio Interior	Sitio Bahía	Sitio Interior	
Bahías	36	0	52	0	2,08
Cavernas	3	0	4	0	0,17
Cerro Yglesias	3	36	6	51	4,88
Llanos de Ulloa	0	22	0	53	4,66
Mirador	3	0	7	0	0,19
Río Genio	3	12	6	21	1,46
Subtotal	48	70	75	125	
Total		118		200	13,44