

INSTITUTO TECNOLÓGICO DE COSTA RICA
ESCUELA DE INGENIERÍA FORESTAL

ESTADO POBLACIONAL Y FACTORES ASOCIADOS EN EL
PROCESO DE COLONIZACIÓN DE LA ESPECIE *Musa velutina* H.
Wendl. & Drude (Musaceae) EN EL PARQUE NACIONAL
TAPANTÍ–MACIZO DE LA MUERTE

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

SAÚL DANIEL MATA ROJAS

CARTAGO, COSTA RICA

2024

INSTITUTO TECNOLÓGICO DE COSTA RICA
ESCUELA DE INGENIERÍA FORESTAL

ESTADO POBLACIONAL Y FACTORES ASOCIADOS EN EL
PROCESO DE COLONIZACIÓN DE LA ESPECIE *Musa velutina* H.
Wendl. & Drude (Musaceae) EN EL PARQUE NACIONAL
TAPANTÍ–MACIZO DE LA MUERTE

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

SAÚL DANIEL MATA ROJAS

CARTAGO, COSTA RICA

2024

ESTADO POBLACIONAL Y FACTORES ASOCIADOS EN EL PROCESO DE COLONIZACIÓN DE LA ESPECIE *Musa velutina* H. Wendl. & Drude (Musaceae) EN EL PARQUE NACIONAL TAPANTÍ-MACIZO DE LA MUERTE

Saúl Daniel Mata Rojas*

RESUMEN

Las especies invasoras son una preocupación a nivel global, en especial cuando no se tiene ningún tipo de información de cómo estas podrían estar afectando un determinado ecosistema. En este trabajo se realizó una evaluación del estado poblacional de la especie invasora *Musa velutina* dentro de la zona de uso público del Parque Nacional Tapantí-Macizo de la Muerte y se caracterizaron las interacciones planta-animal de la especie en esta área silvestre protegida (ASP). Para esto se establecieron dieciséis transectos de manera perpendicular al camino principal del parque y se estableció un total de 34 parcelas de muestreo de forma circular, las cuales ocupaban un área de 100 m² cada una, sumando un área muestreada de 3400m², lo que indica que la intensidad de muestreo fue del 1.48 %. Posteriormente se procedió a contabilizar la cantidad de individuos de *M. velutina* que presentaban una altura mayor a 50 cm pero menor a 180 cm, del mismo modo, se identificó el resto de especies con una altura que estuviera dentro del rango establecido y se contabilizó el número de individuos. En cada centro de parcela se tomó un solo dato de temperatura (°C), humedad relativa (%), cobertura del dosel (%) y elevación (m.s.n.m). Una vez obtenidos todos estos datos se calculó la abundancia relativa (%) de cada especie de planta registrada y se calculó la riqueza e índices de diversidad para todas las parcelas. También se efectuó un análisis de redundancia canónica (RDA) para establecer la posible relación entre la abundancia de las 12 especies más abundantes y las variables ambientales que se midieron. Para la caracterización de las interacciones planta-animal se realizaron muestreos mediante puntos de observación directa y cámaras trampa para observar las especies de fauna que polinizaban las flores y consumían los frutos de *M. velutina*. Además, se realizó una comparación de la diversidad de especies en las parcelas donde estaba presente *M. velutina* y las parcelas donde estuvo ausente. Por último, mediante el uso de índices de similitud se determinaron diferencias en la composición del sotobosque causadas posiblemente por la presencia de la especie invasora. Adicionalmente, por medio de un escalamiento

multidimensional no métrico se observó la influencia la humedad relativa, la cobertura del dosel y la temperatura en la distribución de las parcelas con y sin la especie de estudio.

Los resultados evidenciaron que *M. velutina* fue la especie más abundante en la zona de uso público del área protegida, superando a las especies nativas del lugar. Además, se determinó que la luminosidad es un factor relevante en el establecimiento y proceso de colonización de esta especie, siendo así que los valores de abundancia más altos resultaron en áreas de claro en el bosque. Por otro lado, se evidenció que la especie presenta múltiples interacciones planta-animal establecidas en el sitio, siendo *Sciurus granatensis* el principal dispersor potencial, mientras que el colibrí *Phaethornis guy* resultó ser el polinizador por excelencia de la especie invasora. El análisis de la composición de especies sugiere que *M. velutina* modifica el sotobosque, reduciendo su diversidad y desplazando a especies nativas.

Palabras clave: Parque Nacional Tapantí-Macizo de la Muerte, *Musa velutina*, especies invasoras, abundancia, interacciones planta-animal, composición.



Este trabajo se encuentra bajo una licencia [Creative Commons Atribución-NoComercial 4.0 Internacional](https://creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0/)

ABSTRACT

Invasive species are a global concern, especially when there is no information on how they may be affecting a given ecosystem. In this work, an evaluation of the population status of the invasive species *Musa velutina* within the public use zone of the Tapantí-Macizo de la Muerte National Park was carried out and the plant-animal interactions of the species in this protected wildlife area (ASP) were characterized. Sixteen transects were established perpendicular to the main road of the park and a total of 34 circular sampling plots were established, each occupying an area of 100m², for a total sampled area of 3400m², which indicates a sampling intensity of 1.48%. Subsequently, the number of *M. velutina* individuals with a height greater than 50 cm but less than 180 cm was counted, and the rest of the species with a height within the established range were identified and the number of individuals was counted. In each plot center, only one data of temperature (°C), relative humidity (%), canopy cover (%) and elevation (m.a.s.l.) was taken. Once all these data were obtained, the relative abundance (%) of each plant species recorded was calculated and richness and diversity indices were calculated for all plots. A canonical redundancy analysis (RDA) was also performed to establish the possible relationship between the abundance of the 12 most abundant species and the environmental variables measured. For the characterization of plant-animal interactions, sampling was carried out using direct observation points and camera traps to observe the species of fauna that pollinated the flowers and consumed the fruits of *M. velutina*. In addition, a comparison of species diversity was made in plots where *M. velutina* was present and plots where it was absent. Finally, using similarity indices, differences in understory composition were determined, possibly caused by the presence of the invasive species. Additionally, by means of non-metric multidimensional scaling, the influence of relative humidity, canopy cover and temperature on the distribution of the plots with and without the study species was observed.

The results showed that *M. velutina* was the most abundant species in the public use zone of the protected area, surpassing the native species of the site. In addition, it was determined that luminosity is a relevant factor in the establishment and colonization process of this species, with the highest abundance values occurring in clear areas of the forest. On the other hand, it was evidenced that the species presents multiple plant-animal interactions established in the site,

being *Sciurus granatensis* the main potential disperser, while the hummingbird *Phaethornis guy* turned out to be the pollinator par excellence of the invasive species. Species composition analysis suggests that *M. velutina* modifies the understory, reducing its diversity and displacing native species.

Key words: Parque Nacional Tapantí-Macizo de la Muerte, *Musa velutina*, invasive species, abundance, plant-animal interactions, composition.

* Mata-Rojas, S. (2024). Estado poblacional y factores asociados en el proceso de colonización de la especie *Musa velutina* H. Wendl. & Drude (Musaceae) en el Parque Nacional Tapantí-Macizo de la Muerte. Tesis de Licenciatura. Escuela de Ingeniería Forestal, Instituto Tecnológico de Costa Rica, Cartago, Costa Rica.

CONSTANCIA DE DEFENSA PÚBLICA DE PROYECTO DE GRADUACIÓN

Trabajo Final de Graduación defendido públicamente ante el Tribunal Evaluador integrado por Dra. Nancy Gamboa Badilla, Dr. Branko Hilje Rodríguez y Dr. Luis Guillermo Acosta Vargas, como requisito parcial para optar por el grado de Licenciatura en Ingeniería Forestal con énfasis en Conservación y Restauración de Ecosistemas Forestales, del Instituto Tecnológico de Costa Rica.

Nancy Gamboa Badilla Ph.D.

Directora de tesis

Branko Hilje Rodríguez Ph.D.

Lector de tesis

Luis Guillermo Acosta Vargas Ph.D.

Lector de tesis

Dorian Carvajal Vanegas M.Sc.

Coordinador trabajo final de graduación



Saúl Daniel Mata Rojas

Estudiante

DEDICATORIA

A mi mamá Doris y mi padre Mauricio, por todo el sacrificio realizado a lo largo de todos estos años para darme lo mejor, por el apoyo incondicional que me brindaron siempre en todas las cosas que despertaron pasión en mí. También por su inmenso amor, el cual me ha sacado adelante siempre. A mi hermana Nazareth, por siempre escuchar lo que tengo para decir en los buenos y malos momentos, y por motivarme a seguir aprendiendo. A mi hermano Luis David, por enseñarme a aspirar siempre a más y mostrarme que el esfuerzo por hacer las cosas bien nos permite alcanzar cualquier cosa que nos propongamos. A ambos gracias por el amor tan grande que me entregan como hermanos y por ser un ejemplo a seguir desde que era un niño.

A mis abuelas Ana Cecilia y Emma, por el amor y el cuidado brindado. Y a mi abuelo Carlos por su amor y su alegría tan envolvente.

A mi sobrino Evan, a quien amo muchísimo, por ser ese niño curioso que me motiva a ser un ejemplo a seguir y enseñarle todo lo que sé.

A mis mascotas Dolly, Perla, Akira (QEPD las tres), Colleen y Sirius.

AGRADECIMIENTOS

A Nancy Gamboa Badilla, por ser una persona con mucha calidad humana y por darme el acompañamiento necesario durante la realización de este trabajo, así como por sus valiosos conocimientos brindados a lo largo de la carrera.

A los lectores Branko Hilje y Luis Guillermo Acosta, por su disposición a ayudarme en este trabajo, también por ser unos excelentes profesores y personas que me enseñaron muchísimo tanto en sus clases como en las giras de campo.

A los funcionarios de la estación Tapantí, por todo el apoyo brindado que me permitió realizar este trabajo y por lo enriquecedor que fue para mí el poder interactuar con ellos desde un punto de vista más personal. Una mención especial a Mayra, que gracias a ella pude conocer las dantas.

A mis amigos Emma y Ana Pau, personas importantes en mi vida, cuyo intercambio de conocimientos a lo largo de la carrera fue de gran valor para mí. A mis compañeros y amigos de énfasis: Analy, Adry, Luis Carlos, Paula, Sofi, Keisy, Monse, Cata, Su y Mar, por todas las buenas experiencias compartidas y por el intercambio de conocimientos en estos años. También Pau Alvarado, Cristina, Nicky y Jona.

Al profe Dorian por los aprendizajes brindados en el transcurso de la carrera, así como por las risas y conversaciones mientras fui asistente.

A Kai, Leo Castro y Solís, que sin ellos no hubiese sido posible generar la información presentada en este trabajo. Gracias por hacer de mi estadía en Tapantí mucho más entretenida.

A Lina, Hazel, Karina, Luanna, Norma, Gared, Kenneth, Diego, Rodrigo y Mari, por el conocimiento brindado durante el tiempo compartido en Península de Osa.

A Mario Lompe y Leo Álvarez por todo el conocimiento que me han compartido en la rama de la botánica, y por motivarme a seguir aprendiendo.

A Génesis, por hacerme sentir apoyado y amado en mi día a día, pero en especial durante todo este proceso. Gracias por su amor y presencia.

A Nacho, por ser un buen amigo y haberme ayudado durante la elaboración de este trabajo, así como a Kendillal y Fla, por todos los buenos momentos vividos juntos los cuales me han llenado de felicidad. A los tres gracias por su amistad.

Por último, a todas las personas que despertaron curiosidad en mí, y que de alguna u otra forma me incentivaron a mejorar tanto a nivel personal como profesional.

Índice general

| | |
|---|----|
| 1. Introducción..... | 1 |
| 2. Objetivos..... | 4 |
| 2.1 Objetivo general..... | 4 |
| 2.2 Objetivos específicos..... | 4 |
| 3. Hipótesis..... | 4 |
| 4. Revisión de literatura..... | 5 |
| 4.1. Áreas silvestres protegidas de Costa Rica..... | 5 |
| 4.1.1 Relevancia para la conservación de la biodiversidad..... | 6 |
| 4.1.2 Situación actual de las áreas protegidas en paisajes antropizados..... | 7 |
| 4.2. Parque Nacional Tapantí-Macizo de la Muerte..... | 8 |
| 4.2.1 Aspectos históricos..... | 9 |
| 4.2.2 Contexto geográfico..... | 9 |
| 4.2.3 Vulnerabilidad a las invasiones biológicas..... | 10 |
| 4.3. Invasiones biológicas..... | 11 |
| 4.3.1 Etapas del proceso de invasión..... | 12 |
| 4.3.2 Potencial invasor de las especies..... | 12 |
| 4.3.3 Manejo de las especies invasoras..... | 13 |
| 4.4. Interacciones planta-animal para el establecimiento de las especies..... | 13 |
| 4.4.1 Polinización..... | 14 |
| 4.4.2 Dispersión..... | 15 |
| 5. Material y métodos..... | 15 |
| 5.1. Especie de estudio: <i>Musa velutina</i> | 15 |
| 5.2. Área de estudio..... | 16 |
| 5.3. Abundancia de <i>Musa velutina</i> | 18 |
| 5.4. Caracterización de interacciones planta-animal..... | 21 |
| 5.4.1 Monitoreo de individuos maduros de <i>Musa velutina</i> | 22 |
| 5.4.2 Experimento con frutos maduros de <i>Musa velutina</i> | 22 |
| 5.4.3 Puntos de observación directa..... | 23 |
| 5.5. Cambios en composición de sotobosque..... | 23 |
| 6. Resultados..... | 24 |

| | |
|--|----|
| 7. Discusión | 44 |
| 7.1. Abundancia relativa de <i>Musa velutina</i> | 44 |
| 7.2. Interacciones planta-animal | 47 |
| 7.3. Cambios en la composición del sotobosque..... | 49 |
| 8. Conclusiones | 51 |
| 9. Recomendaciones | 52 |
| 10. Referencias..... | 53 |
| 11. Anexos | 67 |

ÍNDICE DE CUADROS

| | |
|---|----|
| Cuadro 1. Variables ambientales para cada una de las unidades de muestreo en el PNTMM | 24 |
| Cuadro 2. Estadística descriptiva para las variables ambientales en las parcelas con <i>Musa velutina</i> en el Parque Nacional Tapantí-Macizo de la Muerte..... | 25 |
| Cuadro 3. Estadística descriptiva para las variables ambientales en las parcelas sin <i>Musa velutina</i> Parque Nacional Tapantí-Macizo de la Muerte. | 26 |
| Cuadro 4. Abundancia relativa total para las 12 especies más abundantes en el sitio de muestreo en el Parque Nacional Tapantí-Macizo de la Muerte. | 27 |
| Cuadro 5. Valor más alto de abundancia relativa por parcela presentado por las 12 especies más abundantes en el sitio de muestreo en el Parque Nacional Tapantí-Macizo de la Muerte. | 28 |
| Cuadro 6. Riqueza e índices de diversidad de las unidades de muestreo en el Parque Nacional Tapantí-Macizo de la Muerte..... | 31 |
| Cuadro 7. Horas de muestreo, especies capturadas y observaciones por especie según método de muestreo para el proceso de dispersión en el Parque Nacional Tapantí-Macizo de la Muerte. | 33 |
| Cuadro 8. Horas de muestreo, especies capturadas y observaciones por especie según el método de muestreo para el proceso de polinización en el Parque Nacional Tapantí-Macizo de la Muerte. | 34 |
| Cuadro 9. Número de observaciones, hábito e interacción planta-animal de las especies relacionadas con <i>M. velutina</i> en el Parque Nacional Tapantí-Macizo de la Muerte. | 35 |
| Cuadro 10. Comparación de la riqueza en sitios con <i>M. velutina</i> y sin <i>M. velutina</i> dentro del sitio de muestreo en el Parque Nacional Tapantí-Macizo de la Muerte. | 37 |

ÍNDICE DE FIGURAS

| | |
|---|----|
| Figura 1. Sitio de estudio ubicado en el Parque Nacional Tapantí-Macizo de la Muerte, Cartago, Costa Rica. | 17 |
| Figura 2. Ubicación de transectos y parcelas para la evaluación de la abundancia de <i>M. velutina</i> . Parque Nacional Tapantí-Macizo de la Muerte. | 19 |
| Figura 3. Transectos y parcelas circulares de muestreo para la evaluación de <i>Musa velutina</i> . Tomado de Aguilar-Leiva, (2023). | 19 |
| Figura 4. Hábito de crecimiento para cada una de las especies identificadas en el sitio de muestreo del Parque Nacional Tapantí-Macizo de la Muerte. | 27 |
| Figura 5. Número de individuos de las 12 especies más abundantes en el sitio de muestreo en el Parque Nacional Tapantí-Macizo de la Muerte. | 29 |
| Figura 6. Análisis de redundancia canónica (RDA) para la abundancia de las siete especies más abundantes en el área muestreada dentro del Parque Nacional Tapantí – Macizo de La Muerte, Costa Rica. Variables ambientales: HUM. RELATIVA (Humedad relativa), COBERTURA (Cobertura de dosel), ELEV (Elevación), TEMP (Temperatura). | 30 |
| Figura 7. Frutos puestos sobre ramas en el sitio de muestreo dentro del Parque Nacional Tapantí-Macizo de la Muerte. | 33 |
| Figura 8. Especies de fauna que se alimentaron de los frutos de <i>M. velutina</i> dentro del Parque Nacional Tapantí – Macizo de la Muerte, Costa Rica. A-D) <i>Sciurus granatensis</i> . B) <i>Nasua narica</i> . C) <i>Rodentia</i> | 36 |
| Figura 9. Comparación del índice de diversidad de Shannon-Wiener entre los sitios con presencia de <i>M. velutina</i> y los sitios sin <i>M. velutina</i> . Nomenclatura, S: sitios sin <i>M. velutina</i> , C: sitios con <i>M. velutina</i> | 38 |
| Figura 10. Comparación del índice de diversidad de Simpson entre los sitios con presencia de <i>M. velutina</i> y los sitios sin <i>M. velutina</i> . Nomenclatura, S: sitios sin <i>M. velutina</i> , C: sitios con <i>M. velutina</i> | 38 |
| Figura 11. Comparación del índice de diversidad de Margalef entre los sitios con presencia de <i>M. velutina</i> y los sitios sin <i>M. velutina</i> . Nomenclatura, S: sitios sin <i>M. velutina</i> , C: sitios con <i>M. velutina</i> | 39 |

| | |
|--|----|
| Figura 12. Dendrograma de similitud de la composición de especies de sotobosque junto con el porcentaje de agrupamiento entre parcelas con y sin <i>M. velutina</i> utilizando el índice de Jaccard. Nomenclatura, M: parcelas con <i>M. velutina</i> , N: parcelas sin <i>M. velutina</i> | 40 |
| Figura 13. Dendrograma de similitud de la composición de especies de sotobosque junto con el porcentaje de agrupamiento entre parcelas con y sin <i>M. velutina</i> utilizando el índice de Sorensen. Nomenclatura, M: parcelas con <i>M. velutina</i> , N: parcelas sin <i>M. velutina</i> | 41 |
| Figura 14. Dendrograma de similitud de la composición de especies de sotobosque junto con el porcentaje de agrupamiento entre parcelas con y sin <i>M. velutina</i> utilizando el índice de Morisita. Nomenclatura, M: parcelas con <i>M. velutina</i> , N: parcelas sin <i>M. velutina</i> | 42 |
| Figura 15. Escalamiento multidimensional no métrico utilizando el índice de similitud de Jaccard. Nomenclatura, Cuadrado: Parcelas sin <i>M. velutina</i> , Puntos: Parcelas con <i>M. velutina</i> | 43 |
| Figura 16. Escalamiento multidimensional no métrico utilizando el índice de similitud de Sorensen. Nomenclatura, Cuadrado: Parcelas sin <i>M. velutina</i> , Puntos: Parcelas con <i>M. velutina</i> | 43 |
| Figura 17. Escalamiento multidimensional no métrico utilizando el índice de similitud de Morisita. Nomenclatura, Cuadrado: Parcelas sin <i>M. velutina</i> , Puntos: Parcelas con <i>M. velutina</i> | 44 |

ÍNDICE DE ANEXOS

| | |
|--|----|
| Anexo 1. Familia y hábito de crecimiento de las especies registradas durante el muestreo en el Parque Nacional Tapantí-Macizo de la Muerte. | 67 |
| Anexo 2. Abundancia relativa total para todas las especies registradas en el sitio de muestreo dentro del Parque Nacional Tapantí-Macizo de la Muerte. | 70 |

1. Introducción

El Parque Nacional Tapantí – Macizo de la Muerte (PNTMM) se creó por la fusión del Refugio Nacional de Vida Silvestre Tapantí y la Reserva Forestal Río Macho (RFRM), el primero fue establecido en 1992 y la RFRM en 1964 (Cabrera-Hernández, 2016). La variabilidad de hábitats encontrados dentro del parque junto con su gran variedad de condiciones ambientales, conducen a que este sitio contenga un alto grado de biodiversidad. La flora que se encuentra en esta zona, resulta ser diversa debido a factores como la especiación y el endemismo. Estas características ocasionan que dicha área silvestre protegida (ASP) sea de gran relevancia para la conservación de una amplia cantidad de especies que habitan en sus diferentes ecosistemas (SINAC, 2014). Es importante recalcar que esta ASP ha presentado una serie de riesgos que amenazan la conservación a futuro de la biodiversidad que protege. La variedad de ecosistemas y especies del PNTMM se ve sometida a una serie de amenazas de origen antropogénico, las cuales provocan situaciones de estrés en el equilibrio y la biodiversidad del sitio (SINAC, 2014). Además, la posible presencia de especies exóticas invasoras es considerada una de las mayores amenazas para la conservación de especies, hábitat y procesos ecológicos complejos (Amador et al., 2015).

Las ASP han sido de los lugares con mayor grado de amenaza ante las invasiones biológicas. Se ha demostrado que las especies exóticas no solo afectan a la estructura del ecosistema, sino que también crean competencia con las especies nativas y esto puede ocasionar tanto su desplazamiento como la alteración de la biota perteneciente al ecosistema original (Pauchard & Jiménez, 2010; Olvera-Juez, 2021). El PNTMM, se ha visto amenazado por la invasión de la trucha (*Oncorhynchus mykiss*) y se plantea que debido a su presencia existe un efecto negativo sobre la fauna acuática del lugar (SINAC, 2014; Cabrera-Hernández, 2016). Así mismo, se identificó la presencia de la planta *Musa velutina*, lo que podría representar una posible invasión en esta ASP, tomando en cuenta que no se han llevado a cabo análisis del potencial invasor de esta especie y el riesgo o vulnerabilidad de invasión del parque. Por este motivo, existen importantes vacíos de información con respecto al comportamiento que tiene esta especie dentro del sitio (Gamboa-Badilla, 2023).

Recientemente se definió que las áreas protegidas se exponen a un riesgo creciente de ser perjudicadas por invasiones biológicas, debido a la vulnerabilidad ante la presión que ejercen las actividades antropogénicas desarrolladas en los paisajes donde están inmersas. Razón por la cual las invasiones representan el principal causante de la pérdida de una amplia variedad de especies y ecosistemas en áreas protegidas (Brancatelli, 2018; Vardarman, Berchová-Bímová & Pěkníková, 2018). En algunas áreas con poca presión antropogénica; es decir, lugares donde las actividades humanas no tienen un gran impacto debido a que son sitios aislados, existe la posibilidad de que se estén experimentando cambios a nivel ecosistémico mucho más agresivos a causa de las especies exóticas invasoras. Esto lleva a pensar que en un sitio protegido donde la intervención humana es baja puede estar ocurriendo un declive de biodiversidad importante a causa de que son áreas menos monitoreadas y de las cuales no se posee información sobre el impacto que podrían estar teniendo las especies invasoras. Debido a esto, no solo es relevante efectuar inventarios que permitan conocer el estado poblacional de una especie invasora, sino también a partir de este conocimiento generar medidas de manejo que permitan controlar de forma temprana la invasión biológica (Hulme, 2018).

Al ser el PNTMM un área sumamente frágil, las presiones que se ejercen tanto al interior como en los alrededores del área protegida ponen en grave peligro el equilibrio ecológico de sus ecosistemas y con ello los servicios ecosistémicos que brinda. El parque presenta distintos hábitats con condiciones variables de temperatura, humedad y precipitación, donde se han establecido algunas especies introducidas como *Oncorhynchus mykiss* (trucha arcoiris), *Hedychium coronarium* (mariposa), *Coix lacryma-jobi* (lágrimas de job) y *Musa velutina* (bananito rosado) debido a esta amplia disponibilidad de condiciones ambientales que favorecen la adaptabilidad de estas especies. La presencia de especies introducidas podría tener cierta afectación sobre especies nativas, lo cual crea la necesidad de analizar el estado de sus poblaciones para así generar futuras medidas de manejo (SINAC, 2014). Morera-Chacón (2015), llevó a cabo un estudio para evaluar la vulnerabilidad de distintas ASP del territorio nacional costarricense ante una posible invasión por *M. velutina*, donde se evidenció que el PNTMM es altamente vulnerable en gran parte de su extensión debido a que presenta variables bioclimáticas de biotemperatura, humedad y precipitación adecuadas para la distribución de la

especie. Esto es de gran importancia ya que una potencial invasión biológica por esa especie podría ocasionar el desplazamiento de las especies nativas que usualmente predominan en el sotobosque (Morera & Granados, 2013). Es relevante indicar que esta especie invasora ha establecido interacciones mutualistas en los ecosistemas nativos, lo cual sumado a la gran cantidad de semillas que logra producir contribuye a que su dispersión sea exitosa en las zonas boscosas. A su vez, se sugiere que el desplazamiento de especies que podría provocar esta invasión pone en riesgo la biodiversidad y el proceso de sucesión secundaria que ocurre en los bosques (Morera & Granados, 2013; Morera-Chacón, Jiménez-Castro & Steinbacher, 2020).

La especie *Musa velutina* es una planta introducida originaria de Asia y ha sido utilizada como ornamental debido a sus llamativos frutos e inflorescencias (Avalos, Chacón & Artavia, 2021). Una de las razones por las cuales se hizo uso de esta especie, es porque naturalmente está muy bien adaptada a las condiciones ambientales existentes en los trópicos (Sheela, 2008). En Costa Rica, se determinó que la *M. velutina* tiene un comportamiento invasor en diferentes zonas del territorio nacional (Morera-Chacón, 2015). La especie se reportó por primera vez en el país en una localidad cercana a la Estación Biológica La Selva, donde se ha comportado como una especie invasora (Ávalos et al., 2021). Además, una de las invasiones más agresivas realizada por la especie ocurrió en un bosque secundario situado en Los Ángeles de San Ramón, donde se encontró que un 76% de la abundancia relativa de todas las especies presentes en una parcela de 500 m² correspondía a *M. velutina*, demostrando ser más abundante que cualquier otra especie de sotobosque (Morera & Granados, 2013).

Este contexto proporciona las bases que reflejan lo valioso de enfocar esfuerzos en la investigación de pequeñas poblaciones de especies exóticas invasoras en lugares donde aún no se ha dado un proceso de invasión tan agresivo como en otros sitios afectados previamente. Por tanto, es necesario realizar investigaciones que permitan obtener información útil para controlar esta especie, tomando en cuenta aspectos como la fauna asociada a sus procesos de polinización y dispersión (Morera-Chacón et al., 2020). La recopilación de información de *M. velutina* sirve para superar barreras que dificultan el análisis de los parámetros que influyen en el patrón espacial y temporal, esto porque al obtener conocimiento detallado de aspectos como la ecología de la especie se puede estudiar mejor el grado de propagación (Balderama et al., 2012). Por esta

razón, la presente investigación tuvo como finalidad generar información para conocer el estado actual de la población de *Musa velutina* y cómo influyen los factores que garantizan los procesos de colonización y presencia de la especie dentro del Parque Nacional Tapantí – Macizo de la Muerte, así como el posible impacto sobre otras especies de flora que se encuentran en el sitio.

2. Objetivos

2.1 Objetivo general

Evaluar el estado actual de la población, los factores que influyen en el proceso de colonización y posibles impactos de la planta *Musa velutina* en el Parque Nacional Tapantí - Macizo de la Muerte.

2.2 Objetivos específicos

Analizar la abundancia de la especie *Musa velutina* en sitios de uso público del Parque Nacional Tapantí - Macizo de la Muerte.

Caracterizar las interacciones planta-animal que contribuyen con el éxito de dispersión de la especie *Musa velutina* dentro del Parque Nacional Tapantí - Macizo de la Muerte.

Analizar cambios en la composición de especies de sotobosque en sitios donde exista prevalencia de la *Musa velutina*.

3. Hipótesis

Algunos estudios sugieren que la especie invasora *Musa velutina* (H. Wendl. & Drude, 1875) presenta una gran cantidad de interacciones planta-animal tanto a nivel de polinización, como a nivel de dispersión de semillas. La especie está relacionada con aves, insectos y una cantidad considerable de mamíferos que influyen en el éxito ecológico de la planta en Costa Rica (Morera & Granados, 2013; Morera-Chacón et al., 2020; Villegas, 2022). Por otro lado, se tiene conocimiento que las especies invasoras tienen la capacidad de alterar la estructura, composición y funcionalidad de un ecosistema, provocando así un impacto en la biodiversidad

a través de la homogenización de la biota (Cheng et al., 2013; García-Cardesín, 2016; Gholizadeh et al., 2024).

Considerando lo anterior, se espera que el proceso de colonización de la especie dentro del Parque Nacional Tapantí-Macizo de la Muerte sea altamente influenciado por la presencia de distintas especies de fauna dispersora y que su desarrollo dentro del parque ocasione cambios en la composición de especies del sotobosque.

4. Revisión de literatura

4.1. Áreas silvestres protegidas de Costa Rica

Costa Rica a lo largo de los años ha expandido la creación de nuevas áreas protegidas para contribuir a la conservación de la biodiversidad, estas son de gran relevancia ya que se da una relación entre los intereses de conservación y el desarrollo humano (Marín-Cabrera, 2022; Banerjee et al., 2024). El Decreto Ejecutivo N°34433 (2008), define un área silvestre protegida como un espacio geográfico definido, declarado oficialmente y designado con una categoría de manejo en virtud de su importancia natural, cultural y/o socioeconómica, para cumplir con determinados objetivos de conservación y de gestión (p.3).

Estas áreas se declaran debido a la importancia de los ecosistemas, especies, recursos históricos y culturales que presentan en su interior. Sus objetivos de conservación varían según los elementos focales que buscan proteger. Sin embargo, las áreas protegidas tienen objetivos en común orientados a la conservación y uso sostenibles de los recursos naturales, así como el incentivo de la investigación científica en estos sitios. En Costa Rica, las ASP se clasifican en diferentes categorías de manejo, establecidas a partir de criterios técnicos que permiten identificar la que mejor se adecúa para la gestión del ASP (Ley N° 7788, 1998; Ley N°7554, 1998; Decreto Ejecutivo N°34433, 2008).

La cantidad de categorías de manejo que existe en Costa Rica evidencia que el país posee una amplia variedad de ecosistemas y esto a su vez se debe a que las medidas de conservación tienen que adaptarse a las condiciones de cada área protegida, de manera que

la gestión en cada una de ellas también va a ser diferente. Adicionalmente, es fundamental mencionar que las categorías de manejo implementadas en Costa Rica tienen como base las sugeridas por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN) (Dudley, 2008; Marín-Cabrera, 2022). Por último, cabe mencionar que en el pasado las áreas protegidas del país presentaron fuertes diferencias con respecto al desarrollo que tenía cada una, esta irregularidad en su momento dificultó la creación de nuevas áreas (de Faria, 1993).

4.1.1 Relevancia para la conservación de la biodiversidad

En los últimos años las actividades humanas han ejercido muchísima presión sobre los distintos ecosistemas naturales alrededor del mundo, estas actividades han ocasionado la pérdida de hábitats tanto de plantas como de animales, generando dificultades para la conservación de la biodiversidad. Por su parte, las áreas protegidas cumplen un rol fundamental en la conservación y el uso sostenible de la biodiversidad global, sirviendo como medio para contrarrestar el efecto de la presión humana (Yang et al., 2023). Lo anterior resulta muy beneficioso debido a que la biodiversidad no solamente tiene una importancia socioeconómica y cultural, sino que también contribuye a mantener la calidad de los servicios ecosistémicos que benefician al ser humano (Zhao et al., 2023).

Las áreas silvestres protegidas contribuyen a la conservación de la biodiversidad ya que logra preservar una diversidad de hábitats que se encuentran asociada a especies y poblaciones específicas de flora y fauna, lo cual permite que se conserve su diversidad genética y se protejan especies endémicas de la zona (Jiménez et al., 2015). Además, en algunas áreas protegidas surge la oportunidad de llevar a cabo la participación social como una parte valiosa de la conservación, ya que al integrar el conocimiento del sector social en los programas de manejo se garantiza un equilibrio entre la conservación de la biodiversidad y el uso sostenible de esta (Villalobos, 2000).

En el caso de Costa Rica la participación social ha tenido mucho éxito en su aporte de proteger la biodiversidad, y esto se refleja en la investigación participativa ocurrida en la Zona Protectora Las Tablas (ZPT) y la Reserva Biológica del Bicentenario de la República-Pájaro Campana (RBBR-PC), donde este tipo de investigación brindó información sobre

registros de 20 especies amenazadas que habitan en estas áreas. Este tipo de aportes son de gran valor para poder conservar la biodiversidad del sitio (Gómez-Hoyos et al., 2021).

La conectividad entre fragmentos de hábitat que brindan las áreas protegidas es otra de las razones por las cuales resultan tan valiosas para la protección y la recuperación de la biodiversidad. Esta conectividad facilita procesos que son necesarios para asegurar la prevalencia de las poblaciones de fauna, en especial de aquellas que son más grandes, y al mismo tiempo asegura que exista un flujo genético entre poblaciones (Iannella, Biondi & Serva, 2024). Por otro lado, muchas de las medidas de protección que se realizan dentro de las ASP promueven la restauración de la biodiversidad. Así mismo, la educación ambiental, la cual tiene un fuerte impacto en la conservación debido a la concientización que genera en las personas (Zhao et al., 2023; Bassey-Obeten et al., 2024).

4.1.2 Situación actual de las áreas protegidas en paisajes antropizados

Para que un área protegida tenga éxito en conservar toda la biodiversidad que en ella se encuentra, es necesario que el sitio se mantenga libre de presión antropogénica que dificulte el equilibrio del ecosistema. La antropización es la principal causa de la alteración del paisaje en lugares aledaños a las áreas protegidas y esto a su vez provoca la pérdida de ecosistemas nativos, alterando así procesos esenciales en el planeta. Además, se ha evidenciado que la antropización del paisaje puede alterar la estructura del ecosistema y la composición de especies asociadas a hábitats bien conservados, ya que conforme el disturbio varía también lo hace la riqueza y abundancia de especies (Jones et al., 2018; Hernández-Moreno et al., 2021; Orta-Pineda, 2021).

En algunas zonas de Costa Rica, el turismo ha sido catalogado como una de las principales razones causas de la antropización del paisaje, creando grandes amenazas para los ecosistemas bajo algún grado de protección. En los alrededores del Parque Nacional Manuel Antonio el crecimiento descontrolado del turismo ha generado una excesiva visitación al área protegida, este crecimiento tan agresivo crea amenazas para la conservación del ASP. Asimismo, en otras partes del país se ha visto cómo los paisajes antropizados han tenido cierta influencia sobre las ASP. Tal es el caso del Parque Nacional Piedras Blancas, donde las condiciones de vida en el paisaje circundante han generado una fuerte presión sobre los

recursos naturales, lo que constituye una limitante para la recuperación de sus ecosistemas (Morera, Zuñiga & Avendaño, 2005; Burbano et al., 2022; Calderón et al., 2022).

Las áreas protegidas como los parques nacionales sufren de una serie de riesgos a causa de la antropización del paisaje, se generan daños a la biodiversidad en las zonas de amortiguamiento, pero también ocurren actividades como la cacería, pesca y extracción de productos del bosque dentro de sus límites (SINAC, 2014; SINAC, 2016). Por último, los paisajes antropizados han contribuido a que especies exóticas puedan establecerse y que incrementen su probabilidad de dar origen a nuevas invasiones biológicas que sustituyan la flora nativa y debiliten la diversidad biológica (Philippe, 2004).

4.2. Parque Nacional Tapantí-Macizo de la Muerte

El Parque Nacional Tapantí-Macizo de la Muerte (PNTMM) constituye uno de los ecosistemas más importantes de Costa Rica, debido a que forma parte de uno de los corredores biológicos más extensos del país, el cual contribuye a la conservación de la flora y fauna (León-Alfaro & Reyes-Chaves, 2018). El PNTMM es un ASP sumamente valiosa, debido a que en su interior se encuentra la mayoría de las turberas del territorio nacional, las cuales son ecosistemas únicos con un importante valor ecológico que almacenan un alto porcentaje de biodiversidad e incluso especies endémicas de tierras altas. Del mismo modo, estas turberas son fundamentales en los procesos hidrológicos que ocurren en elevaciones mayores, brindando así una amplia cantidad de servicios ecosistémicos (Gastezzi-Arias, Alvarado-García & Pérez-Quezada, 2023). Aparte de las turberas, el PNTMM alberga otros ecosistemas principales con alto grado de relevancia como lo son bosques, páramos y ecosistemas lóticos, los cuales crean una diversidad de hábitats que garantizan la conservación de la biodiversidad del sitio. Esta área protegida tiene un increíble potencial hídrico, ya que en su extensión se pueden encontrar las nacientes de alrededor de 150 ríos, entre los que existen varios con una considerable importancia hidroeléctrica (Mora, 2011; SINAC, 2014).

El PNTMM presenta cinco zonas de vida a lo largo de su extensión, las cuales corresponden a bosque muy húmedo premontano, bosque pluvial premontano, bosque pluvial montano bajo, bosque montano y páramo pluvial subalpino. Es importante mencionar el hecho de que

esta ASP recibe una alta cantidad de lluvia a lo largo del año, presentando una precipitación media anual de 6500 mm de lluvia y en los años más lluviosos ha alcanzados los 8000 mm anuales (SINAC, 2014).

4.2.1 Aspectos históricos

En los alrededores de lo que actualmente es el Parque Nacional Tapantí – Macizo de la Muerte, ocurrió una colonización repentina debido a la construcción de la carretera Interamericana Sur, la cual dio como resultado procesos de eliminación del bosque en las cercanías del Cerro de la Muerte. Esta actividad dio paso a que se dieran actividades poco sostenibles como aprovechamiento no planificado de la madera, agricultura intensiva y ganadería donde alguna vez hubo presencia de bosques (SINAC, 2014). Debido a la amplia degradación y riesgos que sufrieron muchos ecosistemas que hoy forman parte o circundan al PNTM, el estado propició la creación de distintas áreas protegidas en estas zonas. La Reserva Forestal Río Macho en 1964 y el Refugio Nacional de Fauna Silvestre Tapantí en 1982, posteriormente en 1999 mediante el Decreto Ejecutivo N°28307 se oficializa la creación del PNTMM que posteriormente se publica en La Gaceta el 14 de enero del 2000. En 1982, el PNTMM junto con otras áreas protegidas fue declarado Reserva de Biósfera por la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO), luego en 1983 fue declarado Patrimonio Mundial Natural y por último las turberas ubicadas dentro del parque fueron designadas como sitios Ramsar en el año 2000 (Mora, 2011; SINAC, 2014).

4.2.2 Contexto geográfico

El amplio tamaño que posee el ASP provoca que su territorio esté repartido en cuatro diferentes cantones (Jiménez, Turrialba, Paraíso y el Guarco). Del mismo modo, este sitio limita con muchas otras áreas protegidas y con asentamientos humanos que se encuentran en los alrededores de su área (Cabrera-Hernández, 2016). A partir de la zonificación del parque se identifican cinco zonas diferentes, cuyas categorías definen las actividades que se realizan dentro de ese espacio geográfico. Estas categorías son la zona de uso especial, zona de uso público, zona de uso restringido, zona de protección absoluta y la zona de

amortiguamiento, esta última se refiere al anillo que circunda el área protegida (SINAC, 2014).

Con respecto a la zona de amortiguamiento, los poblados que más influencia tienen son los ubicados en los distritos de Orosi, Pejibaye, San Isidro, La Suiza y Tayutic. Es relevante recalcar el hecho de que las actividades económicas en estos sitios se basan principalmente en la agricultura, ganadería, turismo, minería, y producción de plantas ornamentales. Por el contexto geográfico que rodea al ASP, la zona de amortiguamiento somete al parque a ciertas amenazas relacionadas con las actividades productivas que llevan a cabo las comunidades aledañas (INDER, 2014; SINAC, 2014). Sin embargo, algunos análisis han revelado que aproximadamente un 70% del paisaje circundante del PNTMM se encuentra protegido, ya sea bajo alguna categoría de manejo o porque los propietarios decidieron conservar la cobertura del sitio (Arana, Campos, Villalobos & Días, 2009).

4.2.3 Vulnerabilidad a las invasiones biológicas

Las perturbaciones generadas por la antropización reducen la biodiversidad de un sitio y facilitan la aparición de especies exóticas, de manera que este fenómeno está fuertemente relacionado con sucesos de invasión biológica (Cardenas-Toro, Baptiste, Ramírez & Aguilar-Garavito, 2015). Este podría ser un factor que aumente el riesgo de invasión del PNTMM, ya que esta área protegida se ve sometida a fuertes presiones antropogénicas y aunado a esto el parque presenta ecosistemas sumamente vulnerables (Bernard, de Groot & Campos, 2009; SINAC, 2014).

La Carretera Interamericana y las comunidades humanas que colindan con el PNTMM, constituyen características específicas que le hacen vulnerable al establecimiento de especies exóticas invasoras, esto porque las carreteras y la presencia de asentamientos humanos favorecen de gran manera la introducción de especies invasoras en las áreas protegidas. Estas son una vía para que las especies invasoras se propaguen a lo largo del paisaje (Bazzichetto et al., 2018). A su vez, el hecho de que el PNTMM presenten una precipitación media anual tan alta puede contribuir al éxito de especies de plantas exóticas con potencial invasor, esto debido a que picos de lluvia pueden generar condiciones

favorables que provoquen el crecimiento exponencial de estas plantas dentro del ecosistema (CSIC, 2008).

Existen consideraciones dentro del PNTMM que son fundamentales de tomar en cuenta, una de ellas es el ecosistema de páramo que alberga, uno de los más amenazados por efectos del cambio climático. Y la otra es la presencia de especies exóticas que se han establecido con éxito en el área protegida desde hace varios años atrás (SINAC, 2014). Esto provoca que el sitio sea mucho más vulnerable a invasiones biológicas, puesto que se ha determinado que las áreas protegidas con presencia de especies exóticas bien establecidas en su interior, así como una marcada influencia antropogénica y la presencia de ecosistemas vulnerables al cambio climático, facilitarán el comienzo de nuevas invasiones biológicas (Paganelli, Reino, Capinha & Ribeiro, 2021).

4.3. Invasiones biológicas

El ser humano es considerado el principal causante de que ocurran eventos de invasiones biológicas, esto debido al constante comercio internacional y al transporte de productos. De esta forma, ocurre de manera voluntaria o involuntaria el traslado de diversas especies desde su hábitat natural hasta otras partes del mundo donde no son nativas (Hulme, 2021). Las invasiones biológicas ocurren cuando una especie que no es nativa de un ecosistema logra superar las barreras naturales gracias a la acción del ser humano, lo cual permite su establecimiento y reproducción de manera que al desplazarse más allá del punto de introducción genera impactos negativos en la dinámica natural del nuevo ecosistema (Koleff, 2017).

Las invasiones biológicas recientemente se designaron como una de las mayores amenazas para la biodiversidad y los ecosistemas naturales alrededor del mundo, ya que las especies invasoras han provocado la desaparición y reducción de especies nativas de los hábitats que son alterados por su presencia. Asimismo, en áreas boscosas las invasiones biológicas de diversos grupos taxonómicos han dado como resultado la alteración de la estructura y funcionalidad de estos sitios, así como un descontrol en ciclos naturales del planeta (Liebhold et al., 2017; Shackleton et al., 2020).

4.3.1 Etapas del proceso de invasión

Para que una especie exótica sea considerada invasora, debe superar una serie de barreras a nivel biogeográfico y ambiental que le permitan reproducirse más allá del lugar en el que se encontraban inicialmente. Para superar la barrera ambiental es necesario que la especie alcance una tasa de reproducción mucho mayor a su tasa de mortalidad para así lograr una población estable (Koleff, 2017; Sol, 2014). Una invasión biológica es un proceso que debe pasar por una serie de etapas que garanticen el éxito de la especie invasora. Estas etapas son transporte, introducción, establecimiento y dispersión (Vilà et al., 2013; Cárdenas-Toro et al., 2015; Koleff, 2017; Baptiste et al., 2022; Costa, 2023).

La etapa de transporte en los últimos años se ha visto muy beneficiada debido a que la globalización facilita el movimiento de las especies de un lugar a otro, permitiéndoles superar las barreras biogeográficas que anteriormente limitaban su movilización. Esta fase está ligada directamente a la introducción de las especies invasoras, ya que esta sucede cuando se da el transporte de la especie ya sea de manera intencional o no a causa de actividades humanas (Cárdenas-Toro et al., 2015; Koleff, 2017). El establecimiento se cataloga como la etapa del proceso de invasión en la que la especie supera una serie de barreras ambientales que le permiten tener un tamaño de población que asegura su sobrevivencia. Y por último la etapa de dispersión corresponde al momento en el que logra reproducirse de manera exponencial y logra expandir su rango de distribución en el sitio donde se encuentra (Cárdenas-Toro et al., 2015; Costa, 2023).

4.3.2 Potencial invasor de las especies

El potencial invasor de las especies está determinado por diferentes características, siendo la propia biología reproductiva de la especie una de las que mayor peso tiene. Además, la ausencia de enemigos naturales de las especies también influye fuertemente en el éxito de los procesos de colonización de una especie invasora (Richardson & Pyšek, 2013). De manera que, las ventajas en la formación de propágulos, los métodos de dispersión eficientes, madurez sexual temprana, hábitos generalistas y crecimiento espacial vigoroso están directamente asociadas con el potencial invasor de las especies (Pérez et al., 2010; Richardson & Pyšek, 2013; Carvajal, Gutierrez & Ledesma, 2020). En otros estudios

también se ha recalcado que las especies que son adaptativas a las variaciones climáticas presentan un potencial invasor alto debido a que esta adaptabilidad les da la posibilidad de ampliar sus rangos de distribución de una forma más fácil, por lo que utilizar atributos de nicho climático puede brindar información acertada con respecto a la invasividad de una especie (Alves-Burgos, 2017).

4.3.3 Manejo de las especies invasoras

Según Lizarralde (2016), la prevención es fundamental en el manejo de especies invasoras y es sumamente necesario generar planes de acción inmediata que permitan controlar los problemas generados por especies invasoras con un costo no tan alto. Por otro lado, Sanguinetti et al. (2014), evidencian que existe una serie de consideraciones que se pueden combinar para manejar de manera adecuada a distintas especies invasoras. Algunas de estas consideraciones están enfocadas en generar redes de comunicación e integrar a las comunidades en el manejo cuando esto sea necesario, también enmarca el hecho de que un correcto análisis de la especie invasora y un buen monitoreo de las medidas de manejo garantizan el éxito de un programa de control.

Para implementar medidas de manejo efectivas es imprescindible conocer todos los detalles posibles acerca de la biología y ecología de las especies invasoras, y este conocimiento debe complementarse con esfuerzos de restauración ecológica que permitan recuperar la dinámica natural del ecosistema afectado (Cárdenas-Toro, 2015). Integrado a esto, es necesario tener una línea base que permita monitorear los cambios que generan las especies invasoras en un sitio para posteriormente establecer prioridades de manejo, esto permitiría efectuar acciones concretas para erradicar o disminuir el impacto de la invasión biológica. Es posible ejecutar programas de manejo de especies invasoras en áreas silvestres protegidas si las instituciones científicas y gubernamentales brindan su apoyo con las labores de investigación y control (Sanguinetti et al., 2014; IUCN, 2019).

4.4. Interacciones planta-animal para el establecimiento de las especies

Existe una amplia cantidad de interacciones planta-animal que involucran diversos procesos biológicos que pueden resultar en relaciones simbióticas tales como depredación, mutualismo, entre otros (Murray, Kinsman & Bronstein, 2014). Estas interacciones tienen

una fuerte influencia en el rango de distribución de muchas especies y en general son de gran importancia en la funcionalidad y biodiversidad de los ecosistemas (Genes y Dirzo, 2022; Lemes, Barbosa, Naimi & Araújo, 2022).

Muchas especies vegetales se ven altamente beneficiadas debido a las interacciones planta-animal. Especies como *Quercus pyrenaica* dependen en gran parte de este tipo de interacciones debido a que ayudan con su dispersión dentro del bosque y aseguran su regeneración natural, las especies de fauna que interactúan con el *Q. pyrenaica* se ven beneficiadas con alimento (Perea, San Miguel & Gil, 2014). Las interacciones con dispersores facilitan el establecimiento de las especies vegetales debido a que el agente dispersor traslada la semilla lejos de la planta madre y esto aumenta la oportunidad de sobrevivir. En el caso de los polinizadores, son parte crucial para que las flores sean fertilizadas y que pueda llevarse a cabo la reproducción de la planta (Sandoz & Román, 2016).

4.4.1 Polinización

La polinización se entiende como el proceso en el que se traslada el polen desde los estambres hasta el estigma donde se da la fecundación del óvulo, este proceso es crucial para completar el ciclo reproductivo de la especie que se poliniza. Además, en un gran porcentaje de especies angiospermas la polinización es fundamental para su sobrevivencia, además de ayudar a mejorar la calidad genética de la descendencia (Carvajal, 2020; Meléndez, Santos & Salas, 2020).

La polinización presenta síndromes que surgen a raíz de la variedad de estrategias para el movimiento del polen utilizan las plantas. Dentro de sus mecanismos abióticos se encuentran la polinización hidrófila y anemófila, las cuales se llevan a cabo a través del agua y el viento respectivamente, siendo el primer síndrome de polinización bastante extraño y último siendo el más común de todos. Con respecto a sus mecanismos bióticos, las plantas pueden establecer relaciones tanto con vertebrados como con invertebrados, siendo los insectos los que ocupan el mayor porcentaje de agentes polinizadores (Goldar & Nuñez, 2013; Murray et al., 2014).

Resulta importante evidenciar el hecho de que desde hace varios años los polinizadores en regiones tropicales se encuentran bajo fuerte amenaza a causa de la pérdida de biodiversidad, en el caso de las abejas estas se ven afectadas por la presencia de especies exóticas y por el uso de plaguicidas principalmente. Y esta problemática ha tenido efectos indirectos sobre la calidad de vida humana ya que se afectan los servicios ecosistémicos y la producción de alimentos (Meléndez et al., 2020).

4.4.2 Dispersión

La dispersión implica el movimiento de las semillas desde el organismo progenitor hacia otro sitio adecuado para su establecimiento. Existen distintos síndromes de dispersión que pueden ser clasificados de diversas maneras, tomando en cuenta las características físicas adaptadas al agente dispersor. El proceso de dispersión de semillas asegura que haya una constante colonización de hábitats y que se mantenga en equilibrio la estructura y funcionalidad de un ecosistema (Jara-Guerrero, 2014; Claire-Herrera et al., 2020).

Dentro de los síndromes de dispersión que se pueden encontrar están la autocoría y la zoocoría, la primera utiliza factores abióticos para su dispersión mientras que la segunda se enfoca en la dispersión por animales, siendo las aves y los mamíferos unos de los principales agentes dispersores para este segundo caso (Sandoz & Román, 2016; Claire-Herrera, 2020). Algunos de los medios utilizados en la autocoría corresponden a dispersión por viento, dispersión por agua, dispersión balística y por gravedad, este último no tiene un agente dispersor relacionado y esto se podría deber a que el agente original se extinguió. Por otro lado, los medios asociados a la zoocoría son hormigas y animales vertebrados (Murray et al., 2014).

5. Material y métodos

5.1. Especie de estudio: *Musa velutina*

Musa velutina es una planta cuyo hábito de crecimiento es relativamente pequeño, se logra desarrollar hasta una altura de 2 m aproximadamente. Presenta inflorescencias erectas con brácteas de color rosado y con tres o cinco flores bisexuales en cada bráctea. A su vez la especie produce frutos de color rosado que almacenan una gran cantidad de semillas en su

interior, lo cual contribuye a su éxito de reproducción. La especie suele reproducirse fácilmente mediante propagación vegetativa a través de sus cepas (Hammel, Grayum & Zamora, 2003; Rojas-Rodríguez, Bermúdez & Jiménez, 2006; Joe, Sabu & Sreejith, 2013; Ávalos et al., 2021).

M. velutina es originaria del sureste de Asia, específicamente de la India y fue introducida en Costa Rica debido a que sus estructuras vegetativas le otorgan un alto potencial como planta ornamental. Esto ha facilitado que la planta se disperse más allá de los sitios donde se cultivó originalmente y se logre establecer en zonas de bosque secundario, áreas abiertas expuestas a un alto grado de radiación solar y aunque en menor proporción en espacios de bosques maduros (Balderama, Schoenberg, Murray & Rundel, 2012; Ávalos et al., 2021).

La reproducción de esta especie en Costa Rica se ha visto favorecida debido a la presencia de agentes dispersores que consumen sus frutos y por tanto, dispersan sus semillas a lo largo de diversas áreas. Dentro de los grupos de fauna dispersora de *M. velutina* se han logrado documentar especies de aves y mamíferos contribuyendo a este proceso. Además, se ha documentado que la cantidad de semillas encontrada en cada fruto, en algunos casos ha sido el doble de la cantidad reportada en la literatura para sitios donde la planta es originaria (Morera-Chacón et al., 2020; Ávalos et al., 2021).

5.2. Área de estudio

El área de estudio corresponde a un sector del Parque Nacional Tapantí-Macizo de la Muerte (PNTMM), ubicado en el distrito de Orosí, cantón de Paraíso, provincia de Cartago, Costa Rica, específicamente en las coordenadas 9° 45'38''N y -83°47'04''W (ver Figura 1). Esta área silvestre protegida se encuentra dentro del Área de Conservación Central (ACC) y su superficie abarca un total de 58495 ha que varían su altitud desde los 600 hasta los 3491 m.s.n.m. El sitio presenta una precipitación media anual de 6500 mm y una temperatura media anual de 19,4 °C, y se ubica en las zonas de vida Bosque Pluvial Premontano y Bosque Pluvial Montano Bajo. En cuanto a la infraestructura que se encuentra en el lugar se tiene el Puesto Tapantí, el cual es el centro administrativo en donde está la mayoría del personal y se gestionan las actividades del ASP. Además, el área cuenta con un camino principal que permite la movilización hacia los diferentes senderos de este sector del parque, los cuales

son Oropéndola, Pava-Catarata, El Mirador y Árboles Caídos, ocupando una extensión total de 6 km (SINAC, 2014; SNIT, 2024). Esta área protegida alberga una amplia diversidad florística, en ella se registran alrededor de 1299 especies de plantas, las cuales se distribuyen a lo largo de los ecosistemas boscosos que se encuentran en su interior. Se pueden identificar especies de familias como Fagaceae, Lauraceae, Araliaceae, Aquifoliaceae, Ericaceae, entre muchas otras. Respecto a la fauna presente en el sitio, destacan mamíferos como *Tapirus bairdii* (danta), *Mazama americana* (cabro de monte), *Cebus capucinus* (mono carablanca) y algunas especies de felinos, mientras que en grupos como las aves se pueden observar individuos de *Myadestes melanops* (jilguero), *Spinus xanthogastra* (mozotillo de montaña), *Turdus nigrescens* (escarchero), así como distintas especies de colibríes y tucanes (SINAC, 2014).

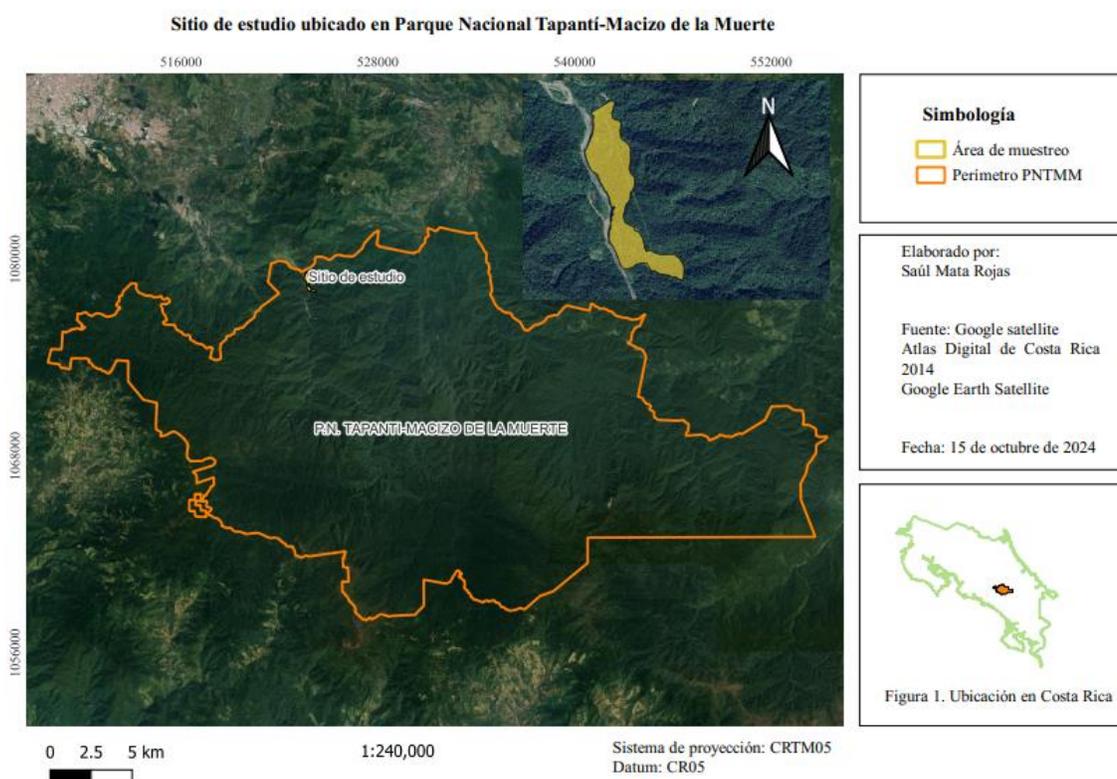


Figura 1. Sitio de estudio ubicado en el Parque Nacional Tapantí-Macizo de la Muerte, Cartago, Costa Rica.

5.3. Abundancia de *Musa velutina*

Para identificar los sitios donde se localizaba la especie, se efectuó una visita de reconocimiento previo que permitió definir las zonas prioritarias en donde se llevaron a cabo mediciones y muestreos que brindaron datos de la abundancia de la especie en el área de estudio. Como parte de esta visita previa se realizaron recorridos a lo largo del camino principal hasta llegar al primer estacionamiento del parque. De igual forma, se realizaron recorridos en algunos de los senderos y quebradas que se encuentran en el PNTMM con el fin de ubicar los puntos dentro del parque donde la especie parecía ser más abundante a simple vista. Esto también permitió analizar la topografía del sitio para identificar los sectores favorables para establecer unidades de muestreo en el área de uso público, abarcando así la infraestructura principal de la entrada del parque, camino principal, senderos y quebradas cercanas a esta zona, abarcando un área total de 22,95 ha aproximadamente.

Posterior a estos recorridos se determinaron puntos de inicio a la orilla del camino y senderos, donde a partir de ellos se elaboraron transectos perpendiculares siguiendo un Azimut específico para mantener la rectitud de los transectos. Sobre los transectos se realizó el montaje de 34 parcelas de muestreo circulares cuyo radio fue de 5,64 m, obteniendo así una parcela con un área de 100 m², y sumando un área de muestreo total de 3400 m², lo cual corresponde a un 1.48 % del área total evaluada. Estos transectos se ubicaron a una distancia de 50 m entre sí, tanto en el camino principal como en los senderos (Figura 2). Además, la primera parcela se ubicó a 6 m de distancia de la orilla del camino, y posterior a esta las demás se ubicaron a 20 m de distancia entre sí. La cantidad de parcelas de muestreo que se establecieron dentro de estos transectos se vio definida en gran parte por la topografía del sitio. La Figura 3 presenta el área de muestreo junto con la ubicación de los transectos y parcelas realizados para calcular el valor de abundancia de *Musa velutina*.

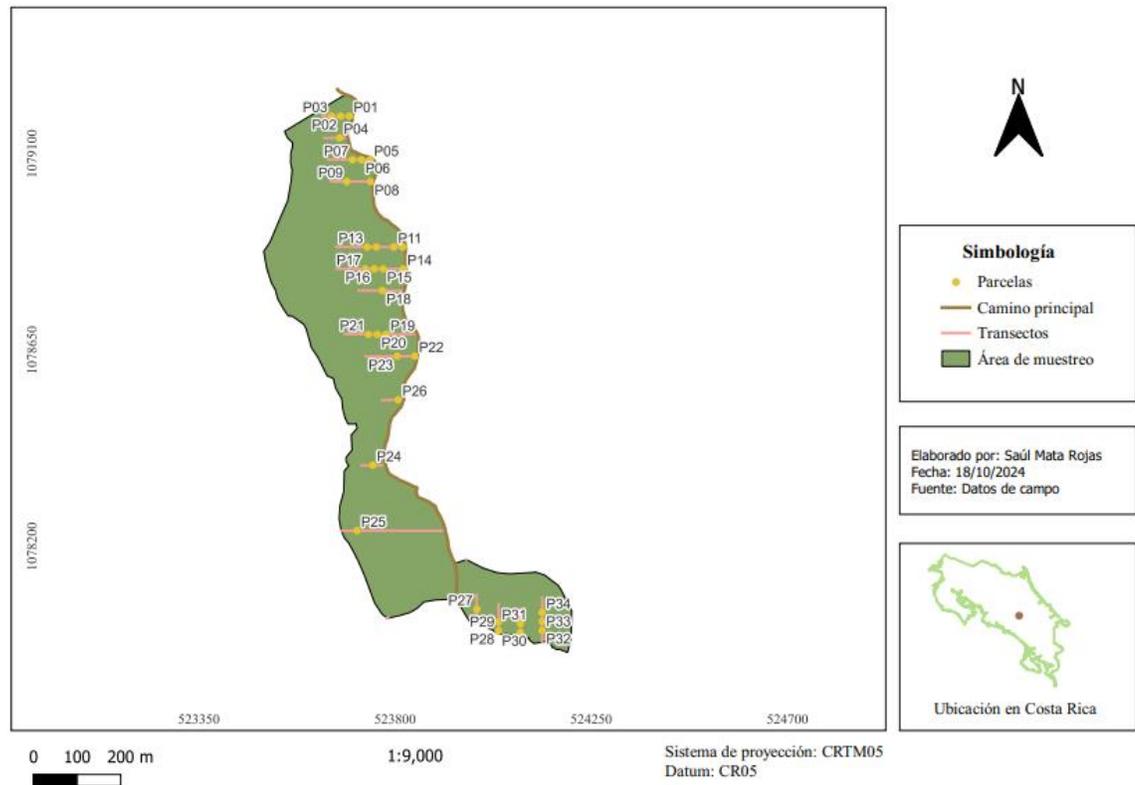


Figura 2. Ubicación de transectos y parcelas para la evaluación de la abundancia de *M. velutina*. Parque Nacional Tapantí-Macizo de la Muerte.

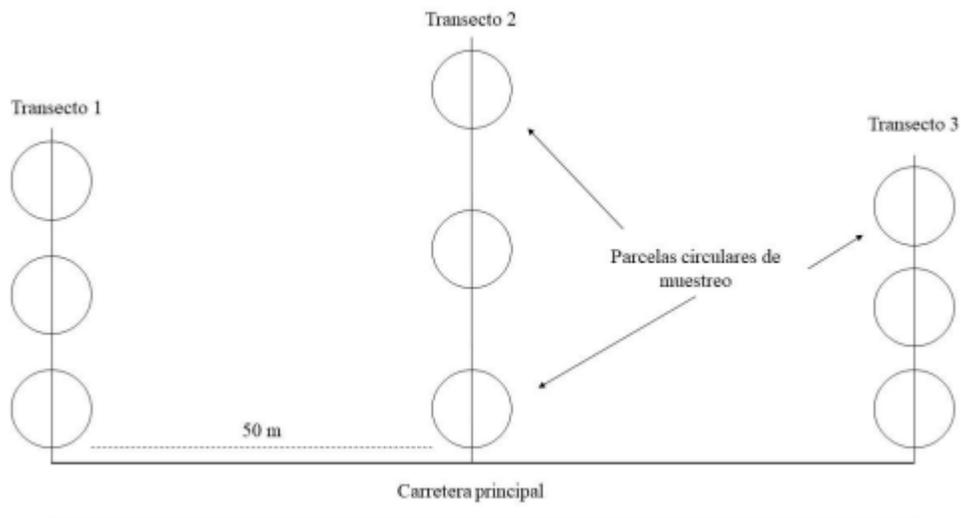


Figura 3. Transectos y parcelas circulares de muestreo para la evaluación de *Musa velutina*. Tomado de Aguilar-Leiva, (2023).

Para la medición de las parcelas se identificaron y contabilizaron todos los individuos de *Musa velutina* que presentaron una altura (h) mayor a 50 cm. De igual forma, se procedió con las especies de plantas de sotobosque con una altura mayor a 50 cm pero menor a 180 cm. Además, en cada parcela se recolectó información sobre condiciones ambientales como temperatura (°C) y humedad relativa (%) con el uso de un higrómetro, así como apertura del dosel con la aplicación Canopeo. Estas variables fueron tomadas a través de una única medición en el centro de cada parcela. En total se elaboraron 16 transectos en donde se establecieron 34 parcelas de las cuales se obtuvo la información.

Para el análisis de datos se calculó la abundancia relativa de cada especie (ver Ecuación 1) para así obtener información de la dominancia de las especies en cada uno de los puntos de muestreo. Se efectuó un análisis de redundancia canónica (RDA) con el fin de determinar alguna relación entre las variables ambientales y la abundancia de las especies más dominantes en el sitio de estudio. Así mismo, se determinó la riqueza y se utilizaron los índices de Margalef, Simpson y Shannon-Wiener (Ecuaciones 2, 3 y 4) para analizar la diversidad de especies en los sitios evaluados (Delgado-Martínez, 2020). Para el análisis general de las variables ambientales se utilizó estadística básica descriptiva.

Abundancia relativa

$$A_r = \frac{n}{N} * 100 \quad \text{Ecuación 1}$$

Donde,

n: Cantidad de individuos por especie

N: Cantidad de individuos totales

A_r: Abundancia relativa

Índice de Margalef

$$DM_g = \frac{s - 1}{\ln N} \quad \text{Ecuación 2}$$

Donde,

S: número de especies

N: número total de individuos

DM_g: índice de diversidad de Margalef

Índice de Simpson

$$D = \sum \frac{[ni(ni - 1)]}{[N(N - 1)]} \quad \text{Ecuación 3}$$

Donde,

N: número total de individuos

n_i: número de individuos por especie

D: índice de diversidad de Simpson

Índice de Shannon-Wiener

$$H' = \frac{n \log n - \sum(fi \log fi)}{n} \quad \text{Ecuación 4}$$

Donde,

n: número total de individuos

f_i: abundancia de la especie

H': índice de diversidad de Shannon-Wiener

5.4. Caracterización de interacciones planta-animal

Se realizó una caracterización de las interacciones planta-animal para determinar las especies de fauna que polinizan las flores y dispersan los frutos de *Musa velutina*. Para esto

se hizo uso de cámaras trampa que permitieron la identificación de la fauna dispersora en individuos desarrollados de *M. velutina* dentro del área de muestreo en donde se establecieron las parcelas de abundancia. También se efectuó un experimento con frutos maduros e inmaduros de la especie, en el cual se realizó un monitoreo por fototrampeo de la fauna interactuante. Además, mediante muestreos de observación directa se identificaron las especies polinizadoras y dispersoras.

En total se hizo uso de cinco cámaras, de las cuales cuatro fueron colocadas dentro del área de muestreo para monitorear individuos desarrollados de la especie y la última se ubicó en el experimento con frutos maduros e inmaduros. Cada una de las cámaras se colocó en un área segura, a una altura similar o mayor a la del individuo que se monitoreó y dicho monitoreo se realizó durante diez semanas las 24 horas del día, para un esfuerzo de muestreo de 1744 horas.

5.4.1 Monitoreo de individuos maduros de *Musa velutina*

Para el monitoreo con cámaras trampa se escogieron cuatro individuos de *M. velutina* dentro del área de muestreo, estos individuos tenían que presentar un buen porte, buen desarrollo y frutos. Lo anterior, facilitó el montaje de cámaras trampa de manera estratégica para monitorear las interacciones planta-animal que ocurrieron con los individuos seleccionados. En el caso del PNTMM durante las fechas de monitoreo no hubo maduración de los frutos, por lo que las cámaras se colocaron apuntando hacia plantas con racimos inmaduros, y en caso de que alguna especie de fauna se llevara los frutos en ese estado se cambiaba la cámara de sitio y se seleccionaba un individuo nuevo para realizar el monitoreo.

5.4.2 Experimento con frutos maduros de *Musa velutina*

En las inmediaciones del área protegida, fuera de los límites del parque, se colectaron racimos de frutos maduros e inmaduros de *M. velutina*. Los racimos fueron colocados en el suelo, cerca de la infraestructura principal del parque, en un área abierta fuera del bosque. Por medio de cámaras trampa, se procedió a identificar y registrar las especies de fauna que se alimentaran de la planta en esas condiciones, así como el horario y el número de visitas que realizaron. El experimento se revisó periódicamente cada quince días durante diez semanas, para verificar la permanencia de los frutos y cambiarlos en caso de degradación

por condiciones ambientales. Del total de diez semanas en las que se realizó el experimento, únicamente en la última semana se encontró disponibilidad de racimos con frutos maduros, por lo que fue en esa semana en la que se documentaron las interacciones de la fauna con los frutos maduros.

5.4.3 Puntos de observación directa

A la orilla del camino principal se escogieron cuatro individuos de *M. velutina* donde no se hubiesen colocado cámaras trampa. Estos individuos debían ser bien desarrollados, tener frutos e inflorescencias y estar ubicados en áreas con poca densidad vegetal. En ellos se establecieron puntos de observación directa para cada individuo. Las observaciones se realizaron durante cinco semanas, con dos muestreos al día en horarios de 6:00 am a 8:00 am y de 4:00 pm a 6:00 pm. Para el registro de las observaciones, por medio del uso de binoculares se anotó la especie, número de individuos, número de visitas y hora de la visita. Las observaciones se realizaron a una distancia de 15 m del punto, intentando mantenerse camuflado para evitar ser detectado por la fauna. Cada punto de observación directa se mantuvo activo durante 30 minutos.

Para el procesamiento de los datos colectados en los monitoreos, tanto de las cámaras colocadas en las parcelas como de la cámara colocada en el experimento, se revisaron las imágenes una por una mediante el uso de una computadora y se identificaron todas las especies de fauna polinizadora y dispersora captadas durante el muestreo, el número de individuos, número de visitas y la hora de la visita. Los datos de las cámaras se procesaron junto con los recopilados por observación directa en Excel, para determinar riqueza de especies interactuantes y caracterizar la interacción.

5.5. Cambios en composición de sotobosque

Para el análisis de los cambios en la composición del sotobosque se utilizaron las mismas parcelas que se establecieron para determinar la abundancia de *M. velutina*. Las parcelas se agruparon en dos categorías, un primer grupo donde se registró la presencia de *M. velutina* y un segundo donde no se observó esta especie.

Posterior al cálculo de la abundancia relativa, se digitalizó la información de cada parcela junto con los datos de la cantidad de individuos por parcela y se calcularon los índices de

diversidad Margalef, Simpson y Shannon-Wiener (Ecuaciones 2, 3 y 4), de manera independiente para ambos grupos, parcelas con presencia de *Musa velutina* y parcelas sin presencia de esta especie. Así mismo, se procedió a calcular los índices de similitud de Jaccard, Sorensen y Morisita mediante el software PAST 4.03.exe. Además, en este mismo software se realizó un Análisis de Escalamiento Multidimensional No Métrico utilizando los índices de similitud para analizar la distribución de las parcelas con y sin *M. velutina* con relación a las variables ambientales tomadas en campo. Posterior a esto se aplicó un análisis de varianza de una vía (ANOVA) para determinar diferencias significativas y se analizó qué tan similares son los sitios con respecto a las especies que componen el sotobosque. A partir de ello se determinó si existe un posible desplazamiento de especies nativas causado por la presencia de *M. velutina*. A su vez, estos datos permitieron comparar la riqueza y diversidad de cada sitio para comprender el posible efecto que puede estar teniendo la planta invasora sobre la comunidad vegetal del PNTMM.

6. Resultados

A continuación, se presentan los principales hallazgos del estudio, organizados de acuerdo con los objetivos planteados.

6.1. Abundancia de *Musa velutina* en el Parque Nacional Tapantí – Macizo de la Muerte

A continuación, el Cuadro 1 muestra la caracterización de las condiciones ambientales evaluadas en cada parcela. Se observa que la temperatura y la humedad relativa se mantuvieron relativamente constantes en todas las parcelas, con temperaturas no muy altas y una humedad elevada característica del área de estudio, mientras que el porcentaje de la cobertura del dosel sí presentó variaciones más considerables dentro de las unidades de muestreo, específicamente en los casos donde la cobertura resultó ser nula o muy poca debido a que eran zonas de claros en medio del bosque. En el Cuadro 2 se muestra la estadística básica calculada para cada una de las variables en las parcelas donde estuvo presente *M. velutina*, así como las parcelas en donde no se contabilizó ningún individuo.

Cuadro 1. Variables ambientales para cada una de las unidades de muestreo en el PNTMM

| Parcela | Temperatura (° C) | Humedad Relativa (%) | Cobertura de dosel (%) | Elevación (m.s.n.m) |
|---------|-------------------|----------------------|------------------------|---------------------|
| 1 | 20,3 ± 1,04 | 99,1 ± 2,47 | 27,51 | 1285,17 |
| 2 | 20,7 ± 1,04 | 99,2 ± 2,47 | 14,91 | 1288,89 |
| 3 | 21,5 ± 1,04 | 99,4 ± 2,47 | 41,75 | 1282,04 |
| 4 | 20,2 ± 1,04 | 99,1 ± 2,47 | 34,24 | 1294,17 |
| 5 | 21,00 ± 1,04 | 99,3 ± 2,47 | 54,44 | 1288,87 |
| 6 | 20,6 ± 1,04 | 99,2 ± 2,47 | 41,29 | 1294,39 |
| 7 | 20,5 ± 1,04 | 99,1 ± 2,47 | 46,1 | 1292,01 |
| 8 | 20,2 ± 1,04 | 99,1 ± 2,47 | 35,25 | 1283,11 |
| 9 | 21,7 ± 1,04 | 99,2 ± 2,47 | 10,00 | 1291,74 |
| 10 | 20,00 ± 1,04 | 99,1 ± 2,47 | 23,71 | 1305,37 |
| 11 | 21,3 ± 1,04 | 99,3 ± 2,47 | 57,04 | 1303,03 |
| 12 | 20,5 ± 1,04 | 99,2 ± 2,47 | 51,99 | 1279,55 |
| 13 | 21,5 ± 1,04 | 97,3 ± 2,47 | 0,00 | 1265,43 |
| 14 | 22,00 ± 1,04 | 99,5 ± 2,47 | 51,6 | 1301,36 |
| 15 | 22,00 ± 1,04 | 99,5 ± 2,47 | 36,95 | 1281,72 |
| 16 | 23,00 ± 1,04 | 99,7 ± 2,47 | 0,00 | 1296,76 |
| 17 | 23,00 ± 1,04 | 99,6 ± 2,47 | 52,1 | 1294,55 |
| 18 | 23,2 ± 1,04 | 99,5 ± 2,47 | 0,00 | 1278,5 |
| 19 | 22,9 ± 1,04 | 99,3 ± 2,47 | 52,1 | 1290,77 |
| 20 | 22,6 ± 1,04 | 99,7 ± 2,47 | 47,32 | 1277,81 |
| 21 | 22,5 ± 1,04 | 99,6 ± 2,47 | 31,54 | 1276,81 |
| 22 | 20,5 ± 1,04 | 99,3 ± 2,47 | 49,92 | 1299,96 |
| 23 | 21,3 ± 1,04 | 99,3 ± 2,47 | 52,9 | 1302,01 |
| 24 | 20,00 ± 1,04 | 99,2 ± 2,47 | 15,87 | 1296,08 |
| 25 | 24,00 ± 1,04 | 99,4 ± 2,47 | 39,24 | 1250,04 |
| 26 | 21,5 ± 1,04 | 99,4 ± 2,47 | 46,95 | 1290,56 |
| 27 | 21,3 ± 1,04 | 99,4 ± 2,47 | 30,82 | 1305,76 |
| 28 | 21,4 ± 1,04 | 99,3 ± 2,47 | 59,00 | 1303,76 |
| 29 | 22,2 ± 1,04 | 85,6 ± 2,47 | 41,6 | 1293,84 |
| 30 | 22,4 ± 1,04 | 94,9 ± 2,47 | 6,91 | 1321,2 |
| 31 | 22,7 ± 1,04 | 99,6 ± 2,47 | 58,94 | 1334,42 |
| 32 | 22,00 ± 1,04 | 99,1 ± 2,47 | 43,7 | 1321,99 |
| 33 | 22,00 ± 1,04 | 98,7 ± 2,47 | 13,82 | 1326,09 |
| 34 | 22,2 ± 1,04 | 99,2 ± 2,47 | 52,91 | 1324,66 |

Cuadro 2. Estadística descriptiva para las variables ambientales en las parcelas con *Musa velutina* en el Parque Nacional Tapantí-Macizo de la Muerte.

| Temperatura (° C) | Humedad Relativa (%) | Cobertura de dosel (%) | N parcelas |
|-------------------|----------------------|------------------------|------------|
|-------------------|----------------------|------------------------|------------|

| | | | | |
|---------------------|-------|-------|-------|----|
| Máximo | 23.20 | 99.70 | 57.04 | |
| Mínimo | 20.00 | 97.30 | 0.00 | |
| Promedio | 21.59 | 99.24 | 34.76 | 18 |
| Desviación estándar | 1.10 | 0.53 | 19.96 | |

Cuadro 3. Estadística descriptiva para las variables ambientales en las parcelas sin *Musa velutina* Parque Nacional Tapantí-Macizo de la Muerte.

| | Temperatura (° C) | Humedad Relativa (%) | Cobertura de dosel (%) | N parcelas |
|---------------------|-------------------|----------------------|------------------------|------------|
| Máximo | 24.00 | 99.60 | 59.00 | |
| Mínimo | 20.00 | 85.60 | 6.91 | 16 |
| Promedio | 21.63 | 98.13 | 37.30 | |
| Desviación estándar | 1.00 | 3.52 | 17.00 | |

Por otro lado, en total se identificaron 120 especies de plantas pertenecientes a 46 familias y 76 géneros (ver Anexo 1), de las cuales la mayoría se lograron identificar a nivel de especie. Además, se determinó el porcentaje de especies correspondientes a cada hábito de crecimiento encontrado (ver Figura 4), lo que permitió una clasificación detallada de las plantas herbáceas, arbustivas, arbóreas y helechos.

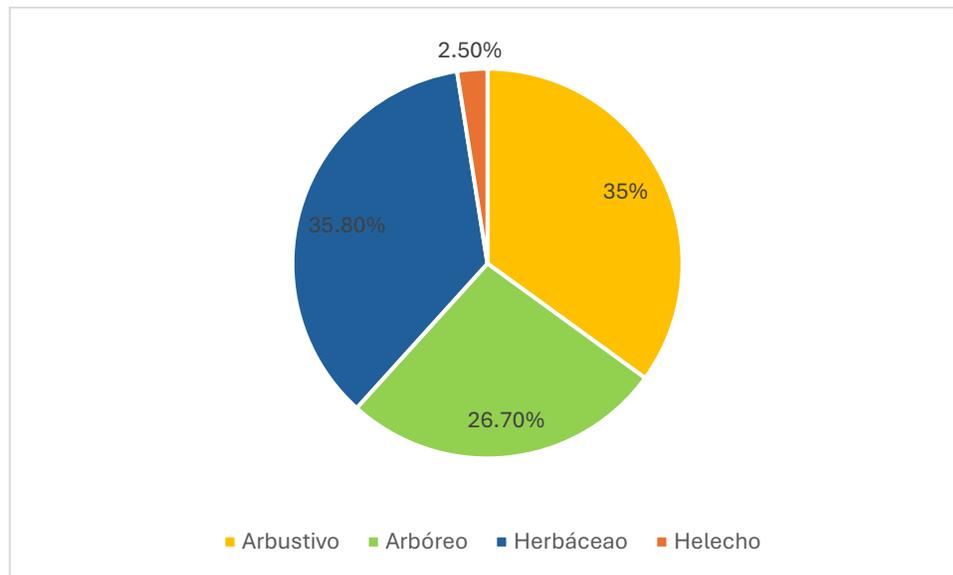


Figura 4. Hábito de crecimiento para cada una de las especies identificadas en el sitio de muestreo del Parque Nacional Tapantí-Macizo de la Muerte.

Una vez calculada la abundancia relativa total y por parcela para todas las especies (Anexo 2), se determinaron las 12 especies más dominantes y se extrajo la información de estas (ver Cuadro 4 y 5). A partir de esta información, se observó que *Musa velutina* presentó el valor de abundancia total más alto en el sitio, con un 19,76 %. Además, esta especie también presentó la abundancia por parcela más alta, ya que en una de las unidades de muestreo alcanzó un porcentaje de 81,25 %. Sin embargo, estos valores no necesariamente son equivalentes en todas las especies evaluadas, ya que en el caso de *Asplundia euryspatha* se observa que su abundancia relativa total fue solamente de 2,03 %, mientras que el porcentaje más alto que tuvo dentro de una parcela fue de 31,58 %. Es decir, esta última especie en una de las parcelas resultó ser muy abundante, pero no en la totalidad del área de muestreo.

Además, se determinó que el género *Piper* es muy importante dentro de los procesos de regeneración del Parque Nacional Tapantí-Macizo de la Muerte, ya que presentó una gran cantidad de especies en el sitio de muestreo (ver lista de especies en Anexo 1).

Cuadro 4. Abundancia relativa total para las 12 especies más abundantes en el sitio de muestreo en el Parque Nacional Tapantí-Macizo de la Muerte.

| Especie | Abundancia relativa total (%) |
|-------------------------------|--------------------------------------|
| <i>Musa velutina</i> | 19,76 |
| <i>Heliconia tortuosa</i> | 12,57 |
| <i>Cyathea</i> sp | 4,54 |
| <i>Piper</i> sp 6 | 4,59 |
| <i>Commelina obliqua</i> | 3,96 |
| <i>Piper</i> sp 8 | 2,97 |
| Acanthaceae | 2,92 |
| <i>Costus curvibracteatus</i> | 2,82 |
| <i>Piper</i> sp 11 | 2,14 |
| <i>Asplundia euryspatha</i> | 2,03 |
| <i>Psychotria sylvivaga</i> | 1,88 |
| <i>Psychotria</i> sp 2 | 1,88 |

Cuadro 5. Valor más alto de abundancia relativa por parcela presentado por las 12 especies más abundantes en el sitio de muestreo en el Parque Nacional Tapantí-Macizo de la Muerte.

| Especie | Abundancia relativa/parcela (%) |
|-------------------------------|--|
| <i>Musa velutina</i> | 81,25 |
| <i>Commelina obliqua</i> | 51,95 |
| <i>Heliconia tortuosa</i> | 51,28 |
| <i>Piper</i> sp 6 | 42,5 |
| <i>Asplundia euryspatha</i> | 31,58 |
| Acanthaceae | 29,87 |
| <i>Cyathea</i> sp | 28,57 |
| <i>Piper</i> sp 8 | 17,39 |
| <i>Costus curvibracteatus</i> | 14,29 |
| <i>Psychotria</i> sp 2 | 13,24 |
| <i>Piper</i> sp 11 | 12,9 |
| <i>Psychotria sylvivaga</i> | 12,9 |

Por último, tomando en cuenta el número total de individuos de estas especies para todo el sitio de muestreo se evidenció que en el caso de *Musa velutina* y *Heliconia tortuosa* existe una cantidad mucho mayor en comparación al resto de las especies (ver Figura 5), presentando un total de 379 y 241 individuos respectivamente, y se resalta el hecho de que el resto de las especies en su mayoría presentan menos de 80 individuos. Además, es importante tomar en

consideración que en el campo se observaron individuos de *M. velutina* con una altura de 50 cm que ya presentaban flores y frutos.

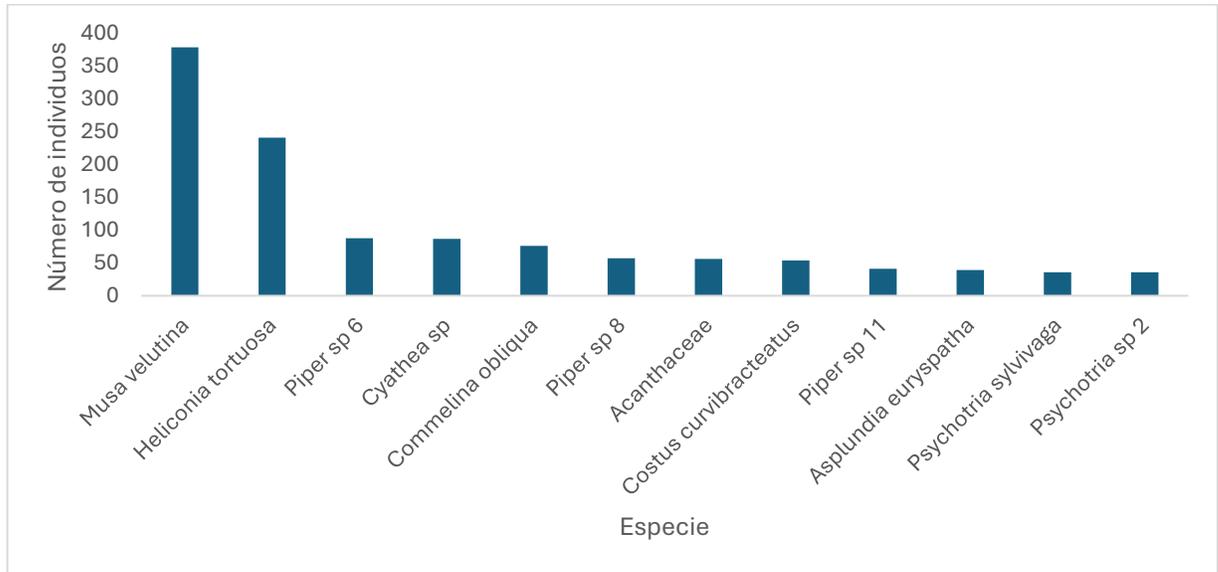


Figura 5. Número de individuos de las 12 especies más abundantes en el sitio de muestreo en el Parque Nacional Tapantí-Macizo de la Muerte.

Para el análisis de redundancia canónica (RDA) graficado para las siete especies más abundantes dentro del área de muestreo, se tiene que existe una significancia alta en el RDA ($p < 0,05$) demostrando así que existe una relación estadísticamente significativa entre la abundancia de las especies y las variables ambientales evaluadas. Además, es relevante mencionar que en este caso el RDA indica que un 11,21% de la varianza en la abundancia de las especies es explicada por las variables ambientales, el porcentaje restante es explicado por otras variables no evaluadas en este estudio. Este porcentaje de varianza es bajo en términos absolutos, pero la significancia del modelo revela que es un valor considerable.

En el gráfico del RDA se puede observar que la cobertura del dosel se relaciona con la abundancia de las especies *Piper sp 6*, *Piper sp 8* y *Cyathea sp*. Por su parte, el análisis no muestra una relación entre la cobertura y la abundancia de las especies *Musa velutina* y *Heliconia tortuosa*, sugiriendo una posible relación inversa donde en ausencia de cobertura se

presente abundancia de *M. velutina* y *H. tortuosa*. A su vez, se observa que no existe una relación entre la elevación y la especie *M. velutina*, de lo cual se podría derivar que elevaciones de 1200 msnm a 1400 msnm no se relacionan con la presencia de dicha especie, de manera que esta diferencia de elevación no explica su abundancia. Según el gráfico las especies *M. velutina* y *H. tortuosa* presentan una relación entre ellas, indicando una similitud en su comportamiento. En el caso de *C. obliqua* se observa que está muy poco relacionada con las variables de humedad relativa, cobertura y elevación, pero muy fuertemente relacionada con la temperatura. Por su parte, la especie perteneciente a la familia *Acanthaceae* parece verse relacionada también con esta variable pero en un menor grado. Por último, la abundancia de *Piper sp 6* parece estar influenciada en cierta parte por la humedad relativa, mientras que para *Piper sp 8* y *Cyathea sp* la elevación parece ser más determinante.

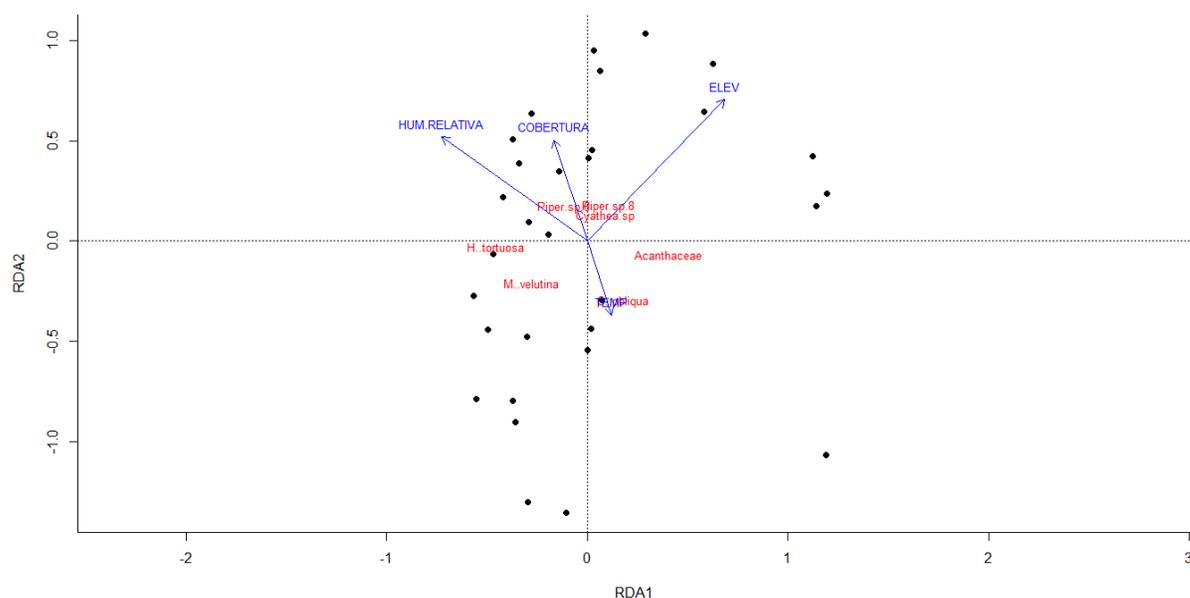


Figura 6. Análisis de redundancia canónica (RDA) para la abundancia de las siete especies más abundantes en el área muestreada dentro del Parque Nacional Tapantí – Macizo de La Muerte, Costa Rica. Variables ambientales: HUM. RELATIVA (Humedad relativa), COBERTURA (Cobertura de dosel), ELEV (Elevación), TEMP (Temperatura).

En el caso de la riqueza y los índices de diversidad (ver Cuadro 6), se denota que el valor de riqueza más bajo dentro de una parcela corresponde a siete especies, mientras que el más alto

es de 28 especies, pero el valor promedio calculado utilizando la información de todas las parcelas indica que en su mayoría los valores de riqueza resultaron mayores a 10, mostrando que en términos generales hay una buena riqueza en el sitio. En cuanto a los índices de diversidad se puede observar que los tres índices determinan que la diversidad del lugar es moderadamente alta, presentando algunas diferencias entre sí debido a que la escala y los factores que utiliza cada índice son diferentes. No obstante, es importante mencionar que los datos de riqueza y diversidad indican que existen parcelas con muchas especies y una equitatividad muy buena, pero algunas tienen un número bajo de especies y presentan una alta dominancia por parte de unas pocas. Estas últimas parcelas en su mayoría eran zonas de claro por donde atraviesa una línea de transmisión en donde se encontraron especies como *M. velutina*, *H. tortuosa* y *C. obliqua*, que resultaron ser sumamente abundantes.

Cuadro 6. Riqueza e índices de diversidad de las unidades de muestreo en el Parque Nacional Tapantí-Macizo de la Muerte.

| | Riqueza | Índices de diversidad | | |
|---------------------|---------|-----------------------|---------|----------|
| | | Shannon | Simpson | Margalef |
| Promedio | 14,56 | 2,13 | 0,80 | 3,46 |
| Máximo | 28,00 | 2,99 | 0,93 | 6,31 |
| Mínimo | 7,00 | 0,70 | 0,32 | 1,31 |
| Desviación estándar | 5,29 | 0,54 | 0,13 | 1,27 |

6.2. Caracterización de interacciones planta-animal

A continuación, en el Cuadro 7 se muestran las especies capturadas mediante los diferentes métodos de muestreo empleados para caracterizar las interacciones planta-animal de *M. velutina*, enfocado en el ámbito de dispersión de los frutos o semillas, así como el esfuerzo de muestreo y la cantidad de observaciones realizadas para cada especie. En el monitoreo se logró identificar cuatro especies de mamíferos interactuantes con *M. velutina*, las cuales fueron *Sciurus granatensis*, *Nasua narica*, *Dasyprocta punctata* y una especie de ratón que se registró a nivel de orden. En el cuadro se puede notar que la cantidad de especies reportadas fue mayor en el método de observación directa, con un total de tres especies; sin embargo, la efectividad

del método de cámaras trampa fue mayor al capturar más observaciones por especie, donde por ejemplo la cantidad de capturas de la especie *Sciurus granatensis* (ardilla colorada) fue mucho mayor en comparación con los otros dos métodos aplicados. Además, es importante recalcar que *S. granatensis* fue la especie que más número de observaciones presentó tanto en el muestreo realizado con cámaras trampa como en el de observación directa. En ambos métodos de muestreo se observó que esta especie recolectaba los frutos inmaduros de los racimos de *M. velutina* y se los llevaba uno por uno, de manera que un solo individuo visitaba varias veces la misma planta para recolectar la totalidad de los frutos y solamente en una de las ocasiones el animal consumió el fruto después de desprenderlo del racimo. A su vez, se observó que este animal visitó un racimo de frutos en varias ocasiones, los inspeccionó y no se llevó ninguno durante las primeras visitas, pero en la última que realizó sí se recolectó los frutos todavía en estado inmaduro.

Por otra parte, la especie *Nasua narica* (coatí o pizote) se reportó solamente en la cámara del experimento realizado fuera del bosque y del total de capturas logradas para esta especie se observó que solamente consumió los frutos de *M. velutina* cuando estos estuvieron maduros. Caso contrario cuando estaban inmaduros, pues los frutos fueron completamente ignorados por este mamífero. Asimismo, cuando se colocaron frutos maduros se observó que un solo individuo de *N. narica* consumió en su totalidad los frutos que estaban disponibles en ese momento. En el caso de la especie de ratón (rodentia) documentada, es relevante mencionar que se alimentó de los frutos cuando aún estaban inmaduros y adheridos al racimo. Por último, en el caso de *Dasyprocta punctata* (guatuza) solamente se observó buscando alimento en medio de las plantas de *M. velutina*; sin embargo, al no haber frutos en el suelo no se verificó el consumo de frutos por esta especie.

Es importante mencionar que durante el tiempo de muestreo en repetidas ocasiones se encontraron frutos inmaduros de la especie colocados sobre divisiones o cavidades de ramas (ver Figura 7) donde no existía ninguna planta de *M. velutina* cerca del lugar. Además, los individuos presentaron racimos de frutos desde el mes de abril cuando se realizó la visita de reconocimiento.



Figura 7. Frutos puestos sobre ramas en el sitio de muestreo dentro del Parque Nacional Tapantí-Macizo de la Muerte

Cuadro 7. Horas de muestreo, especies capturadas y observaciones por especie según método de muestreo para el proceso de dispersión en el Parque Nacional Tapantí-Macizo de la Muerte.

| Método | Esfuerzo de muestreo (h) | Especie capturada | Nº Observaciones/especie | Total de observaciones |
|---------------------------|--------------------------|----------------------------|--------------------------|------------------------|
| Cámaras trampa | 1680 | <i>Sciurus granatensis</i> | 62 | 63 |
| | | Rodentia | 1 | |
| Observación directa | 64 | <i>Sciurus granatensis</i> | 9 | 11 |
| | | <i>Dasyprocta punctata</i> | 1 | |
| | | Rodentia | 1 | |
| Experimento cámara trampa | 1680 | <i>Nasua narica</i> | 10 | 10 |

El Cuadro 8 presenta la información sobre las especies capturadas mediante los diferentes métodos de muestreo, pero en esta ocasión con un enfoque específico en el proceso de polinización. En el caso de la polinización resulta evidente que el muestreo por medio de cámaras trampa no fue muy efectivo para documentar las especies de fauna que polinizan las flores de *M. velutina*, ya que solamente se pudo obtener una observación de una única especie de colibrí, la cual corresponde a *Phaethornis guy* (colibrí ermitaño). En cambio, para el muestreo efectuado mediante observación directa, se lograron reportar tres especies de polinizadores, siendo dos especies de colibrí correspondientes a *Campylopterus hemileucurus* (alas de sable violáceo) y *Phaethornis guy* y una abeja de la especie *Trigona* sp. El colibrí *Phaethornis guy* fue la especie que mayor cantidad de observaciones presentó durante el tiempo de muestreo con un total de 25 observaciones. Se observó visitando más de una vez un solo individuo de *Musa velutina* y también visitando varios individuos al mismo tiempo en ocasiones donde había cepas de esta planta. En el caso de *C. hemileucurus* también fue observada interactuando repetidamente con las flores de la planta y presentó una cantidad considerable de avistamientos, con un total de 8 observaciones. Sin embargo, este colibrí solamente se reportó durante las tres primeras semanas de muestreo y posterior a esto su actividad en el sitio de los monitoreos disminuyó. Además, las abejas de *Trigona* sp se observaron siempre en grupo de varios individuos posados sobre las flores de *M. velutina*. Resulta importante aclarar que en el Cuadro 8 no se incluye el experimento con cámara trampa fuera del bosque debido a que este solamente se hizo para evaluar dispersión.

Cuadro 8. Horas de muestreo, especies capturadas y observaciones por especie según el método de muestreo para el proceso de polinización en el Parque Nacional Tapantí-Macizo de la Muerte.

| Método | Esfuerzo de muestreo (h) | Especie capturada | N° Observaciones | Total de observaciones |
|---------------------|--------------------------|-----------------------------------|------------------|------------------------|
| Cámaras trampa | 1680 | <i>Phaethornis guy</i> | 1 | 1 |
| Observación directa | 64 | <i>Campylopterus hemileucurus</i> | 8 | 38 |
| | | <i>Phaethornis guy</i> | 25 | |
| | | <i>Trigona sp</i> | 5 | |

El Cuadro 9 presenta el resumen de la fauna capturada durante todo el tiempo de muestreo por medio de todos los métodos empleados para estudiar las interacciones planta-animal de *Musa velutina* dentro del PNTMM. La mayoría de las especies que tuvieron relación con la planta mostraron un hábito diurno; es decir, que se mantuvieron activos durante horas del día. Sin embargo, a pesar de que el pico de actividad de *Nasua narica* se presentó durante el día, también se observaron algunos individuos activos en la noche. La especie de ratón fue la única cuya actividad se dio en altas horas de la tarde y durante el transcurso de la noche.

Cuadro 9. Número de observaciones, hábito e interacción planta-animal de las especies relacionadas con *M. velutina* en el Parque Nacional Tapantí-Macizo de la Muerte.

| Especie | Interacción | Hábito | N° observaciones |
|-----------------------------------|--------------|----------------------|------------------|
| <i>Dasyprocta punctata</i> | Dispersión | Diurno | 1 |
| <i>Nasua narica</i> | Dispersión | Diurno-Nocturno | 10 |
| <i>Sciurus granatensis</i> | Dispersión | Diurno | 71 |
| Rodentia | Dispersión | Crepuscular-Nocturno | 1 |
| <i>Campylopterus hemileucurus</i> | Polinización | Diurno | 8 |
| <i>Phaethornis guy</i> | Polinización | Diurno | 26 |
| <i>Trigona sp</i> | Polinización | Diurno | 5 |

A continuación, se muestra la Figura 8 con imágenes de las especies que tuvieron una interacción con los frutos de *Musa velutina* durante el tiempo de muestreo en el PNTMM.



Figura 8. Especies de fauna que se alimentaron de los frutos de *M. velutina* dentro del Parque Nacional Tapantí – Macizo de la Muerte, Costa Rica. A-D) *Sciurus granatensis*. B) *Nasua narica*. C) *Rodentia*.

6.3. Cambios en la composición del sotobosque

Se determinó que en las unidades de muestreo donde no estaba presente la especie exótica, la riqueza arrojó valores promedio más altos (ver Cuadro 10). Asimismo, se pudo observar cómo el valor máximo de riqueza de igual forma fue mayor en los lugares donde no se encontraba *M. velutina* (28 especies), mientras que el valor mínimo se mantuvo igual en ambos escenarios. A su vez, se obtuvo una comparación gráfica de cada índice de diversidad entre las parcelas con presencia de *M. velutina* y las parcelas donde no se encontró esta especie (ver Figura 9, Figura 10 y Figura 11). En todos los casos resultó evidente cómo la diversidad de especies de plantas siempre fue mayor en aquellas parcelas donde no estaba presente *M. velutina*, de manera que incluso tomando en cuenta diferentes criterios como la riqueza, equidad y número total de individuos, la comunidad vegetal resultó ser más diversa en los casos donde el hábitat no alberga ningún individuo de esta especie. Sin embargo, es importante aclarar que el análisis de varianza de una vía determinó que no existen diferencias significativas ($p>0,05$) en cuanto a la diversidad de especies dentro del área muestreada.

Cuadro 10. Riqueza de especies en parcelas con *M. velutina* y sin *M. velutina* dentro del sitio de muestreo en el Parque Nacional Tapantí-Macizo de la Muerte.

| | Parcelas sin <i>M. velutina</i> | Parcelas con <i>M. velutina</i> |
|---------------------|--|--|
| Promedio | 15,63 | 13,61 |
| Máximo | 28,00 | 24,00 |
| Mínimo | 7,00 | 7,00 |
| Desviación estándar | 5,37 | 5,18 |

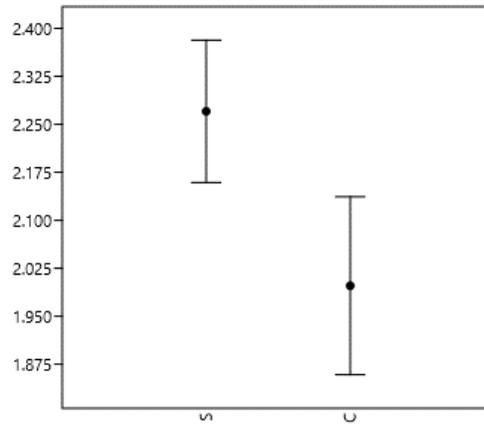


Figura 9. Comparación del índice de diversidad de Shannon-Wiener entre los sitios con presencia de *M. velutina* y los sitios sin *M. velutina*. Nomenclatura, S: sitios sin *M. velutina*, C: sitios con *M. velutina*.

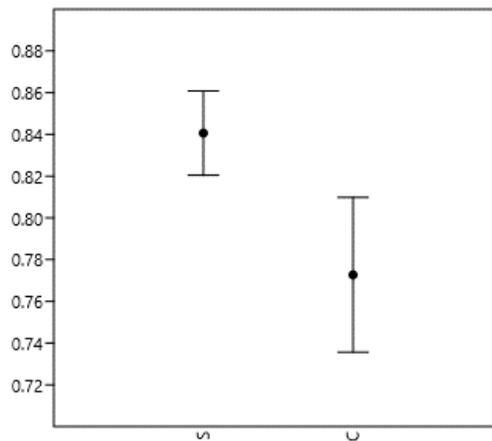


Figura 10. Comparación del índice de diversidad de Simpson entre los sitios con presencia de *M. velutina* y los sitios sin *M. velutina*. Nomenclatura, S: sitios sin *M. velutina*, C: sitios con *M. velutina*.

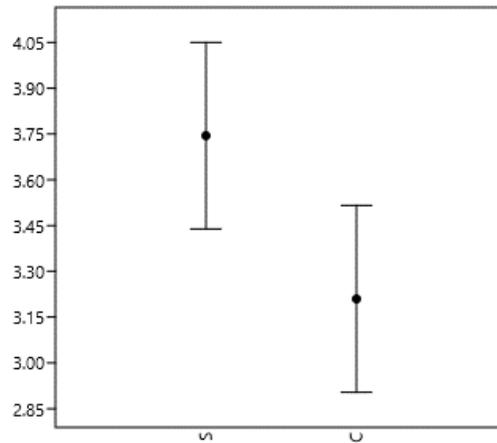


Figura 11. Comparación del índice de diversidad de Margalef entre los sitios con presencia de *M. velutina* y los sitios sin *M. velutina*. Nomenclatura, S: sitios sin *M. velutina*, C: sitios con *M. velutina*.

Por otra parte, la comparación de los sitios con y sin *M. velutina* a través de los índices de similitud de Jaccard, Sorensen y Morisita determinó que los sitios son diferentes entre sí, ya que el análisis de varianza de una vía indicó que existen diferencias altamente significativas con respecto a la composición del sotobosque ($p < 0,05$). La Figura 12 y Figura 13 muestran gráficamente cómo las parcelas que albergan individuos de *Musa velutina* se agrupan entre ellas, mientras que las parcelas donde esta no se encuentra presente también se agrupan entre sí. No obstante, unas pocas parcelas de ambos grupos se intersecan debido a que presentan algunas similitudes en cuanto a su composición de especies, pero en términos generales los grupos parecen tener composiciones de sotobosque diferenciadas. En cuanto al índice de similitud de Morisita, la Figura 14 evidencia que los aspectos que toma en cuenta este índice provocan que exista un poco más de similitud en comparación con Jaccard y Sorensen, pero de igual forma en su mayoría las unidades de muestreo de ambos grupos se mantienen alejadas entre sí. Esto sugiere que, a pesar de existir algunas similitudes, los sitios continúan siendo diferentes.

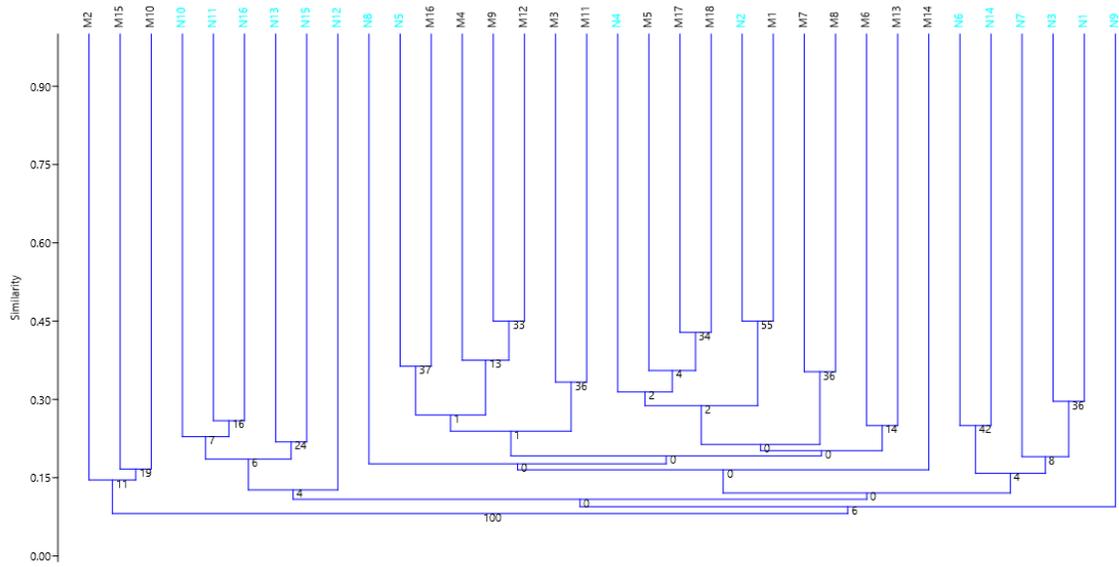


Figura 12. Dendrograma de similitud de la composición de especies de sotobosque junto con el porcentaje de agrupamiento entre parcelas con y sin *M. velutina* utilizando el índice de Jaccard. Nomenclatura, M: parcelas con *M. velutina*, N: parcelas sin *M. velutina*.

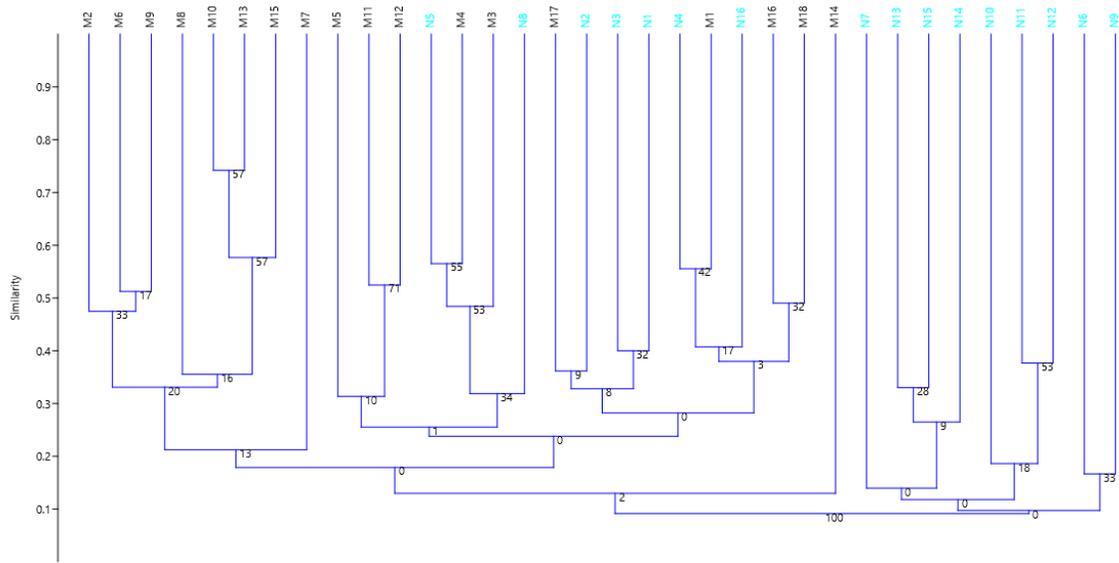


Figura 13. Dendrograma de similitud de la composición de especies de sotobosque junto con el porcentaje de agrupamiento entre parcelas con y sin *M. velutina* utilizando el índice de Sorensen. Nomenclatura, M: parcelas con *M. velutina*, N: parcelas sin *M. velutina*.

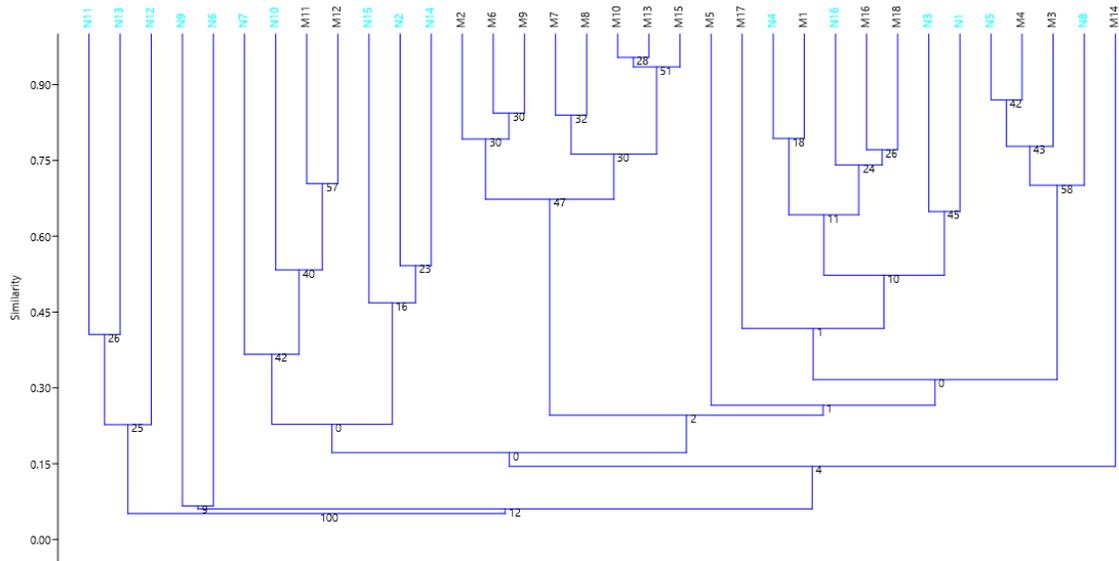


Figura 14. Dendrograma de similitud de la composición de especies de sotobosque junto con el porcentaje de agrupamiento entre parcelas con y sin *M. velutina* utilizando el índice de Morisita. Nomenclatura, M: parcelas con *M. velutina*, N: parcelas sin *M. velutina*.

El análisis de Escalamiento Multidimensional No Métrico realizado para cada uno de los índices (ver Figura 15, Figura 16 y Figura 17) refleja visualmente la forma en la que se distribuyen las parcelas de acuerdo con su similitud, de manera que se distingue más fácilmente cómo las parcelas de cada grupo correspondiente se agrupan entre sí, reafirmando diferencias importantes en la composición de especies que conforman el sotobosque. En adición, dichas figuras revelan la relación existente con cada una de las variables ambientales y resulta muy evidente cómo las parcelas con *M. velutina* se encuentran principalmente donde el porcentaje de cobertura del dosel es bajo y debido a esto una condición con mayor luminosidad. Además, se puede observar que la humedad relativa también juega un papel en la distribución de las parcelas con *M. velutina*, donde al parecer la especie prefiere lugares más húmedos. Sin embargo, dado que el porcentaje de humedad relativa fue muy similar en todas las unidades de muestreo, esta variable no explica la poca similitud existente entre los grupos de parcelas. Por último, la temperatura no tiene un gran impacto sobre la similitud de los sitios debido a que los puntos de los sitios

muestreados se encuentran distribuidos de forma más dispersa, sin existir un agrupamiento que muestre una relación muy estrecha con esta variable.

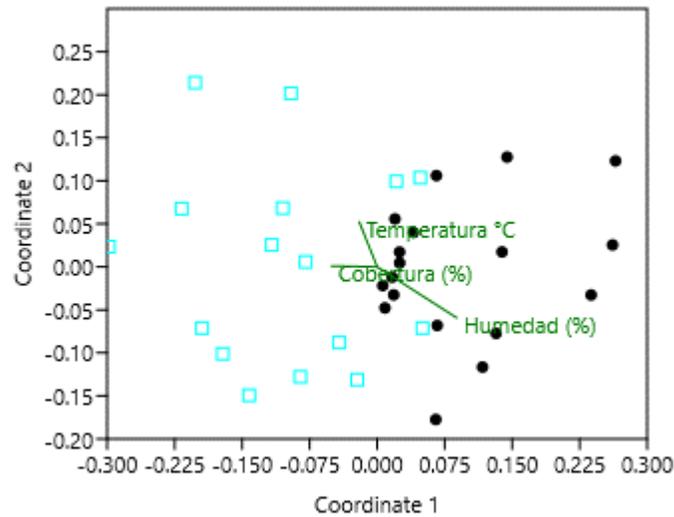


Figura 15. Escalamiento multidimensional no métrico utilizando el índice de similitud de Jaccard. Nomenclatura, Cuadrado: Parcelas sin *M. velutina*, Puntos: Parcelas con *M. velutina*.

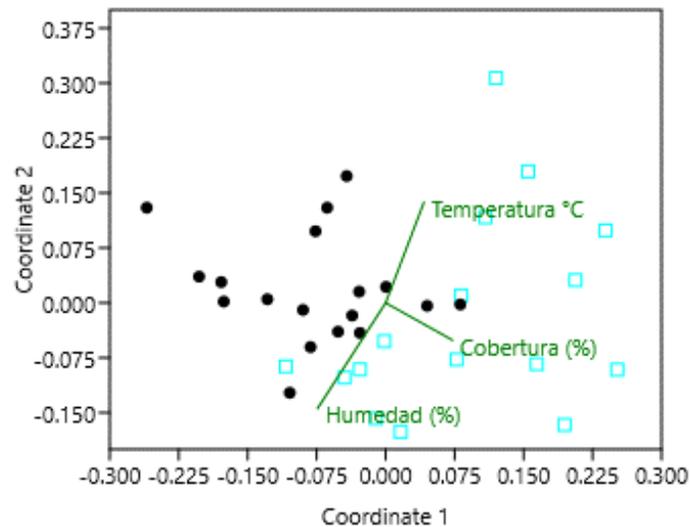


Figura 16. Escalamiento multidimensional no métrico utilizando el índice de similitud de Sorensen. Nomenclatura, Cuadrado: Parcelas sin *M. velutina*, Puntos: Parcelas con *M. velutina*.

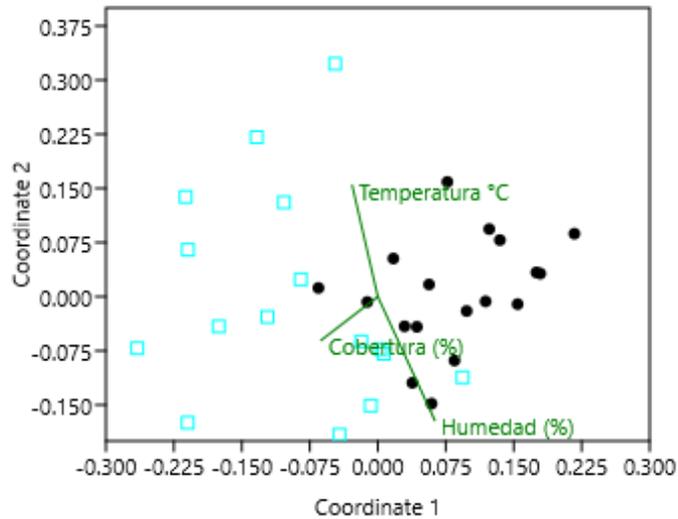


Figura 17. Escalamiento multidimensional no métrico utilizando el índice de similitud de Morisita. Nomenclatura, Cuadrado: Parcelas sin *M. velutina*, Puntos: Parcelas con *M. velutina*.

7. Discusión

7.1. Abundancia relativa de *Musa velutina*

La composición vegetal en el sitio de muestreo se encuentra representada en su mayoría por plantas herbáceas; sin embargo, se observa que el porcentaje de especies de hábito arbustivo y arbóreo también es bastante alto. Esto suele suceder en bosques donde existe un proceso de regeneración secundaria activo, de manera que las especies herbáceas cumplen con un rol muy importante dentro de dicho proceso y debido a esto presentan una dominancia mayor al resto de estratos (Hernández-Benalcázar, 2016; Román-Valencia, Nieto & Marín, 2024). Esto sugiere que el bosque donde se llevó a cabo la investigación se encuentra en un estado de sucesión avanzada, en el cual la presencia de un dosel bien establecido influye directamente en la composición y el crecimiento de las plantas del sotobosque. Como resultado, las plantas de hábito herbáceo enfrentan competencia por recursos y muestran un porcentaje de dominancia similar al de las plantas del estrato arbustivo y arbóreo (Rybar, Bosela, Marcis, Ujházyová, Polťák, Hederová & Ujházy, 2023).

En este contexto, *Musa velutina*, la cual es una planta de comportamiento herbáceo, fue la que mayor abundancia relativa presentó tanto a nivel de parcela como en la totalidad del área muestreada (ver Cuadro 4 y Cuadro 5). Esta especie mostró una cantidad de individuos significativamente mayor que las demás especies nativas registradas (Figura 5). Esto coincide con lo encontrado por Morera & Granados (2013) en un bosque nuboso ubicado en la localidad de San Ramón, Alajuela, Costa Rica, donde registraron un total de 42 especies vegetales y determinaron que *M. velutina* era la más abundante, con una abundancia relativa de 76 % en un área de 500 m². La diferencia en la cantidad de individuos registrada puede verse respaldada por el hecho de que *M. velutina* presenta un comportamiento de especie invasora dentro del PNTMM, debido a que se caracteriza por tener altas tasas de crecimiento, una reproducción agresiva que involucra una alta producción de semillas y cortos periodos juveniles, provocando que la especie pueda reproducirse al poco tiempo de haberse establecido. Además, suelen presentar patrones fenológicos diferentes a las especies nativas que habitan el lugar (Olivera & Riaño, 2020). Este comportamiento se vio reflejado en la especie de estudio, ya que se observaron individuos de apenas 50 cm de altura producir inflorescencias y racimos de frutos. Adicionalmente, presentó un patrón fenológico ventajoso en comparación a otras especies de plantas debido a que hubo disponibilidad de frutos durante siete meses seguidos. Esto último difiere con la descripción dada por Hammel, Grayum & Zamora (2003), ya que según la fenología de esta especie en el país solamente presenta frutos durante el mes de octubre. Sin embargo, algunas especies de este género cuando se desarrollan en sitios donde la humedad es constante producen frutos durante todo el año y debido a que el PNTMM es un lugar con abundante precipitación y mucha humedad, *M. velutina* podría estar presentando este mismo comportamiento (Espinal-Aquino, 2018).

A través del análisis de redundancia canónica (RDA) se pudo demostrar una relación existente entre algunas de las especies más abundantes del sitio y las variables ambientales evaluadas. En dicho análisis *H. tortuosa* y *M. velutina* mostraron un comportamiento similar en donde se alejaron de la variable de cobertura, de manera que existe la posibilidad de que esta variable no explique la abundancia de estas especies o que presenten una relación inversa en la que presentan individuos cuando esta variable no aplica. En el caso de *H. tortuosa* pareciera que no

explica su abundancia debido a que esta especie crece tanto en el sotobosque como en los bordes de bosque y áreas abiertas. Mientras que *M. velutina* sí podría presentar una relación inversa debido a que algunas plantas de este género suelen desarrollarse mejor en condiciones donde existe una buena cantidad de luz (Hammel, Grayum & Zamora, 2003; Espinal-Aquino, 2018).

La relación existente en el caso de *Piper sp 6* y *Piper sp 8* con las variables de humedad relativa, cobertura y elevación sugiere que estas variables sí son determinantes para estas dos especies, lo cual tiene sentido ya que se tiene conocimiento de que muchas especies del género *Piper* son un componente dominante dentro del sotobosque, tolerando así condiciones de sombra. Además, en cuanto a la humedad y la elevación se sabe que las especies de este género se distribuyen en un amplio rango altitudinal y existe una gran variedad en cuanto a sus hábitos de crecimiento, ocurriendo así que algunas de sus especies sí se ven influenciadas fuertemente por la disponibilidad de luz y de agua (Savedra, 2012; Quijano-Abril, Sierra-Escobar, Domínguez-Rave & Díaz, 2016). Asimismo, *Cyathea sp* mantiene una relación con las variables de cobertura y elevación. Según lo encontrado por Patzi-Mamani et al. (2023), es posible encontrar especies del género *Cyathea* de forma abundante en el sotobosque bajo cierto grado de cobertura de copa. Además, en algunas especies, la inclinación del terreno influye significativamente en su abundancia. Este último factor podría estar directamente relacionado con la elevación, ya que un aumento en la pendiente podría favorecer la presencia de *Cyathea sp*.

En cuanto a la especie *C. obliqua*, esta es fuertemente influenciada por la temperatura. Esta especie suele crecer en áreas perturbadas como claros de bosque, orillas de caminos y bordes de bosque. Estos sitios presentan condiciones de luz significativamente diferentes a las de sectores con cobertura densa, lo que provoca cambios en variables ambientales, como la temperatura, que generalmente es más alta en sitios expuestos a la luz (Damascos & Rapoport, 2014; de Oliveira-Pelligrini & Forzza, 2017). En el caso de la especie de la familia Acanthaceae, aunque parece estar influida por la temperatura, resulta difícil identificar un patrón específico que explique su relación con esta variable. Esto se debe a que la familia Acanthaceae es una de las más diversas del mundo, con una gran cantidad de géneros y especies. Esta diversidad se refleja en su capacidad de adaptarse a diferentes hábitats y en la diversidad de adaptaciones ecológicas que presenta (Villanueva-Espinoza & Condo, 2019).

Con respecto a la riqueza y diversidad de especies encontrada en las parcelas donde *M. velutina* era abundante, se tiene que el sitio de muestreo posee una riqueza y una diversidad moderadamente alta. Esta riqueza y diversidad resultan acordes al sitio en el que se realizó la investigación, ya que el PNTMM es uno de los lugares con mayor diversidad florística en Costa Rica (SINAC, 2014). En las parcelas donde la riqueza y la diversidad resultó ser baja en comparación al resto, *M. velutina* tuvo un fuerte impacto sobre estas debido a que presentó una abundancia muy alta, dominando casi por completo la unidad de muestreo. Las especies invasoras como *M. velutina* suelen afectar las comunidades de plantas de un ecosistema al reducir la riqueza y diversidad de especies, lo que puede implicar un cambio en la estructura y funcionalidad del ecosistema y potencialmente afectar la dinámica natural de la comunidad vegetal del PNTMM. No obstante, debido a que este sitio posee una elevada diversidad, la comunidad de plantas puede tener una resistencia biótica considerable a la invasión biológica por parte de *M. velutina* en comparación con otros sitios menos diversos (Wang, Yu, Cheng & Du, 2021; Chu et al., 2024). Según los resultados obtenidos, *M. velutina* suele ser más abundante en las parcelas ubicadas a lo largo de la línea de transmisión que atraviesa el PNTMM, la cual representa una zona de claro en medio del bosque. Esto representa una preocupación por la posible propagación de esta especie hacia zonas más prístinas del parque, ya que la servidumbre bajo la línea de transmisión podría actuar como un camino, y se ha comprobado que los caminos pueden tener un impacto importante sobre la dispersión de las especies exóticas invasoras de plantas. A su vez, se ha demostrado que *M. velutina* se reproduce fácilmente de forma asexual, lo que le brindaría una ventaja para movilizarse a lo largo de la línea de transmisión (Morera et al., 2020; Deeley & Petrovskaya, 2022).

7.2. Interacciones planta-animal

Los resultados obtenidos señalan que especies como *S. granatensis*, *N. narica*, *D. punctata* y una especie de ratón podrían estar cumpliendo un papel importante en el proceso de dispersión de *M. velutina* dentro del PNTMM. Estos resultados coinciden parcialmente con lo encontrado en un estudio realizado en bosque secundario en Los Ángeles de San Ramón, Alajuela (Morera-Chacón et al., 2020). Donde se reporta el consumo de los frutos de *M. velutina* por parte todas estas especies a excepción de *S. granatensis*. Además, dicho estudio reportó tres especies de aves alimentándose de esta planta, mientras que en el muestreo realizado dentro del PNTMM

no se registró el consumo por parte de aves. En adición a esto, por parte de *D. punctata* se ha comprobado que su hábito alimenticio es de carácter omnívoro, y en Costa Rica se ha registrado a esta especie alimentándose de los frutos de *Musa spp*, lo cual sustenta lo observado dentro del área silvestre protegida (Sánchez- Brenes & Meza, 2021; Sánchez-Brenes & Monge-Meza, 2024). En el caso de *N. narica*, se observó que los frutos maduros de *M. velutina* son muy apetecidos por esta especie, ya que un solo individuo consumió la totalidad de frutos disponibles en ese momento, de manera que en épocas donde haya disponibilidad de frutos maduros esta especie podría ser un dispersor importante de *M. velutina*. Esto es posible ya que este mamífero suele tener comportamientos mediante los cuales se alimenta de diversas especies de plantas y contribuye a la dispersión de sus semillas a lo largo del bosque, además este animal suele andar en grupos numerosos por lo que una planta con abundante disponibilidad de frutos podría ser beneficiosa para su alimentación (Burguer & Gochfeld, 1992; Álvarez, Sarabia & Rosales, 2013; Clara-Pérez, 2023; Cáliz-García, Oyuela-Andino, Argueta & Ferrufino-Acosta, 2023). Por su parte, el mamífero *S. granatensis* fue la especie que mayor interacción tuvo con los frutos de *M. velutina*, ocurriendo que un solo individuo de esta especie podía recolectar la totalidad de frutos inmaduros disponibles en un racimo. Este comportamiento podría explicar el hallazgo de frutos solitarios dispersos a lo largo de todo el bosque y colocados sobre ramas o cavidades de árboles. Esto porque dicho comportamiento sería similar al reportado para *Eira barbara* (tayra o tolomuco) en el estudio realizado por Soley & Alvarado-Díaz (2011), donde se documentó que esta especie de mustélido visitaba frecuentemente plantas con frutos inmaduros en diferentes etapas de desarrollo, pero solamente recolectaban los frutos en un estado de maduración avanzado, posteriormente esta especie los almacenaba en distintos sitios para garantizar la disponibilidad de alimento en el futuro. De esta manera, es probable que *S. granatensis* emplee una estrategia similar para asegurar alimento dentro del PNTMM. Este comportamiento también podría explicar la observación de que esta especie visitaba repetidamente la misma planta para inspeccionar los frutos sin eliminarlos del racimo. Además, es relevante considerar que *S. granatensis* podría desempeñar un papel importante como dispersor de semillas, ya que también se ha demostrado su capacidad de dispersar semillas de otras especies de plantas (Rojas-Robles, Stiles & Muñoz-Saba, 2012; Franco-Quimbay & Rojas-Robles, 2015). Por otro lado, con respecto a la observación de la especie de ratón alimentándose

de los frutos de *M. velutina*, no se puede afirmar que actúe como dispersor debido a que las especies de ratones si bien es cierto en algunas ocasiones pueden dispersar semillas, la mayoría de los casos suelen ser depredadores, y el poco conocimiento que se tiene de la interacción de estos animales con *M. velutina* dificulta definir si cumple alguno de los dos roles o incluso ambos (Vélez-García & Pérez-Torres, 2010; Gili-Serrat, 2012; Aliaga-Rossel & Moraes, 2014; Zhang, Yan, Dayananda & Cheng, 2024).

Por último, los hallazgos para la interacción de polinización determinaron que dos especies de colibríes *Phaethornis guy*, *Campyloterus hemileucurus*, junto con una abeja del género *Trigona*, fueron los principales polinizadores de *M. velutina* dentro del Parque Nacional Tapantí-Macizo de la Muerte. Estas mismas especies también fueron reportadas en un estudio en el bosque nuboso de Los Ángeles en San Ramón de Alajuela para *M. velutina* (Morera & Granados, 2013). Sin embargo, ese estudio encontró que no solamente estas tres especies polinizaban la planta, sino que se sumaban otras tres especies de colibrí, un ave de la familia Thraupidae y cinco especies de insectos. Las dos especies de colibríes reportadas en el trabajo tienen el pico curvo, pero esto no necesariamente indica que esta característica sea la que determine la interacción de polinización en este caso, ya que la similitud entre la morfología de los picos y las flores no es la única razón por la cual sucede la polinización, puesto que existe evidencia de especies que polinizan flores con una morfología diferente a la de su pico. Otros factores como la recompensa de néctar que recibe el polinizador también es importante, y en este caso podría ser una de las razones por las cuales sucede esta interacción dentro del PNTMM (Sánchez-Londoño, Tuberquia & Parra, 2019).

7.3. Cambios en la composición del sotobosque

En cuanto a la riqueza e índices de diversidad, los resultados indican que no existen diferencias significativas entre los sitios con *M. velutina* y los sitios sin *M. velutina*. Sin embargo, sí se encontró que los valores de riqueza y diversidad fueron mayores en aquellas parcelas con ausencia de la especie invasora. Esto coincide con los hallazgos del estudio realizado en el centro-sur de Chile por Fuentes-Ramírez, Pauchard, Marticorena & Sánchez (2010) en el cual la riqueza y la diversidad fueron más altas en aquellos sitios donde la especie invasora *Acacia dealbata* no estaba presente. De modo que resulta evidente cómo la llegada de especies exóticas

como *M. velutina* pueden causar alteraciones a nivel ecosistémico a través de la modificación de las comunidades vegetales, afectando directamente la diversidad presente en ellas (Renault et al., 2022; Ghoziladeh et al., 2024). A pesar de que todos los índices determinaron una mayor diversidad en los sitios sin *M. velutina*, se observó cómo el índice de diversidad de Margalef presentó una cercanía mayor en cuanto a los intervalos de confianza de cada uno, esto podría verse influenciado por el hecho de que este índice evalúa la diversidad tomando en cuenta la riqueza de los sitios. En cambio, los índices de Shannon-Wiener y Simpson no se basan solamente en riqueza, sino que estiman la diversidad tomando en cuenta la equitatividad y dominancia de las especies respectivamente, y esto deriva en pequeñas diferencias (Fernández-Betancourt, Blanco-Imbert, Cintra-Arencibia, Leyva-Miguel & Matos-Rodriguez, 2020).

Mediante los índices de similitud de Jaccard, Sorensen y Morisita se demuestra que la composición de especies del sotobosque es significativamente diferente entre los sitios con y sin *M. velutina*, lo que indica que las especies presentes en los sitios sin la especie invasora difieren de las que se encuentran en los sitios donde está presente. Bakacsy & Szepesi (2024) encontraron una situación similar con la especie invasora *Pinus nigra*, la cual afectó negativamente la composición y el patrón de las especies en el sotobosque, de manera que la distribución espacial de las plantas de sotobosque variaba en presencia de *P. nigra*, además la diversidad de especies era mayor en los lugares donde solo había plantas nativas. Esto último coincide con los resultados obtenidos en el sitio de muestreo dentro del PNTMM. Estas disimilitudes en la composición del sotobosque resultan preocupantes debido a que *M. velutina* podría estar desplazando especies de plantas nativas, puesto que las especies exóticas invasoras suelen tener el potencial para desplazar especies nativas debido a la competencia por recursos que la presencia de estas supone para las demás. Además, en el caso de *M. velutina* al tener una reproducción muy agresiva en zonas de claros podría tener un impacto negativo mucho mayor en estos sitios, ya que la competencia suele afectar más en hábitats alterados por actividades antropogénicas, tal y como es el caso de la línea de transmisión que cruza el PNTMM (Ramírez-Albores & Aramburú, 2017; Pyšek, Blackburn, García-Berthou, Perglová & Rabitsch, 2017; Gulzar, Ahmad, Hassan, Rashid & Ahmad-Khuroo, 2024; Joshi, Sundriyal, Khatri & Arya; 2024).

Como se pudo observar en los resultados, la mayoría de las parcelas con presencia de *M. velutina* se distribuyen en zonas donde la cobertura del dosel es menor, mientras que las variables de temperatura y humedad no fueron muy determinantes con respecto a la distribución de la especie. Esto tiene mucho sentido puesto que esta especie invasora tiende a incrementar su abundancia y propagarse fácilmente cuando la apertura del dosel es mayor. Por lo tanto, se asocia con bosques secundarios y áreas abiertas, donde las condiciones de luminosidad son muy favorables para su desarrollo (Avalos et al., 2021). Asimismo, debido a este comportamiento de la planta de aprovechar la disponibilidad de luz, es posible que llegue a beneficiarse de los claros en el bosque y su crecimiento exponencial tendría un impacto negativo sobre la regeneración de las especies nativas que actúan como pioneras en las primeras etapas de sucesión (Bastías-Aguilar, 2014).

A partir de los hallazgos del estudio realizado en el PNTMM, se logra comprobar la hipótesis de investigación. La especie *Musa velutina* se ha adaptado a las condiciones del ecosistema en el área de estudio, mostrando una alta abundancia relativa en el sitio y evidenciando interacciones planta-animal con especies polinizadoras y dispersoras que al parecer influyen en el proceso de colonización de esta planta. Así mismo, los resultados sugieren cambios en la composición de especies de sotobosque donde *M. velutina* está presente.

8. Conclusiones

Musa velutina es la especie con mayor abundancia dentro del área de uso público del Parque Nacional Tapantí-Macizo de la Muerte, superando en número de individuos a todas las especies nativas evaluadas en este estudio. A su vez, *Heliconia tortuosa* es la especie que mayor competencia representa para *M. velutina* ya que ambas especies suelen ser muy dominantes y la primera se adapta bien a las condiciones de luz en las que crece la segunda.

La especie invasora reduce fuertemente su abundancia en lugares donde existe una cobertura de dosel elevada, esto deja en evidencia que la luminosidad es un factor importante para su desarrollo y establecimiento, por lo que la línea de transmisión ubicada dentro del parque podría considerarse un lugar óptimo para su desarrollo, facilitando el movimiento de la especie hacia zonas más aisladas del área silvestre protegida.

La capacidad de *M. velutina* para producir inflorescencias y frutos poco tiempo después de su establecimiento, así como su eficacia para propagarse asexualmente son características que facilitan su proceso de colonización en diversas áreas del parque.

El éxito de *Musa velutina* en su proceso de colonización se debe en gran parte a las interacciones planta-animal ya establecidas, tanto para la polinización como para la dispersión de semillas. Los monitoreos realizados mediante cámaras trampa y observación directa evidenciaron que la ardilla *Sciurus granatensis* actúa como el principal dispersor potencial de esta especie, mientras que el colibrí *Phaethornis guy* se identificó como su principal polinizador. Además, los frutos maduros de la especie son muy apetecidos por *Nasua narica*.

Los análisis de riqueza, diversidad y similitud demuestran que *Musa velutina* genera cambios negativos en el ecosistema del Parque Nacional Tapantí-Macizo de la Muerte, disminuyendo la diversidad dentro de la comunidad de plantas que componen el sotobosque. Y también generando cambios significantes en la composición de especies que se encuentran en el sotobosque a través del desplazamiento de especies nativas.

9. Recomendaciones

Se recomienda realizar estudios que analicen el comportamiento y las interacciones planta-animal de esta especie en sitios fuera del PNTMM, con el propósito de conocer cómo las condiciones ambientales fuera de áreas protegidas influyen en el desarrollo de la planta y determinar si varían las especies de fauna que interactúan con ella.

Evaluar por medio de un RDA más variables ambientales en el PNTMM, que permitan explicar con otras variables adicionales la abundancia de *Musa velutina*. Esto contribuiría a tener conocimiento de cuáles variables son las que influyen más fuertemente sobre la especie. Se pueden evaluar aspectos como pendiente y distancia desde el camino más cercano.

Estudiar de manera más detallada el comportamiento de la ardilla *Sciurus granatensis* para verificar su rol como dispersor de semillas de *M. velutina*, monitorear los frutos que quedan dispuestos sobre ramas y cavidades en el bosque por medio de cámaras trampa puede determinar si esta especie consume los frutos en el futuro.

Es necesario estudiar la dispersión de *M. velutina* en épocas donde hay presencia de frutos maduros, con el propósito de generar más información sobre las especies de fauna que consumen sus frutos. Además, es importante llevar a cabo un experimento con frutos maduros tanto dentro como fuera del bosque, con racimos maduros colocados a nivel del suelo y otros a una altura media que se asemeje al tamaño promedio que alcanzan las plantas de esta especie.

Investigar más a fondo los cambios en la composición del sotobosque mediante la categorización de las especies según su grupo ecológico (Heliófitas efímeras, heliófitas durables, esciófitas) para evaluar sobre cuál grupo de plantas tiene más impacto negativo *M. velutina* y tener una noción de las especies a las que podría estar desplazando. Además, es importante analizar cambios en la regeneración solamente tomando en cuenta sitios de claros en el bosque, ya que en estas zonas es donde más agresivo resulta su crecimiento.

Definir posibles medidas de manejo y control de *M. velutina* en el PNTMM para evitar que la especie siga generando impactos sobre la flora nativa y que esta se siga movilizandohacia las profundidades del área protegida.

10. Referencias

- Aliaga-Rossel, E., & Moraes, M. (2014). Mamíferos consumidores de frutas y semillas de la chonta (*Astrocaryum gratum*, Arecaceae) en bosques submontanos y aluviales de Bolivia. *Ecología en Bolivia*, 49(2), 98-103.
- Álvarez, T. A. A., Sarabia, M. S., & Rosales, M. D. L. L. M. (2013). Alimentación del coati *Nasua narica*, en la comunidad de las Ánimas, Municipio de Chapa de Mota, Estado de México, México. *Revista de zoología*, (24), 16-26.
- Alves Burgos, L. A. (2017). Determinación del grado de invasividad de especies exóticas en Chile: una aproximación desde el nicho climático de las especies [Tesis de Maestría, Universidad de Chile].
- Amador-del Ángel, L. E., Endañú-Huerta, E., López-Contreras, J. E., Wakida-Kusunoki, A. T., Guevara-Carrió, E., & Brito-Pérez, R. (2015). Fauna exótica establecida e invasora en el Área de Protección de Flora y Fauna Laguna de Términos, Campeche: estado actual,

- impactos, necesidades y perspectivas. *Problemas contemporáneos regionales del sureste mexicano. El caso del estado de Campeche*, 234-279.
- Arana, A., Campos, J. J., Villalobos, R., & Días, A. (2009). Cambios en el uso de la tierra en el área colindante al Parque Nacional Tapantí-Macizo de la Muerte: Caracterización de posibles causas. *Gestión Integrada de Recursos Naturales a Escala de Paisaje*. <https://repositorio.catie.ac.cr/handle/11554/11761>
- Avalos, G., Chacón-Madrigal, E., & Artavia-Rodríguez, L. G. (2021). Invasive plants of Costa Rica current status and research opportunities. *Invasive Alien Species: Observations and Issues from Around the World*, 4, 57-76.
- Bakacsy, L., & Szepesi, Á. (2024). A case study on the early stage of *Pinus nigra* invasion and its impact on species composition and pattern in Pannonic sand grassland. *Scientific Reports*, 14(1), 5125. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-55811-1>
- Balderama, E., Schoenberg, F. P., Murray, E., & Rundel, P. W. (2012). Application of branching models in the study of invasive species. *Journal of the American Statistical Association*, 107(498), 467-476. <https://doi.org/10.1080/01621459.2011.641402>
- Banerjee, O., Cicowiez, M., Vargas, R., Molina-Pérez, E., Bagstad, K. J., & Malek, Ž. (2024). The economics of decarbonizing Costa Rica's agriculture, forestry and other land uses sectors. *Ecological Economics*, 218, 108115.
- Baptiste-Espinosa, M. P., Ochoa-Quintero, J. M., Gómez García-Reyes, C., Rueda-García, A. M., y Lasso, C. A. (2022). El pez basa, panga o pangasius, *Pangasianodon hypophthalmus* (Sauvage, 1878) (Siluriformes: Pangasiidae) en Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. <https://doi:10.21068/D2021P.hypophthalmus>
- Bassey Obeten, U., Benjamin Ayua, A., Louis Aneshie, N., Cassidy Etta, A., Michael Obun, E., Ojong, A. A., Sam Edet, I., Edung Etim, A., & Nkanu Onnoghen, U. (2024). Wildlife conservation society's activities and biodiversity conservation in protected areas in cross

river state, Nigeria. *Journal for Nature Conservation*, 78, 126575.
10.1016/j.jnc.2024.126575

Bastías Aguilar, I. C. (2014). Composición y cobertura de helechos claros de bosque y su potencial aplicación en restauración ecológica en el sector de Plazoleta El Yunque, Isla Robinson Crusoe, Archipiélago de Juan Fernández, Chile. Recuperado de:
<https://repositorio.uchile.cl/handle/2250/147852>

Bazzichetto, M., Malavasi, M., Bartak, V., Acosta, A. T. R., Rocchini, D., & Carranza, M. L. (2018). Plant invasion risk: A quest for invasive species distribution modelling in managing protected areas. *Ecological Indicators*, 95, 311-319.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.07.046>

Bernard, F., de Groot, R. S., & Campos, J. J. (2009). Valuation of tropical forest services and mechanisms to finance their conservation and sustainable use: A case study of Tapantí National Park, Costa Rica. *Forest Policy and Economics*, 11(3), 174-183.
<https://doi.org/10.1016/j.forpol.2009.02.005>

Brancatelli GIE, Zalba SM (2018) Vector analysis: a tool for preventing the introduction of invasive alien species into protected areas. *Nature Conservation* 24: 43–63.
<https://doi.org/10.3897/natureconservation.24.20607>

Burbano, D. V., Valdivieso, J. C., Izurieta, J. C., Meredith, T. C., & Ferri, D. Q. (2022). “Rethink and reset” tourism in the Galapagos Islands: Stakeholders' views on the sustainability of tourism development. *Annals of Tourism Research Empirical Insights*, 3(2), 100057.
<https://doi.org/10.1016/j.annale.2022.100057>

Burger, J., & Gochfeld, M. (1992). Effect of group size on vigilance while drinking in the coati, *Nasua narica* in Costa Rica. *Animal Behaviour*, 44(6), 1053-1057.
[https://doi.org/10.1016/S0003-3472\(05\)80317-3](https://doi.org/10.1016/S0003-3472(05)80317-3)

Cabrera Hernández, R. (2016). VULNERABILIDADES DE LA COMUNIDAD DE ANFIBIOS DEL PARQUE NACIONAL TAPANTÍ-MACIZO DE LA MUERTE

ANTE ESCENARIOS DEL CAMBIO CLIMÁTICO EN COSTA RICA. [Tesis de Maestría, Universidad Nacional de Costa Rica].

- Calderón, M. M., Ávila, E. B., Chaves, A. L., Jiménez, E. C., & Lozano, C. B. (2022). Anthropization in buffer zones of protected areas. *Annals of Tourism Research Empirical Insights*, 3(2), 100072. <https://doi.org/10.1016/j.annale.2022.100072>
- Cáliz-García, J., Oyuela-Andino, O., Argueta, I. J., & Ferrufino-Acosta, L. (2023). Anotaciones sobre interacciones ecológicas en el Refugio de Vida Silvestre Barras de Cuero y Salado, Honduras. *Portal de la Ciencia*, 1(18), 70-82. <https://doi.org/10.5377/pc.v1i18.16094>
- Cárdenas-Toro, J., Baptiste, M. P., Ramírez, W., Aguilar-Garavito. (2015). *Herramienta para la gestión de áreas afectadas por invasiones biológicas en Colombia*. (Vol. 1). Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Carvajal, E., Gutiérrez, D., & Ledesma, R. (2020). Plantas exóticas naturalizadas con potencial de invasoras en zonas periurbanas del Alta Amazonia Ecuatoriana. *Ciencia y Tecnología*, 13(1), 69-79. <https://doi.org/10.18779/cyt.v13i1.354>
- Carvajal, V. (2020). Importancia de las abejas como polinizadores.
- CHEN, G., ZHANG, C., MA, L., QIANG, S., Silander, J. A., & Qi, L. L. (2013). Biotic Homogenization Caused by the Invasion of *Solidago canadensis* in China. *Journal of Integrative Agriculture*, 12(5), 835-845. [https://doi.org/10.1016/S2095-3119\(13\)60302-0](https://doi.org/10.1016/S2095-3119(13)60302-0)
- Chu, Q., Liu, Y., Peng, C., Zhang, Y., Cernava, T., Qiong, L., Zhou, Y., Ali-Siddiqui, J., Imran-Ghani, M., Wang, Q., Liu, Y., & Chen, X. (2024). Invasive alien plants in the Qinghai-Tibetan Plateau (China): Current state and future predictions. *Ecological Indicators*, 166, 112488. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2024.112488>
- Claire-Herrera, A. J., Serrudo, V., Blanco, L., Echazu, Y. C., Flores-Méndez, D. N., Aguirre, E., ... & Pacheco, L. F. (2020). Frecuencia de los síndromes de dispersión de semillas en un gradiente altitudinal de valle interandino en Bolivia. *Ecología en Bolivia*, 55(3), 173-209.

- Consejo Superior de Investigaciones Científicas [CSIC]. (Eds). (2008). *Invasiones biológicas*.
- Costa, M. C. (2023). Pináceas invasoras en ambientes altoandinos del Noroeste patagónico [Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional del Comahue, Centro Regional Universitario Bariloche].
- Damascos, M. A., & Rapoport, E. H. (2002). Diferencias en la flora herbácea y arbustiva entre claros y áreas bajo dosel en un bosque de *Nothofagus pumilio* en Argentina. *Revista chilena de historia natural*, 75(3), 465-472. <http://dx.doi.org/10.4067/S0716-078X2002000300001>
- De Faria, H. D. (1993). Elaboración de un procedimiento para medir la efectividad de manejo de áreas silvestres protegidas y su aplicación en dos áreas protegidas de Costa Rica [Tesis de Maestría, Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza]. <https://repositorio.catie.ac.cr/handle/11554/1618>
- de Oliveira Pellegrini, M. O., & Forzza, R. C. (2017). Synopsis of *Commelina* L. (Commelinaceae) in the state of Rio de Janeiro, reveals a new white-flowered species endemic to Brazil. *PhytoKeys*, (78), 59. doi: 10.3897/phytokeys.78.11932
- Decreto Ejecutivo 34433 de 2008 [Ministerio de Ambiente y Energía]. Reglamento a la Ley de Biodiversidad. 11 de marzo de 2008.
- Deeley, B., & Petrovskaya, N. (2022). Propagation of invasive plant species in the presence of a road. *Journal of Theoretical Biology*, 548, 111196. <https://doi.org/10.1016/j.jtbi.2022.111196>
- Delgado-Martínez, G. (2020). Estructura, composición florística y diversidad de especies del humedal llanura costera, Refugio Nacional de Vida Silvestre mixto Gandoca–Manzanillo, Limón, Costa Rica.
- Dudley, N. (2008). Directrices para la aplicación de las categorías de gestión de áreas protegidas. IUCN.

- Espinal Aquino, L. K. (2018). Influencia de la calidad de semilla vegetativa en la producción de plátanos (*Musa sp.*) variedad isla. <http://repositorio.undac.edu.pe/handle/undac/592>
- Fernández Betancourt, I., Blanco Imbert, A., Cintra Arencibia, M., Leyva Miguel, I., & Matos Rodríguez, Y. (2020). Diversidad y estructura horizontal del bosque xerofítico del sitio Los Cerezos en la Zona Semiárida de Guantánamo. *Cub@: Medio Ambiente Y Desarrollo*, 20(39). Recuperado a partir de <https://cmad.ama.cu/index.php/cmاد/article/view/261>
- Franco-Quimbay, J., & Rojas-Robles, R. (2015). Frugivoría y dispersión de semillas de la palma *Oenocarpus bataua* en dos regiones con diferente estado de conservación. *Actualidades Biológicas*, 37(102), 273-285.
- Fuentes-Ramírez, A., Pauchard, A., Marticorena, A., & Sánchez, P. (2010). Relación entre la invasión de *Acacia dealbata* Link (Fabaceae: Mimosoideae) y la riqueza de especies vegetales en el centro-sur de Chile. *Gayana. Botánica*, 67(2), 188-197. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-66432010000200004>
- Gamboa-Badilla, N. (2023). Informe final de actividad de fortalecimiento de investigación: Necesidades de investigación en especies invasoras en ASP del ACC. Instituto Tecnológico de Costa Rica, Vicerrectoría de Investigación y Extensión, Dirección de Proyectos.
- García Cardesín, É. (2016). Estudiando las invasiones biológicas: un trabajo experimental con "*Carpobrotus edulis*". Universidade da Coruña. <http://hdl.handle.net/2183/13836>
- Gastezzi-Arias, P., Alvarado-García, V., & Pérez-Quezada, J. (2023). Las Turberas de Altura del Parque Nacional Tapantí en Costa Rica: Caracterización e Importancia del Suelo Turboso. *REVISTA TERRA LATINOAMERICANA*, 41. <https://doi.org/10.28940/terra.v41i0.1758>
- Genes, L., & Dirzo, R. (2022). Restoration of plant-animal interactions in terrestrial ecosystems. *Biological Conservation*, 265, 109393. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109393>

- Gholizadeh, H., Rakotoarivony, M. N. A., Hassani, K., Johnson, K. G., Hamilton, R. G., Fuhlendorf, S. D., Schneider, F. D., & Bachelot, B. (2024). Advancing our understanding of plant diversity-biological invasion relationships using imaging spectroscopy. *Remote Sensing of Environment*, 304, 114028. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2024.114028>
- Gili Serrat, S. (2012). El riesgo de depredación y la competencia intraespecífica alteran el comportamiento de dispersión de semillas por parte de roedores.
- Goldar, X. L., & Núñez, F. A. L. (2014). La evolución en la polinización: orígenes e hipótesis actuales. *Dep. Legal: C*, 26-2014.
- Gulzar, R., Ahmad, R., Hassan, T., Rashid, I., & Khuroo, A. A. (2024). Environmental and anthropogenic drivers of invasive plant diversity and distribution in the Himalaya. *Ecological Informatics*, 81, 102586. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2024.102586>
- Hammel, B. E., M. H. Grayum, C. Herrera & N. Zamora (eds.). (2003). Manual de Plantas de Costa Rica. Vol. II: Monocotiledóneas (Agavaceae-Musaceae). *Monogr. Syst. Bot. Missouri Bot.* 92: 1-694.
- Hernández Benalcázar, H. (2016). Recuperación de un ecosistema perturbado en el cerro El Castillo del Bosque Protector Mindo Nambillo. *Siembra*, 3(1), 83-90. <https://doi.org/10.29166/siembra.v3i1.263>
- Hernández-Moreno, Á, Echeverría, C., Sotomayor, B., & Soto, D. P. (2021). Relationship between anthropization and spatial patterns in two contrasting landscapes of Chile. *Applied Geography*, 137, 102599. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2021.102599>
- Hoyos, D. A. G., Méndez, J., González, E., Corrales, K. J., Fallas, R., Méndez, A., ... & Maya, J. F. G. (2022). Investigación participativa y conservación de especies amenazadas en dos áreas silvestres protegidas de la cuenca del río Cotón, Costa Rica. *UNED Research Journal*, 14(S1), e3879-e3879.

- Hulme, P. E. (2021). Unwelcome exchange: International trade as a direct and indirect driver of biological invasions worldwide. *One Earth*, 4(5), 666-679. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2021.04.015>
- Hulme, P. E. 2018. Protected land: Threat of invasive species. *Science* 361: 561-562. <https://doi.org/10.1126/science.aau3784>
- Iannella, M., Biondi, M., & Serva, D. (2024). Functional connectivity and the current arrangement of protected areas show multiple, poorly protected dispersal corridors for the Eurasian lynx. *Biological Conservation*, 291, 110498. [10.1016/j.biocon.2024.110498](https://doi.org/10.1016/j.biocon.2024.110498)
- Instituto de Desarrollo Rural de Costa Rica [INDER], (2014). Informe de Caracterización Integral Básica Territorio Turrialba-Jiménez.
- Jara Guerrero, A. K. (2014). *Ecología de la dispersión de plantas en los bosques secos del suroccidente Ecuatoriano* (Doctoral dissertation, Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos).
- Jiménez, D. T. O., Sierra, C. L. J., Ramírez, J. S., Calva, P. C., Cámara, A. M. B. S., Dávalos, L. I. I., & Rubio, A. O. (2015). La importancia de las áreas naturales protegidas en nuestro país. *Las áreas naturales protegidas y la investigación científica en México*.
- Jones, K. R., Venter, O., Fuller, R. A., Allan, J. R., Maxwell, S. L., Negret, P. J., & Watson, J. E. (2018). Response. *Science* 361: 562. <https://doi.org/10.1126/science.aau7317>
- Joshi, V. C., Sundriyal, R. C., Khatri, K., & Arya, D. (2024). Unveiling the ecological alarm: People's perception towards exploring the impact of invasive plants on biodiversity and ecosystem services in the Western Himalaya. *Environmental Challenges*, 16, 100997. <https://doi.org/10.1016/j.envc.2024.100997>
- 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.

- Lemes, P., Barbosa, F. G., Naimi, B., & Araújo, M. B. (2022). Dispersal abilities favor commensalism in animal-plant interactions under climate change. *Science of The Total Environment*, 835, 155157. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155157>
- León Alfaro, Y., & Reyes Chaves, J. (2018). Delimitación y descripción biofísica de dos turberas y de una laguna endorreica en el sector Salsipuedes-Cerro Asunción, Parque Nacional Tapantí-Macizo de la Muerte, Costa Rica. *Cuadernos de Investigación UNED*, 10(1), 221-226. <http://dx.doi.org/10.22458/urj.v10i1.2030>
- Ley 7554 de 1998. Ley Orgánica del Ambiente. 27 de mayo de 1998.
- Ley 7788 de 1998. Ley de Biodiversidad. 23 de abril de 1998.
- Liebhold, A. M., Brockerhoff, E. G., Kalisz, S., Nuñez, M. A., Wardle, D. A., & Wingfield, M. J. (2017). Biological invasions in forest ecosystems. *Biological Invasions*, 19(11), 3437-3458. <https://doi:10.1007/s10530-017-1458-5>
- Lizarralde, M. (2016). Especies exóticas invasoras (EEI) en Argentina: categorización de mamíferos invasores y alternativas de manejo. *Mastozoología neotropical*, 23(2), 267-277.
- Marín-Cabrera, M. (2022). Participación social y desarrollo humano en tres áreas silvestres protegidas de Costa Rica. *Revista de Ciencias Ambientales*, 56(2), 175-193.
- Mora, R. H. (2011). *Propuesta Plan de Turismo Sostenible Parque Nacional Tapantí-Macizo de la Muerte* (Doctoral dissertation, Universidad Nacional).
- Morera, B. Granados, A. I. (2013). Distribución y abundancia de Musa velutina en un bosque nuboso, Ángeles de San Ramón, Alajuela, Costa Rica. *Boletín de la Red Latinoamericana para el Estudio de Especies Invasoras Volumen 3, número 1 Noviembre 2013*, 3(1).
- Morera, C., Avendaño, D., & Zúñiga, A. (2005). Fragmentación del paisaje y corredores biológicos en el Parque Nacional Piedras Blancas, Costa Rica. *Memoria X Encuentro de Geógrafos da América Latina*, 255.

- Morera-Chacón, B. H. (2015). Distribución potencial de *Musa velutina* (Musaceae) en las áreas silvestres protegidas de Costa Rica. *Revista Geográfica de América Central*, 1(54), 171-181. <https://doi.org/10.15359/rgac.1-54.8>
- Morera-Chacón, B., Jiménez-Castro, J. E., & Steinbacher, P. (2020). *Musa velutina* (Musaceae): aspectos ecológicos que han favorecido su dispersión en ecosistemas naturales. *InterSedes: Revista de las Sedes Regionales*, 21(43), 210-219.
- Murray, K. G., Kinsman, S., & Bronstein, J. L. (2014). Interacciones planta-animal. *Monteverde: ecología y conservación de un bosque nuboso tropical. Bowdoin's Scholars' Bookshelf. Book*, 3, 376-470.
- Olivera, J. M., & Riaño, M. E. (2020). Monitoreo de especies exóticas invasoras del bosque nativo de Uruguay mediante sensoramiento remoto. *Montevideo: MGAP*.
- Olvera Juez, J. A. (2021). *Evaluación del riesgo de invasión de mamíferos terrestres introducidos en áreas protegidas del Ecuador Continental* (Bachelor's thesis, Facultad de Ciencias Naturales. Universidad de Guayaquil). <https://repositorio.ug.edu.ec/server/api/core/bitstreams/5bca6cad-ed72-4223-8a54-96228f104f48/content>
- Orta-Pineda, G., Abella-Medrano, C. A., Suzán, G., Serrano-Villagrana, A., & Ojeda-Flores, R. (2021). Effects of landscape anthropization on sylvatic mosquito assemblages in a rainforest in Chiapas, Mexico. *Acta Tropica*, 216, 105849. <https://doi.org/10.1016/j.actatropica.2021.105849>
- Paganelli, D., Reino, L., Capinha, C., & Ribeiro, J. (2021). Exploring expert perception of protected areas' vulnerability to biological invasions. *Journal for Nature Conservation*, 62, 126008. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2021.126008>
- Patzi-Mamani, W. E., Gutierrez-Quino, E. M., Aliaga Rodríguez, A. E., Choque-Pardo, B. C., Luna Herbozo, N. J., Paton Mamani, G. C., & Gallegos, S. C. (2023). Densidad y patrones de distribución de *Dicksonia karsteniana* y otros helechos arbóreos en un bosque montano de Yungas, Bolivia. *Ecología en Bolivia*, 58(1), 24-28.

- Pauchard, A., & Jiménez, A. (2010). Invasiones de plantas exóticas en áreas protegidas: entendiendo un proceso. *Revista Parques, 1*, 1-9.
- Perea, R., San Miguel, A., & Gil, L. (2014). Interacciones planta-animal en la regeneración de *Quercus pyrenaica*: ecología y gestión. *Ecosistemas, 23*(2), 18-26.
- Pérez, A. C. (2023). Dispersión de semillas por mamíferos en bosques y selvas mexicanas (Tesis doctoral, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla).
- Pérez, J. E., Gómez, J. A., Alfonsi, C., Nirchio, M., & Muñoz, C. (2010). ¿Cómo una especie exótica se convierte en invasora?. *Tecnociencia, 12*(1), 103-118.
- Philippe, J. (2004). La problemática de las especies vegetales invasoras en las Antillas: el caso de Martinica. *Vegueta: Anuario de la Facultad de Geografía e Historia*.
- Pyšek, P., Blackburn, T. M., García-Berthou, E., Perglová, I., & Rabitsch, W. (2017). Displacement and local extinction of native and endemic species. *Impact of biological invasions on ecosystem services*, 157-175. https://doi.org/10.1007/978-3-319-45121-3_10
- Quijano Abril, M. A., & de Ciencias Exactas, A. C. (2016). Flora del Oriente Antioqueño: Biodiversidad, ecología y estrategias de conservación. <https://repositorio.accefyn.org.co/handle/001/111>
- Ramírez-Albores, J. E. R. (2017). De Suramérica para México, la invasión de la cotorra argentina (*Myopsitta monachus* Boddaert, 1783). *Revista Biodiversidad Neotropical, 7*(2), 86-97.
- Renault, D., Hess, M. C., Braschi, J., Cuthbert, R. N., Sperandii, M. G., Bazzichetto, M., ... & Massol, F. (2022). Advancing biological invasion hypothesis testing using functional diversity indices. *Science of the Total Environment, 834*, 155102. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155102>

- Richardson, D. M., & Pyšek, P. (2013). Plant Invasions. In *Encyclopedia of Biodiversity: Second Edition* (Vol. 6, pp. 90–102). Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-384719-5.00319-1>
- Rojas-Robles, R., Gary Stiles, F., & Muñoz-Saba, Y. (2012). Frugivoría y dispersión de semillas de la palma *Oenocarpus bataua* (Arecaceae) en un bosque de los Andes colombianos. *Revista de Biología Tropical*, 60(4), 1445-1461.
- Rojas-Rodríguez, F., Bermúdez, G., y Jiménez, Q. (2006). *Plantas Ornamentales del Trópico*. Cartago, Costa Rica: Editorial Tecnológica de Costa Rica.
- Román-Valencia, C., Nieto, M. D. P. S., & Marín, G. D. G. (2024). Composición y diversidad de la flora vascular en tres coberturas vegetales de la reserva Mirador-Recreo, zona occidental de la cordillera Central, Andes de Colombia. *Boletín Científico Centro de Museos Museo de Historia Natural*, 28(1), 13-30. [10.17151/bccm.2024.28.1.1](https://doi.org/10.17151/bccm.2024.28.1.1)
- Rybar, J., Bosela, M., Marcis, P., Ujházyová, M., Polt'ák, D., Hederová, L., & Ujházy, K. (2023). Effects of tree canopy on herbaceous understorey throughout the developmental cycle of a temperate mountain primary forest. *Forest Ecology and Management*, 546, 121353. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.121353>
- Saavedra, A. S. (2012). El género *Piper* (Piperaceae) como indicador de estados de sucesión y de perturbación en fragmentos de bosque seco tropical en el piedemonte de Cali, Colombia. *Programa de Biología, Universidad del Valle, Santiago de Calí, Colombia*.
- Sabu, M., Joe, A., & Sreejith, P. E. (2013). *Musa velutina* subsp. *markkuana* (Musaceae): a new subspecies from northeastern India. *Phytotaxa*, 92(2), 49-54.
- Sánchez-Brenes, R. J., & Monge, J. (2021). Períodos de actividad y dieta de *Dasyprocta punctata* (Gray, 1842)(Rodentia; Dasyproctidae) en agroecosistemas con café, San Ramón, Costa Rica. *Acta zoológica mexicana*, 37. <https://doi.org/10.21829/azm.2021.3712346>
- Sánchez-Brenes, R., & Monge-Meza, J. (2024). Papel de los mamíferos silvestres en la dispersión de semillas y en la cadena alimentaria de agroecosistemas de café en Costa Rica. *UNED Research Journal*, 16, e5128.

- Sánchez-Londoño, J. D., Tuberquia, D. J., & Parra, J. L. (2019). Estudios en biodiversidad del Alto de San Miguel. *Journal of Chemical Information and Modeling*, 53(9).
- Sandoz, M. A. M., & Román, G. J. (2016). Efecto del cambio climático sobre las interacciones planta-animal y sus consecuencias sobre los ecosistemas. *Biocenosis*, 30(1-2).
- Sanguinetti, J., Buria, L., Malmierca, L., Valenzuela, A. E., Núñez, C., Pastore, H., ... & Chehébar, C. (2014). Manejo de especies exóticas invasoras en Patagonia, Argentina: Priorización, logros y desafíos de integración entre ciencia y gestión identificados desde la Administración de Parques Nacionales. *Ecología austral*, 24(2), 183-192.
- Shackleton, R. T., Foxcroft, L. C., Pyšek, P., Wood, L. E., & Richardson, D. M. (2020). Assessing biological invasions in protected areas after 30 years: Revisiting nature reserves targeted by the 1980s SCOPE programme. *Biological Conservation*, 243, 108424. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108424>
- Sheela, V.L. (2008). *Flowers for Trade*. New India Publishing Agency. New Delhi, India. Págs. 369.
- Sistema Nacional de Áreas de Conservación [SINAC], (2014). Plan de Manejo del Parque Nacional Tapantí Macizo de la Muerte.
- Sistema Nacional de Áreas de Conservación [SINAC], (2016). Plan General de Manejo del Parque Nacional Barbilla.
- Sistema Nacional de Información Territorial [SNIT]. (2024). Zonas de vida.
- Sol, D. (2014). Claves del éxito de las especies invasoras. *Especies Exóticas Invasoras. Ambienta*. 109, 4-13.
- Soley, F. G., & Alvarado-Díaz, I. (2011). Prospective thinking in a mustelid? *Eira barbara* (Carnivora) cache unripe fruits to consume them once ripened. *Naturwissenschaften*, 98, 693-698. DOI 10.1007/s00114-011-0821-0
- UICN (2019). Guía para la planificación y gestión de especies invasoras en islas. Cambridge, Reino Unido y Gland, Suiza: UICN. Viii, 43 p.

- Vardarman, J., Berchová-Bímová, K., & Pěkníková, J. (2018). The role of protected area zoning in invasive plant management. *Biodiversity and Conservation*, 27, 1811-1829. <https://doi.org/10.1007/s10531-018-1508-z>
- Vélez-García, F., & Pérez-Torres, J. (2010). Remoción de semillas por roedores en un fragmento de bosque seco tropical (Risaralda-Colombia). *Revista MVZ Córdoba*, 15(3), 2223-2233.
- Vilà, M., Roura-Pascual, N., Andreu, J., González-Moreno, P., & Sol, D. (2013). Introducción de especies invasoras. *Conservar Aprovechando*, 55.
- Villalobos, I. (2000). Áreas naturales protegidas: instrumento estratégico para la conservación de la biodiversidad. *Gaceta Ecológica*, (54), 24-34.
- Villanueva-Espinoza, R., & Condo, F. (2019). Sinopsis de la familia Acanthaceae en el Perú. *Revista Forestal del Perú*, 34(1), 21-40. <http://dx.doi.org/10.21704/rfp.v34i1.1282>
- Villegas, S. (2022). Nuevos registros en la dieta de nueve especies de aves neotropicales de Costa Rica. *Zeledonia*, 26(2), 57-64.
- Wang, C., Yu, Y., Cheng, H., & Du, D. (2022). Which factor contributes most to the invasion resistance of native plant communities under the co-invasion of two invasive plant species?. *Science of the Total Environment*, 813, 152628. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152628>
- Yang, L., Bian, C., Pan, S., Chen, W., Zeng, J., Xu, H., & Gu, T. (2023). Assessing the conservation effectiveness of the World's protected areas: A habitat quality and human activities perspective. *Journal of Cleaner Production*, 431, 139772. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.139772>
- Zhang, J., Yan, X., Dayananda, B., Cheng, J., & Luo, Y. (2024). Frequency-dependent seed selection by rodents: Response to seed tannins and sizes. *Global Ecology and Conservation*, 54, e03073. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2024.e03073>

Zhao, C., Su, S., Gong, Z., Lv, C., Li, N., Luo, Q., Zhou, X., & Li, S. (2023). Effectiveness of protected areas in the Three-river Source Region of the Tibetan Plateau for biodiversity and ecosystem services. *Ecological Indicators*, 154, 110861. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110861>

11. Anexos

Anexo 1. Familia y hábito de crecimiento de las especies registradas durante el muestreo en el Parque Nacional Tapantí-Macizo de la Muerte.

| Familia | Especie | Estado |
|---------------|-------------------------------------|-----------|
| Acanthaceae | Acanthaceae | Herbáceo |
| Asteraceae | <i>Ageratum conyzoides</i> | Herbáceo |
| Lauraceae | <i>Aiouea costaricensis</i> | Arbóreo |
| Araceae | <i>Alocasia sp</i> | Herbáceo |
| Araceae | <i>Anthurium formosum</i> | Herbáceo |
| Araceae | <i>Anthurium sp</i> | Herbáceo |
| Rubiaceae | <i>Arachnothryx buddleioides</i> | Arbóreo |
| Clusiaceae | <i>Arawakia weddlediana</i> | Arbustivo |
| Primulaceae | <i>Ardisia cf compressa</i> | Arbóreo |
| Cyclanthaceae | <i>Asplundia euryspatha</i> | Arbustivo |
| Cyclanthaceae | <i>Asplundia flavovaginata</i> | Arbustivo |
| Asteraceae | Asteraceae | Herbáceo |
| Arecaceae | <i>Bactris dianaura</i> | Arbóreo |
| Begoniaceae | <i>Begonia convallariodora</i> | Herbáceo |
| Begoniaceae | <i>Begonia cooperi</i> | Herbáceo |
| Gesneriaceae | <i>Besleria notabilis</i> | Herbáceo |
| Urticaceae | <i>Boehmeria cf ramiflora</i> | Herbáceo |
| Marantaceae | <i>Calathea crotalifera</i> | Herbáceo |
| Solanaceae | <i>Cestrum cf cristinae</i> | Arbustivo |
| Solanaceae | <i>Cestrum megalophyllum</i> | Arbustivo |
| Arecaceae | <i>Chamaedorea costaricana</i> | Arbustivo |
| Arecaceae | <i>Chamaedorea tepejilote</i> | Arbustivo |
| Arecaceae | <i>Chamaedorea undulatifolia</i> | Arbustivo |
| Clusiaceae | <i>Chrysochlamys psycotriifolia</i> | Arbóreo |
| Verbenaceae | <i>Citharexylum macradenium</i> | Arbóreo |
| Clusiaceae | <i>Clusia sp</i> | Arbustivo |
| Clusiaceae | <i>Clusia sp 1</i> | Arbustivo |
| Commelinaceae | <i>Commelina obliqua</i> | Herbáceo |

| | | |
|-----------------|-----------------------------------|-----------|
| Costaceae | <i>Costus curvibracteatus</i> | Herbáceo |
| Cyatheaceae | <i>Cyathea sp</i> | Helecho |
| Cyatheaceae | <i>Cyathea sp 1</i> | Helecho |
| Araliaceae | <i>Dendropanax arboreus</i> | Arbóreo |
| Desconocido 1 | Desconocido 1 | Arbustivo |
| Desconocido 2 | Desconocido 2 | Arbustivo |
| Araceae | <i>Dieffenbanchia tonduzii</i> | Herbáceo |
| Gesneriaceae | <i>Drymonia ambonensis</i> | Herbáceo |
| Rubiaceae | <i>Elaeagia glossostipula</i> | Arbóreo |
| Fabaceae | <i>Erythrina gibbosa</i> | Arbustivo |
| Moraceae | <i>Ficus hartwegii</i> | Arbóreo |
| Gesneriaceae | <i>Gasteranthus wendlandianus</i> | Herbáceo |
| Arecaceae | <i>Geonoma sp</i> | Arbustivo |
| Gleicheniaceae | <i>Gleichenella pectinata</i> | Helecho |
| Gesneriaceae | <i>Glossoloma pedunculatum</i> | Arbustivo |
| Gesneriaceae | <i>Glossoloma tetragonum</i> | Arbustivo |
| Meliaceae | <i>Guarea sp</i> | Arbóreo |
| Annonaceae | <i>Guatteria sp</i> | Arbóreo |
| Annonaceae | <i>Guatteria verrucosa</i> | Arbóreo |
| Malvaceae | <i>Hampea appendiculata</i> | Arbóreo |
| Salicaceae | <i>Hasseltia guatemalensis</i> | Arbóreo |
| Chloranthaceae | <i>Hedyosmum costaricense</i> | Arbustivo |
| Heliconiaceae | <i>Heliconia tortuosa</i> | Herbáceo |
| Malvaceae | <i>Hibiscus archeri</i> | Arbustivo |
| Rubiaceae | <i>Hoffmannia congesta</i> | Herbáceo |
| Fabaceae | <i>Inga latipes</i> | Arbóreo |
| Fabaceae | <i>Inga longispica</i> | Arbóreo |
| Fabaceae | <i>Inga oerstediana</i> | Arbóreo |
| Fabaceae | <i>Inga sp 1</i> | Arbóreo |
| Fabaceae | <i>Inga sp 2</i> | Arbóreo |
| Fabaceae | <i>Inga sp 3</i> | Arbóreo |
| Asteraceae | <i>Koanophyllon hylonomum</i> | Arbustivo |
| Sabiaceae | <i>Meliosma vernicosa</i> | Arbóreo |
| Melastomataceae | <i>Miconia aeruginosa</i> | Arbustivo |
| Melastomataceae | <i>Miconia conorufescens</i> | Arbóreo |
| Melastomataceae | <i>Miconia platyphylla</i> | Herbáceo |
| Melastomataceae | <i>Miconia sp</i> | Arbustivo |
| Melastomataceae | <i>Miconia sp 1</i> | Arbóreo |
| Melastomataceae | <i>Miconia sp 2</i> | Arbóreo |
| Melastomataceae | <i>Miconia sp 3</i> | Arbustivo |
| Melastomataceae | <i>Miconia sp 4</i> | Arbustivo |

| | | |
|------------------|---------------------------------|-----------|
| Monimiaceae | <i>Mollinedia costaricensis</i> | Arbustivo |
| Musaceae | <i>Musa velutina</i> | Herbáceo |
| Myrtaceae | <i>Myrcia splendens</i> | Arbustivo |
| Lauraceae | <i>Nectandra reticulata</i> | Arbóreo |
| Nyctaginaceae | <i>Neea psychotrioides</i> | Arbustivo |
| Rubiaceae | <i>Notopleura sp</i> | Herbáceo |
| Lauraceae | <i>Ocotea insularis</i> | Arbóreo |
| Araliaceae | <i>Oreopanax xalapensis</i> | Arbóreo |
| Rubiaceae | <i>Palicourea chiriquensis</i> | Herbáceo |
| Rubiaceae | <i>Palicourea elata</i> | Herbáceo |
| Dipentodontaceae | <i>Perrottetia multiflora</i> | Arbustivo |
| Phytolaccaceae | <i>Phytolacca rivinoides</i> | Herbáceo |
| Urticaceae | <i>Pilea aff ecboliophylla</i> | Herbáceo |
| Urticaceae | <i>Pilea pittieri</i> | Herbáceo |
| Urticaceae | <i>Pilea sp</i> | Herbáceo |
| Urticaceae | <i>Pilea sp 1</i> | Herbáceo |
| Piperaceae | <i>Piper auritum</i> | Herbáceo |
| Piperaceae | <i>Piper peltatum</i> | Herbáceo |
| Piperaceae | <i>Piper sp</i> | Herbáceo |
| Piperaceae | <i>Piper sp 1</i> | Herbáceo |
| Piperaceae | <i>Piper sp 10</i> | Arbustivo |
| Piperaceae | <i>Piper sp 11</i> | Arbustivo |
| Piperaceae | <i>Piper sp 2</i> | Arbustivo |
| Piperaceae | <i>Piper sp 3</i> | Arbustivo |
| Piperaceae | <i>Piper sp 4</i> | Herbáceo |
| Piperaceae | <i>Piper sp 5</i> | Herbáceo |
| Piperaceae | <i>Piper sp 6</i> | Herbáceo |
| Piperaceae | <i>Piper sp 7</i> | Herbáceo |
| Piperaceae | <i>Piper sp 8</i> | Herbáceo |
| Piperaceae | <i>Piper sp 9</i> | Herbáceo |
| Rubiaceae | <i>Posoqueria latifolia</i> | Arbustivo |
| Sapotaceae | <i>Pouteria reticulata</i> | Arbóreo |
| Rubiaceae | <i>Psychotria cf jimenezii</i> | Arbustivo |
| Rubiaceae | <i>Psychotria orosiana</i> | Arbustivo |
| Rubiaceae | <i>Psychotria sp 1</i> | Arbustivo |
| Rubiaceae | <i>Psychotria sp 2</i> | Arbustivo |
| Rubiaceae | <i>Psychotria sp 3</i> | Arbustivo |
| Rubiaceae | <i>Psychotria sylvivaga</i> | Arbustivo |
| Zingiberaceae | <i>Renealmia cernua</i> | Herbáceo |
| Bromeliaceae | <i>Ronnbergia veitchii</i> | Herbáceo |
| Rubiaceae | <i>Rubiaceae sp 1</i> | Arbustivo |

| | | |
|---------------|-----------------------------|-----------|
| Rosaceae | <i>Rubus sp</i> | Herbáceo |
| Actinidiaceae | <i>Sarauia montana</i> | Arbóreo |
| Siparunaceae | <i>Siparuna thecaphora</i> | Arbustivo |
| Solanaceae | <i>Solanum sp</i> | Herbáceo |
| Solanaceae | <i>Solanum sp 1</i> | Herbáceo |
| Commelinaceae | <i>Tradescantia zanonía</i> | Herbáceo |
| Meliaceae | <i>Trichilia martiana</i> | Arbóreo |
| Urticaceae | <i>Urera cf simplex</i> | Arbustivo |
| Malvaceae | <i>Wercklea insignis</i> | Arbóreo |
| Araceae | <i>Xanthosoma robustum</i> | Arbustivo |

Anexo 2. Abundancia relativa total para todas las especies registradas en el sitio de muestreo dentro del Parque Nacional Tapantí-Macizo de la Muerte.

| Especie | Abundancia relativa total (%) |
|------------------------------------|--------------------------------------|
| Acanthaceae | 2.92 |
| <i>Ageratum conyzoides</i> | 0.16 |
| <i>Aiouea costaricensis</i> | 0.10 |
| <i>Alocasia sp</i> | 0.05 |
| <i>Anthurium formosum</i> | 0.57 |
| <i>Anthurium sp</i> | 0.36 |
| <i>Arachnothryx buddleioides</i> | 0.05 |
| <i>Arawakia weddlediana</i> | 0.21 |
| <i>Ardisia cf compressa</i> | 0.83 |
| <i>Asplundia euryspatha</i> | 2.03 |
| <i>Asplundia flavovaginata</i> | 0.57 |
| Asteraceae | 0.16 |
| <i>Bactris dianeura</i> | 0.05 |
| <i>Begonia convallariodora</i> | 0.21 |
| <i>Begonia cooperi</i> | 0.42 |
| <i>Besleria notabilis</i> | 0.57 |
| <i>Boehmeria cf ramiflora</i> | 0.99 |
| <i>Calathea crotalifera</i> | 0.36 |
| <i>Cestrum cf cristinae</i> | 0.47 |
| <i>Cestrum megalophyllum</i> | 0.36 |
| <i>Chamaedorea costaricana</i> | 0.99 |
| <i>Chamaedorea tepejilote</i> | 0.05 |
| <i>Chamaedorea undulatifolia</i> | 0.10 |
| <i>Chrysochlamys psycotrifolia</i> | 0.10 |
| <i>Citharexylum macradenium</i> | 0.42 |

| | |
|-----------------------------------|-------|
| <i>Clusia sp</i> | 0.05 |
| <i>Clusia sp 1</i> | 0.05 |
| <i>Commelina obliqua</i> | 3.96 |
| <i>Costus curvibracteatus</i> | 2.82 |
| <i>Cyathea sp</i> | 4.54 |
| <i>Cyathea sp 1</i> | 0.16 |
| <i>Dendropanax arboreus</i> | 0.47 |
| Desconocido 1 | 0.05 |
| Desconocido 2 | 0.16 |
| <i>Dieffenbanchia tonduzii</i> | 0.73 |
| <i>Drymonia ambonensis</i> | 0.05 |
| <i>Elaeagia glossostipula</i> | 1.36 |
| <i>Erythrina gibbosa</i> | 0.16 |
| <i>Ficus hartwegii</i> | 0.05 |
| <i>Gasteranthus wendlandianus</i> | 0.26 |
| <i>Geonoma sp</i> | 0.05 |
| <i>Gleichenella pectinata</i> | 0.47 |
| <i>Glossoloma pedunculatum</i> | 0.16 |
| <i>Glossoloma tetragonum</i> | 0.21 |
| <i>Guarea sp</i> | 0.16 |
| <i>Guatteria sp</i> | 0.05 |
| <i>Guatteria verrucosa</i> | 0.05 |
| <i>Hampea appendiculata</i> | 0.21 |
| <i>Hasseltia guatemalensis</i> | 0.05 |
| <i>Hedyosmum costaricense</i> | 0.99 |
| <i>Heliconia tortuosa</i> | 12.57 |
| <i>Hibiscus archeri</i> | 0.05 |
| <i>Hoffmannia congesta</i> | 1.82 |
| <i>Inga latipes</i> | 0.10 |
| <i>Inga longispica</i> | 0.73 |
| <i>Inga oerstediana</i> | 0.31 |
| <i>Inga sp 1</i> | 0.73 |
| <i>Inga sp 2</i> | 0.05 |
| <i>Inga sp 3</i> | 0.05 |
| <i>Koanophyllon hylonomum</i> | 0.05 |
| <i>Meliosma vernicosa</i> | 0.05 |
| <i>Miconia aeruginosa</i> | 0.21 |
| <i>Miconia conorufescens</i> | 1.25 |
| <i>Miconia platyphylla</i> | 0.26 |
| <i>Miconia sp</i> | 0.10 |
| <i>Miconia sp 1</i> | 0.21 |

| | |
|---------------------------------|-------|
| <i>Miconia sp 2</i> | 0.10 |
| <i>Miconia sp 3</i> | 0.26 |
| <i>Miconia sp 4</i> | 0.36 |
| <i>Mollinedia costaricensis</i> | 1.51 |
| <i>Musa velutina</i> | 19.76 |
| <i>Myrcia splendens</i> | 0.10 |
| <i>Nectandra reticulata</i> | 0.10 |
| <i>Neea pittieri</i> | 0.26 |
| <i>Notopleura sp</i> | 0.16 |
| <i>Ocotea insularis</i> | 0.26 |
| <i>Oreopanax xalapensis</i> | 0.05 |
| <i>Palicourea chiriquensis</i> | 0.26 |
| <i>Palicourea elata</i> | 1.09 |
| <i>Perrottetia multiflora</i> | 0.16 |
| <i>Phytolacca rivinoides</i> | 0.05 |
| <i>Pilea aff ecboliophylla</i> | 1.82 |
| <i>Pilea pittieri</i> | 0.89 |
| <i>Pilea sp</i> | 0.36 |
| <i>Pilea sp 1</i> | 0.05 |
| <i>Piper auritum</i> | 0.05 |
| <i>Piper peltatum</i> | 0.05 |
| <i>Piper sp</i> | 0.31 |
| <i>Piper sp 1</i> | 0.21 |
| <i>Piper sp 10</i> | 1.04 |
| <i>Piper sp 11</i> | 2.14 |
| <i>Piper sp 2</i> | 0.10 |
| <i>Piper sp 3</i> | 0.05 |
| <i>Piper sp 4</i> | 0.31 |
| <i>Piper sp 5</i> | 0.31 |
| <i>Piper sp 6</i> | 4.59 |
| <i>Piper sp 7</i> | 2.45 |
| <i>Piper sp 8</i> | 2.97 |
| <i>Piper sp 9</i> | 0.26 |
| <i>Posoqueria latifolia</i> | 0.42 |
| <i>Pouteria reticulata</i> | 0.05 |
| <i>Psychotria cf jimenezii</i> | 0.05 |
| <i>Psychotria orosiana</i> | 0.10 |
| <i>Psychotria sp 1</i> | 0.05 |
| <i>Psychotria sp 2</i> | 1.88 |
| <i>Psychotria sp 3</i> | 0.05 |
| <i>Psychotria sylvivaga</i> | 1.88 |

| | |
|-------------------------------|------|
| <i>Renealmia cernua</i> | 1.30 |
| <i>Ronnbergia veitchii</i> | 0.16 |
| <i>Rubiaceae sp 1</i> | 0.47 |
| <i>Rubus sp</i> | 0.05 |
| <i>Sarauia montana</i> | 0.42 |
| <i>Siparuna thecaphora</i> | 0.21 |
| <i>Solanum sp</i> | 0.10 |
| <i>Solanum sp 1</i> | 0.05 |
| <i>Trasdescantia zanonina</i> | 0.21 |
| <i>Trichilia martiana</i> | 0.83 |
| <i>Urera cf simplex</i> | 0.05 |
| <i>Wercklea insignis</i> | 0.05 |
| <i>Xanthosoma robustum</i> | 0.16 |
