

UNIVERSIDAD DEL VALLE DE GUATEMALA

Facultad de Ciencias y Humanidades



Evaluación de los efectos de la cobertura de suelo en plantaciones
bananeras sobre la riqueza y abundancia de herpetofauna

Trabajo de graduación presentado por

María Jimena García Díaz para optar al grado académico de
Licenciada en Biología

Guatemala

2024

UNIVERSIDAD DEL VALLE DE GUATEMALA

Facultad de Ciencias y Humanidades



Evaluación de los efectos de la cobertura de suelo en plantaciones
bananeras sobre la riqueza y abundancia de herpetofauna

Trabajo de graduación presentado por

María Jimena García Díaz para optar al grado académico de
Licenciada en Biología

Guatemala

2024

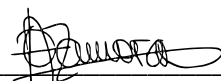
Vo. Bo. (f)  _____

PhD. Daniel Ariano Sánchez

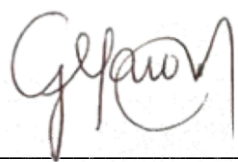
Tribunal examinador:

Asesor (f)  _____

PhD. Daniel Ariano Sánchez

Revisor (f)  _____

PhD. Olga Alejandra Zamora Jerez

Revisor (f)  _____

MSc. Gabriela Alfaro

Fecha de aprobación del examen de graduación:

Guatemala, 13 de junio de 2024

PREFACIO

Le dedico esta tesis a mis papás, por darme su apoyo incondicional en todos mis años de universidad y a través del proceso de la tesis. Por confiar en mí y en mi potencial. Así podría ser infinita la lista de por qué agradecerles, los amo con todo mi corazón y los admiro como seres humanos porque sin ustedes no sería la persona que soy hoy. A mi hermana por apoyarme y darme esos momentos de risa que me relajaban al pasar por momentos estresantes con la tesis, te amo.

A Daniel Ariano, mi catedrático y asesor, quien me apoyó en todo momento, siempre con recomendaciones, dando su valioso tiempo y compromiso con mi tesis. Gracias por haber compartido todo su conocimiento y experiencia con total apertura, un gran ejemplo para mí. A la Universidad del Valle de Guatemala, al Departamento de Biología y sus catedráticos y catedráticas por compartirme todo el conocimiento y enseñanzas personales que me moldearon a través de estos últimos años de mi vida.

A Juan Pablo y José, así como al grupo ATOS por permitirme realizar mi tesis en su finca y por mostrar el interés por que se llevara a cabo el monitoreo biológico. Gracias por su apertura, por todo el apoyo dentro de la finca, y por estar pendientes de quienes me acompañaban y de mí.

A mis amigos de la carrera, con quienes tuve momentos increíbles e inolvidables a través de la carrera. Siempre tendrán un lugar especial en mi corazón, ustedes hicieron la experiencia universitaria mágica. Gracias, Jime, Fran, Ceci, Pau, Ale, Johan y Luisa, por haberme acompañado en mis viajes a la finca. Sin ustedes no hubiera sido posible mi tesis porque era un gran trabajo, pero ustedes fueron un pilar esencial en el trabajo de campo. Hicieron los viajes súper graciosos y mucho menos pesados. Los quiero mucho y gracias de todo corazón.

ÍNDICE

PREFACIO.....	i
LISTA DE FIGURAS	iv
LISTA DE CUADROS	vi
LISTA DE APÉNDICES	viii
RESUMEN.....	x
ABSTRACT.....	xi
I. INTRODUCCIÓN.....	1
II. MARCO TEÓRICO	3
A. Plantaciones agrícolas convencionales	3
B. Prácticas sostenibles en las plantaciones agrícolas	5
C. Plantaciones de banano en Guatemala	9
D. Herpetofauna como bioindicador de la calidad del hábitat.....	10
E. Métodos de muestreo de herpetofauna	11
III. JUSTIFICACIÓN	15
IV. OBJETIVOS	16
A. Objetivos generales	16
B. Objetivos específicos	16
V. HIPÓTESIS	17
VI. METODOLOGÍA.....	18
A. Sitio de estudio.....	18
B. Diseño de muestreo.....	19
C. Análisis estadístico.....	21
VII. RESULTADOS	25

A. Riqueza de herpetofauna en la plantación bananera	25
B. Diferencias en la riqueza y diversidad de herpetofauna entre los tipos de plantación y métodos de muestreo	26
C. Variación en la composición de la comunidad de herpetofauna entre los tipos de plantación.....	36
D. Evaluación general de la riqueza y diversidad de herpetofauna en la finca bananera	38
E. Extensión comunitaria para promover la conservación de herpetofauna	42
VIII. DISCUSIÓN.....	44
A. Riqueza de herpetofauna en la plantación bananera	44
B. Diferencias en la riqueza y diversidad de herpetofauna entre los tipos de plantación y métodos de muestreo	45
C. Variación en la composición de la comunidad de herpetofauna entre los tipos de plantación.....	48
D. Evaluación general de la riqueza y diversidad de herpetofauna en la finca bananera	49
E. Extensión comunitaria para promover la conservación de herpetofauna	50
IX. CONCLUSIONES	52
X. LITERATURA CITADA	53
XI. APÉNDICE	69

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Plantación convencional de banano.....	9
Figura 2. Esquema de una cerca terrestre con cubetas para las trampas pitfall.	12
Figura 3. Mapa del sitio de estudio. En el lado derecho se encuentra el área en el país donde se ubica el sitio. En el lado izquierdo se observan los transectos y las trampas pitfall en áreas con cobertura y sin cobertura. (Fuente: elaboración propia).	19
Figura 4. A. Área con plantación convencional. B. Área con plantación que cuenta con la planta <i>Epipremnum aureum</i> como cobertura de suelo, ambas en la finca bananera Toropinto, Escuintla, Guatemala.	21
Figura 5. Curva de acumulación de especies de herpetofauna según el esfuerzo de muestreo (# de viajes) para cada método: transecto y trampa, en la finca bananera Toropinto, Escuintla, Guatemala.	25
Figura 6. Abundancia y riqueza de anfibios según el método de muestreo y el tipo de plantación dados por los modelos más parsimoniosos para abundancia y riqueza en la finca bananera Toropinto, Escuintla, Guatemala. A. Abundancia de anfibios según la temperatura ambiental y el tipo de plantación (con o sin cobertura de suelo). B. Riqueza de anfibios según la temperatura ambiental y el tipo de plantación. C. Abundancia de anfibios según la temperatura ambiental y el método de muestreo (trampa o transecto). D. Riqueza de anfibios según la temperatura ambiental y el método de muestreo.	31
Figura 7. Abundancia y riqueza de reptiles en la finca bananera Toropinto, Escuintla, Guatemala según el método de muestreo (trampa o transecto). A. Abundancia de reptiles según el método de muestreo. B. Riqueza de reptiles según el método de muestreo.	36
Figura 8. NMDS de la herpetofauna según el tipo de plantación (con o sin cobertura de suelo) dado por las matrices de abundancias en la finca bananera Toropinto, Escuintla, Guatemala. Los puntos representan a las especies.....	37
Figura 9. Integrantes de la charla de concientización sobre la diversidad de herpetofauna en la plantación bananera.	42

Figura 10. Trabajadores de la plantación que participaron en la charla de concientización sobre la diversidad de herpetofauna en la bananera.....43

LISTA DE CUADROS

Cuadro 1. Riqueza total de herpetofauna, riquezas estimadas y el esfuerzo de muestreo (n: # de viajes) para ambos métodos de muestreo.	26
Cuadro 2. Cuadro de selección de modelos lineares generalizados basada en el criterio de información de Akaike (AICc) para la abundancia de anfibios. df: grados de libertad. logLik: probabilidad logarítmica. Δ AICc: diferencia entre los valores de AICc. W_i : peso.	27
Cuadro 3. Resumen del modelo más parsimonioso para la abundancia de anfibios en la finca bananera Toropinto, Escuintla, Guatemala. Error Std: Error Estándar. 2.5 %-97.5 %: Intervalos de confianza.	28
Cuadro 4. Cuadro de selección de modelos lineares generalizados basada en el criterio de información de Akaike (AICc) para la riqueza de anfibios. df: grados de libertad. logLik: probabilidad logarítmica. Δ AICc: diferencia entre los valores de AICc. W_i : peso.	29
Cuadro 5. Resumen del modelo más parsimonioso para la riqueza de anfibios en la finca bananera Toropinto, Escuintla, Guatemala. Error Std: Error Estándar. 2.5 %-97.5 %: Intervalos de confianza.	29
Cuadro 6. Cuadro de selección de modelos lineares generalizados basada en el criterio de información de Akaike (AICc) para la abundancia de reptiles. df: grados de libertad. logLik: probabilidad logarítmica. Δ AICc: diferencia entre los valores de AICc. W_i : peso.	32
Cuadro 7. Resumen del modelo más parsimonioso para la abundancia de reptiles en la finca bananera Toropinto, Escuintla, Guatemala. Error Std: Error Estándar. 2.5 %-97.5 %: Intervalos de confianza.	33
Cuadro 8. Cuadro de selección de modelos lineares generalizados basada en el criterio de información de Akaike (AICc) para la riqueza de reptiles. df: grados de libertad. logLik: probabilidad logarítmica. Δ AICc: diferencia entre los valores de AICc. W_i : peso.	34
Cuadro 9. Resumen del modelo más parsimonioso para la riqueza de reptiles en la finca bananera Toropinto, Escuintla, Guatemala. Error Std: Error Estándar. 2.5 %-97.5 %: Intervalos de confianza.	35

Cuadro 10. Prueba de variación en las comunidades de herpetofauna entre los tipos de plantación en la finca bananera Toropinto, Escuintla, Guatemala por medio de un PERMANOVA. Df: Grados de libertad. SumofSqs: Suma de cuadrados. Pr(>F): valor p. Significancia ($p < 0.05$).....**37**

Cuadro 11. Listado de especies de herpetofauna presentes en la plantación en la finca bananera Toropinto, Escuintla, Guatemala, así como su clasificación taxonómica y fuente de registro. OD: Observación directa. RTF: Registro fotográfico de trabajador. A: Anecdótico.**38**

Cuadro 12. Especies de herpetofauna registradas en la plantación en la finca bananera Toropinto, Escuintla, Guatemala, su estado de amenaza para la lista roja de la IUCN, CITES y la LEA del CONAP, y el número de individuos registrados para cada especie .**40**

LISTA DE APÉNDICES

Apéndice 1. Carta de autorización bioética para la presente investigación.	69
Apéndice 2. Registro de <i>Enulius flavitorques</i>	70
Apéndice 3. Registro de <i>Agkistrodon bilineatus</i>	70
Apéndice 4. Registro de <i>Boa imperator</i>	70
Apéndice 5. Registro de <i>Drymobius margaritiferus</i>	71
Apéndice 6. Registro de <i>Crotalus simus</i>	71
Apéndice 7. Registro de <i>Leptodeira septentrionalis</i>	71
Apéndice 8. Registro de <i>Anolis wellbornae</i>	72
Apéndice 9. Registro de <i>Lithobates forreri</i>	72
Apéndice 10. Registro de <i>Smilisca baudinii</i>	72
Apéndice 11. Registro de <i>Rhinophrynus dorsalis</i>	73
Apéndice 12. Registro de <i>Incillius valliceps</i>	73
Apéndice 13. Registro de <i>Basiliscus vittatus</i>	73
Apéndice 14. Registro de <i>Scincella assata</i>	74
Apéndice 15. Registro de <i>Holcosus undulatus</i>	74
Apéndice 16. Registro de <i>Rhinella horribilis</i>	74
Apéndice 17. Registro de <i>Hypopachus variolosus</i>	75
Apéndice 18. Prueba de homocedasticidad entre variables cuantitativas: temperatura y humedad relativa.	75
Apéndice 19. Prueba DHARMA de residuales para la validación del modelo de abundancia de anfibios.	75
Apéndice 20. Prueba DHARMA de residuales para la validación del modelo de riqueza de anfibios.	76

Apéndice 21. Prueba DHARMA de residuales para la validación del modelo de abundancia de reptiles.	76
Apéndice 22. Prueba DHARMA de residuales para la validación del modelo de riqueza de reptiles.	77

RESUMEN

La herpetofauna es un grupo de fauna utilizado como indicador de la calidad del hábitat debido a su sensibilidad al ambiente y su especificidad de microhábitat. De este modo, según la composición de las comunidades se puede evaluar el estado del hábitat. Entre los ambientes menos biodiversos que existen están las plantaciones agrícolas debido a distintos factores como el uso de químicos y la conversión de las tierras a monocultivos. En este estudio se evaluó la riqueza y diversidad de herpetofauna en una plantación bananera ubicada en Escuintla, Guatemala y el efecto de la cobertura de suelo sobre estos mismos parámetros. El muestreo se realizó por medio de trampas pitfall y transectos en ambos tipos de plantación. Por medio de los muestreos de campo, se registraron 18 especies de herpetofauna, con las trampas pitfall solo se encontraron 6 especies mientras que con los transectos 18 especies. El método de muestreo tuvo un efecto sobre la riqueza y abundancia de anfibios y reptiles, mientras que la presencia de cobertura y la temperatura tuvieron efecto sobre la riqueza y abundancia de anfibios. La cobertura de suelo y temperatura tuvieron un efecto negativo en la diversidad de anfibios y los transectos fueron más eficientes para evaluar la diversidad de anfibios y reptiles. Dado lo observado, la cobertura de suelo con *Epipremnum aureum* no es suficiente para aumentar la biodiversidad usando a la herpetofauna como grupo indicador, por lo que se recomienda la restauración del bosque ripario existente dentro de la finca como una manera mucho más eficiente de aumentar la capacidad de la finca de albergar biodiversidad y proveer servicios ecosistémicos.

ABSTRACT

Herpetofauna is a group used as an indicator of habitat quality due to its sensitivity to the environment and its microhabitat specificity. In this way, depending on the composition of the communities, the state of the habitat can be evaluated. Among the least biodiverse environments that exist are agricultural plantations due to different factors such as the use of chemicals and the conversion of land to monocultures. In this study, the richness and diversity of herpetofauna in a banana plantation located in Escuintla, Guatemala and the effect of vegetation cover on these same parameters were evaluated. Sampling was carried out using pitfall traps and transects in both types of plantations. Through field sampling, 18 species of herpetofauna were recorded, only 6 species were found in pitfall traps while 18 species were found with transects. The sampling method influenced the richness and abundance of amphibians and reptiles, while the presence of cover and temperature influenced the richness and abundance of amphibians. Vegetation cover and temperature had a negative effect on amphibian diversity and transects were more efficient for assessing amphibian and reptile diversity. Given what has been observed, vegetation cover with *Epipremnum aureum* is not enough to increase biodiversity using herpetofauna as an indicator group, so restoration of the existing riparian forest within the plantation is recommended as a much more efficient way to increase and host biodiversity and the ecosystem services it provides.

I. INTRODUCCIÓN

La herpetofauna es esencial para los ecosistemas debido a las distintas funciones ecológicas que cumplen, y dadas sus funciones también son de utilidad para los humanos. Los anfibios y reptiles cuentan con gran importancia en los flujos energéticos de las cadenas tróficas como depredadores, de insectos, mamíferos, otros anfibios y reptiles, y como presas (Collins y Crump, 2009; Caldart *et al.*, 2011). Los anfibios especialmente son importantes en la provisión de biomasa y ciclaje de nutrientes ya que, al alimentarse transforman la energía en nutrientes de una forma biodisponible para las plantas y para carnívoros de niveles más altos (Beard *et al.*, 2002; Sin *et al.*, 2008). Por lo tanto, los anfibios son útiles para la agricultura debido a que se ha observado que la biodisponibilidad que proveen por medio de las heces propicia el crecimiento de las plantas. Debido al rol de la herpetofauna como depredadores de insectos proveen el servicio ecosistémico de control de plagas (Beard *et al.*, 2003; Wells, 2007).

Así también, la herpetofauna es útil como indicador de la calidad del hábitat donde se encuentran debido a que son organismos sensibles con requerimientos específicos de microhábitat. Sobre todo, los anfibios al tener una piel permeable son vulnerables a los contaminantes como fertilizantes y pesticidas químicos en el ambiente (Egea-Serrano *et al.*, 2012). En este sentido, el monitoreo de la herpetofauna provee información según la riqueza, diversidad y composición que se observe en los sitios de estudio. La composición de las comunidades permite evaluar el estado en el que se encuentra el hábitat según la dominancia de especies generalistas tolerantes a perturbaciones o especies especialistas con importancia para la conservación (Gillespie *et al.*, 2012; Sankararaman y Miller, 2023). Los monitoreos se pueden realizar con distintos métodos pasivos o activos, ya sea de cubiertas, trampas de embudo, refugios artificiales, transectos con encuentros visuales o trampas *pitfall*. Lo recomendable en los estudios es combinar un método pasivo con un método activo para detectar la mayor riqueza y abundancia de herpetofauna y con distintos hábitos ecológicos.

Por otro lado, la conversión de suelo a partir de bosques hacia tierras agrícolas tiene repercusiones sobre el ambiente y la biodiversidad que alberga el ecosistema inicial. Las

plantaciones agrícolas disminuyen la fertilidad de los suelos, la humedad y complejidad de los hábitats, la disponibilidad de microhábitats y aumenta la temperatura (Oakley y Bicknell, 2022). Estos factores repercuten sobre la fauna nativa de esas áreas, por lo que es importante la implementación de prácticas sostenibles para disminuir los efectos negativos. Entre las diferentes prácticas que se pueden agregar son los sistemas agroforestales, la preservación de los bosques riparios, el uso de fertilizantes orgánicos, pesticidas biológicos y la cobertura de suelo (Neher, 1992). Estos cambios permiten que la salud de los suelos se mantenga y también la diversidad de fauna ya que, pueden propiciar la disminución de la temperatura y el uso de químicos dañinos, el aumento en la humedad del hábitat y una mayor disponibilidad de microhábitats (Sabo *et al.*, 2005).

Entre las principales plantaciones agrícolas en Guatemala, las plantaciones de banano son el segundo cultivo que más contribuye económicamente al país (BANGUAT, 2023). El banano es una herbácea perenne que crece en regiones tropicales y subtropicales que cuentan con climas cálidos y bastante humedad. La cobertura de banano en el país es aproximadamente de 77,000 ha, y sigue en incremento a través de los años (MAGA, 2022). Las prácticas del cultivo del banano en el país son convencionales sin la implementación de prácticas más sostenibles, por lo que dada su importancia y crecimiento en el país es importante que se implementen prácticas más amigables con la biodiversidad. En este estudio se compararon la abundancia y diversidad de herpetofauna entre un área de plantación convencional y un área de plantación con cobertura de suelo combinando dos métodos de muestreo: uno pasivo y uno activo.

II. MARCO TEÓRICO

A. Plantaciones agrícolas convencionales

La agricultura se refiere al conjunto de prácticas y técnicas que se aplican para el manejo y utilización de las tierras con el fin de producir un producto o cultivo específico. La agricultura es de gran importancia a nivel global debido a que es esencial para los medios de alimentación, directa o indirectamente. En los países en desarrollo, es esencial la agricultura para salvaguardar la seguridad alimentaria, la producción interna, de empleo y el ingreso dado por las exportaciones (Gammage y McGill, 2002). Los países en vías de desarrollo dependen de la agricultura al contar con gran parte sus poblaciones en las áreas rurales, por lo tanto, la producción agrícola es el sustento principal de estas poblaciones debido a la falta de desarrollo de otras actividades económicas no agrícolas (Pawlak y Kołodziejczak, 2020). Por otro lado, la agricultura es un componente importante en la cadena de suministro de la industria alimentaria, y con el constante crecimiento demográfico las demandas alimentarias que deben satisfacerse son mucho mayores (Luckstead *et al.*, 2020).

La agricultura se da normalmente en plantaciones homogéneas del cultivo deseado, por lo que las porciones de tierra son transformadas a monocultivos. Los países en los que sobresale el sector agrícola sufren la conversión de sus bosques a monocultivos, lo que tiene repercusiones ambientales y en la biodiversidad nativa de los bosques (Galindo *et al.*, 2022). Los monocultivos no solo repercuten en el ambiente, sino que las mismas plantaciones se pueden ver afectadas negativamente a largo plazo, ya que se ha observado que estos alteran la composición de la microbiota del suelo, empobreciendo la riqueza y abundancia de microorganismos como bacterias y hongos benéficos. Varias especies de estos microorganismos poseen relaciones simbióticas con los cultivos, por lo que con su pérdida se perjudica la calidad y producción de los cultivos (Praveen *et al.*, 2014; Müller *et al.*, 2016).

Asimismo, se ha documentado que las plantaciones agrícolas afectan al suelo compactándolo, disminuyendo la humedad del suelo, la capacidad de irrigación y las

cualidades fisicoquímicas aptas para los cultivos. La composición fisicoquímica y la actividad biológica del suelo se ven afectadas en gran manera por los fertilizantes, herbicidas y pesticidas químicos que interrumpen los distintos ciclos de nutrientes que se llevan a cabo en el suelo y la adecuada descomposición de la materia orgánica (Edwards y Pimentel, 1989; Pahalvi *et al.*, 2021). Así también, disminuye la biodisponibilidad de los nutrientes del suelo para las plantas y la fertilidad del suelo. Plantaciones de distintos cultivos, como caña de azúcar y palma africana, contaminan cuerpos de agua cercanos con desechos orgánicos, limo y pesticidas utilizados, lo que repercute en los ecosistemas acuáticos y subterráneos y en la biodiversidad que poseen (Moutinho *et al.*, 2020). Dada la necesidad de los cultivos agrícolas a nivel global y local en los distintos países en desarrollo, se deben de aplicar alternativas y técnicas más sustentables para disminuir el impacto negativo sobre el ambiente y la biodiversidad.

1. Biodiversidad en las plantaciones agrícolas

Dados los efectos que tienen las plantaciones agrícolas sobre el ambiente y los ecosistemas los efectos pueden ser similares en los distintos grupos taxonómicos. En las plantaciones con métodos y prácticas tradicionales, la biodiversidad se ha observado muy baja en general y más baja en comparación con las plantaciones que presentan prácticas sustentables. En algunas plantaciones de banano se han realizado estudios con mamíferos pequeños y macroinvertebrados. La diversidad de mamíferos pequeños disminuye con la intensidad de las prácticas agrícolas y los macroinvertebrados son mucho menos diversos en las plantaciones tradicionales que en las sustentables (Svensson *et al.*, 2017; Balčiauskas *et al.*, 2019). Sin embargo, no existen muchos estudios en plantaciones de banano en relación con la biodiversidad, los estudios se han realizado mayoritariamente en plantaciones de palma africana, eucalipto y caña de azúcar.

En plantaciones de caña de azúcar se ha observado un patrón decreciente de biodiversidad, por ejemplo, con anfibios disminuye la riqueza y abundancia en las plantaciones en comparación con bosques nativos u otros tipos de cobertura como pastizales (D’Anuniação *et al.*, 2013). Así también, cambia la composición, pues disminuye la presencia de especies que dependen de la hojarasca, lo que da lugar a la colonización de especies que son de hábitats abiertos y resisten de mejor manera las

presiones antropogénicas (Uribe *et al.*, 2021). En general, las plantaciones de caña de azúcar disminuyen la diversidad de distinta *taxa* evaluada, como mamíferos, aves, anfibios, reptiles e insectos; las 5 *taxa* disminuyen su riqueza de especies en comparación con otros tipos de cobertura (Semie *et al.*, 2019; El Chami *et al.*, 2020).

Otro tipo de plantación que en los últimos años ha tenido una expansión masiva es de palma africana, la cual ha tenido gran ampliación en el oeste de África, el sudeste asiático y Latinoamérica debido a sus ambientes tropicales. En cuanto a la biodiversidad en este ambiente, también se ha visto que disminuye la riqueza y abundancia de los distintos grupos. Los anfibios y reptiles también son sensibles al cambio ambiental que provocan las plantaciones de palma africana, ya que se ha observado que la riqueza de herpetofauna se reduce entre 45.3 % y 49.8 % en comparación con los bosques y áreas de borde. Hay casos en los que los reptiles mantienen la riqueza y abundancia en las plantaciones (Gallmetzer y Schulz, 2015), pero también otros en los que el tamaño de las poblaciones es menor al 25 % del tamaño original de la población como es el caso de un estudio realizado en Colombia con serpientes (Lynch, 2015). Se debe de tomar en cuenta que las especies dominantes que quedan en las plantaciones son comunes y se pierden las que poseen importancia de conservación. De este modo, se da un cambio en el ensamblaje de herpetofauna con la pérdida de especies endémicas y dominan así las especies tolerantes a la perturbación, dando lugar a una pérdida de funcionalidad ecológica con estas especies que pueden ser clave en los ecosistemas (Gallmetzer y Schulz, 2015).

La composición de insectos también varía en las plantaciones, ya que los insectos polinizadores visitan más áreas de las plantaciones que están cercanas a bosques naturales, por lo que el potencial de polinización es mucho mayor en estas áreas. Los bosques cercanos son convenientes para las mismas plantaciones pues, el rendimiento de los cultivos es mucho menor sin polinización natural (Egonyu *et al.*, 2021).

B. Prácticas sostenibles en las plantaciones agrícolas

En los últimos 60 años, el cambio de uso de suelo hacia cobertura agrícola ha sido masivo, siendo la cobertura agrícola un tercio (32 %) del total de la cobertura habitable de la Tierra (Arneth *et al.*, 2019). De este modo, la pérdida de bosques ha sido directamente

dada por la conversión a plantaciones agrícolas y este cambio se ha observado principalmente en el sur global (Winkler *et al.*, 2021). El cambio de uso de suelo se estipula que seguirá en aumento para satisfacer las necesidades de la producción de alimentos dado el constante crecimiento demográfico, por lo tanto, es esencial la búsqueda e implementación de prácticas y técnicas que conviertan el proceso agrícola más sustentable, contrarrestar los efectos negativos sobre la pérdida de biodiversidad, la contaminación y la contribución con el cambio climático (Le Quéré *et al.*, 2013; Powers y Jetz, 2019).

1. Restauración y conservación de bosques riparios

Para conservar de mejor manera la biodiversidad en las plantaciones agrícolas, es recomendable mantener áreas de bosque ripario, ya que permite regular la temperatura y humedad en las áreas cercanas, debido a que sirve como una zona amortiguadora de los cuerpos de agua (Luke *et al.*, 2019), y sirve como un refugio que puede mantener las condiciones de microhábitat aptas para ciertos grupos taxonómicos. El mantenimiento y conservación de los bosques riparios se debe tomar en cuenta, así como la preservación de sus condiciones para que posea los microhábitats necesarios y el ancho de la franja de bosque (Haddad *et al.*, 2015; Williamson *et al.*, 2020). En anfibios y reptiles, se ha observado que la abundancia y diversidad es mayor en plantaciones que conservan áreas con bosque ripario (Paoletti *et al.*, 2019). De igual forma, mantener los bosques riparios contribuye como un depósito de energía involucrado en el flujo de esta y en el flujo de nutrientes (Silva Costa *et al.*, 2012), y también ayuda a mantener en buen estado el hábitat que provee en cercanía de los ríos y con buena salud a los ríos y riachuelos (Alemu *et al.*, 2017; Chellaiah y Yule, 2018).

2. Implementación de sistemas agroforestales

Por otro lado, la implementación de sistemas agroforestales, en los que se mezclan plantas agrícolas con distintas especies de árboles perennes, puede contribuir a conservar la biodiversidad de manera más fiel en relación con los bosques. Los sistemas agroforestales permiten que haya más microhábitats, al generar más cobertura de suelo, materia orgánica y hojarasca, que puede ser utilizada como refugio por distintos organismos (Lambers *et al.*, 2004). Así también, estos sistemas aumentan la cobertura del dosel y propician la sombra sobre los cultivos, lo que ayuda a regular la temperatura y humedad

del ambiente. De igual forma, es funcional el dosel ya que, se ha observado que en áreas con mayor cobertura la riqueza y diversidad de distintos grupos taxonómicos es mucho mayor que en áreas abiertas (Santos *et al.*, 2019).

Los sistemas agroforestales también contribuyen a aumentar la complejidad del hábitat dentro de las plantaciones, al ser más diversa con las diferentes especies de árboles que se agregan (Hagggar *et al.*, 2019). Dicha diversidad potencia la calidad del suelo y su fertilidad, ya que generalmente los suelos de las plantaciones son pobres en nutrientes y minerales y se encuentran erosionados debido a esta falta de diversidad de plantas (Sistla *et al.*, 2016). Es recomendable que las plantaciones se puedan establecer como sistemas agroforestales para que puedan aumentar la productividad y rendimiento de las plantaciones. Entre los sistemas agroforestales más comunes están los de café y cacao, mientras que con otros cultivos no se ha observado generalizadamente la implementación de dichos sistemas.

3. Fertilizantes orgánicos y pesticidas biológicos

Como se ha mencionado previamente, la calidad, fertilidad y salud del suelo es de vital importancia para el rendimiento de los cultivos agrícolas. Sin embargo, las prácticas convencionales desgastan los nutrientes y microorganismos que viven en este. Por lo tanto, se deben de implementar alternativas más sostenibles, como los fertilizantes orgánicos y pesticidas biológicos (Waseem *et al.*, 2020). Existen diversos ejemplos en los que agentes biológicos son utilizados con fines para mejorar el éxito de desarrollo de los cultivos. Entre estos, los microbios endofíticos, que naturalmente se encuentran en los tejidos de las plantas. Estos microbios pueden ser cultivados específicamente para establecerse como fertilizantes y pesticidas, ya que pueden ser controladores de plagas, permiten una mayor adquisición de nutrientes y promueven el crecimiento de las plantas y el hecho que tienen una relación simbiótica con el cultivo de interés permite que el efecto sea más propicio para su crecimiento (White *et al.*, 2019).

Así también, existen inóculos de bacterias y hongos aislados del suelo que permiten contrarrestar las pestes (Bubici *et al.*, 2015). Por ejemplo, en el caso de las plantaciones de banano, una peste muy conocida es la de *Fusarium oxysporum*, y en algunos casos se ha visto que microbios endofíticos y del suelo, como *Bacillus amyloliquefaciens*, disminuyen la incidencia de la peste en un 50 %. La combinación de estos pesticidas naturales con

fertilizantes orgánicos puede aumentar el rendimiento de los cultivos (Xue *et al.*, 2015). Algunas plantaciones utilizan como fertilizante orgánico los residuos de las plantas, los cuales, los colocan en filas a través de los cultivos para que se produzca el reciclaje de los nutrientes (Daniells y Armour, 2003). A esto se pueden adicionar organismos, como lombrices, que permiten la aireación del suelo.

4. Utilización de cobertura de suelo

Otro componente esencial en la salud de los suelos es la cobertura vegetativa de suelo en las plantaciones. La cobertura vegetativa permite la descomposición de la materia orgánica y la hojarasca, aumenta la retención del agua e influye positivamente en funciones ecológicas como en el ciclo de nutrientes, la descomposición de materia orgánica y el secuestro de carbono (Sharma *et al.*, 2018). Además, se ha vinculado al aumento de complejidad y heterogeneidad del hábitat, sin embargo, dicha complejidad depende de igual manera de la diversidad de plantas que estén presentes en el sotobosque y del dosel, ya que este influye sobre la composición del sotobosque (Barbier *et al.*, 2008). Asimismo, la cobertura provee microhábitats y recursos que pueden utilizar distintos organismos. Se han realizado estudios con macroinvertebrados y polinizadores, y su riqueza y abundancia aumenta con la presencia de cobertura vegetativa (Ashton *et al.*, 2018).

La ampliación de recursos alimenticios y de microhábitats dados por la cobertura vegetativa propicia la mayor presencia de anfibios. Además, la cobertura es útil para estos, ya que reduce la temperatura y retiene de mejor manera la humedad en el área del sotobosque, lo que evita que se estresen hídricamente, así como su desecación y depredación (Piliod *et al.*, 2003). Se ha observado también que la cobertura vegetativa en plantaciones está ligada a una mayor diversidad de aves y mamíferos medianos (Simonetti *et al.*, 2013; Tohiran *et al.*, 2017). Por otro lado, se ha observado que la cobertura vegetativa puede albergar una mayor diversidad de insectos polinizadores, lo que es benéfico para las plantaciones y el funcionamiento ecológico (Sharma *et al.*, 2018). Así también, la cobertura puede disminuir el uso de pesticidas e insecticidas, ya que, en casos en que, la cobertura vegetativa posee especies como *Trifolium* spp. o *Secale cereale*, aleja a orugas parásitas (Reddy, 2016; Reddy, 2017).

C. Plantaciones de banano en Guatemala

El banano es una planta que crece en regiones tropicales o subtropicales con temperaturas cálidas y humedad, lo cual da lugar a que Guatemala sea un sitio ideal para su cultivo. En el país, existen pequeñas y grandes plantaciones que se distribuyen a lo largo de Izabal y la costa sur, principalmente en el departamento de Escuintla. Es un cultivo agrícola de gran importancia económica para el país debido a que contribuye con gran parte de las divisas por exportaciones, PIB nacional y generación de empleos (MAGA, 2022). En el 2022, la producción de banano en el país representó un ingreso por exportaciones de \$936,748 millones, dado que es el segundo producto agrícola más exportado en el país, representado el 7 % y el 30 % del PIB nacional (BANGUAT, 2023). Asimismo, según datos del sector del 2022, el cultivo del banano genera cerca de 300,000 empleos de forma directa e indirecta en el país.



Figura 1. Plantación convencional de banano.

A nivel global, Guatemala es el tercer exportador de banano, detrás de Ecuador y las Filipinas. Guatemala suministra el 13 % de la demanda (FAO, 2020). Según datos de la Asociación de Productores Independientes de Banano (APIB), el 95.4 % de la producción nacional va destinada a Estados Unidos, mientras que el restante a Europa y Asia. La significativa contribución del banano a la economía guatemalteca se debe a su alta productividad, dada por el eficiente manejo y prácticas agrícolas en las plantaciones, y al

incremento del área cultivada en los últimos años. En el país hay cerca de 77,000 ha de musáceas plantadas (MAGA, 2022) y dado el continuo incremento en la cobertura de banano en Guatemala, es importante que en las plantaciones se implementen prácticas más sostenibles para disminuir los efectos negativos sobre el ambiente y la biodiversidad cercana a las áreas.

D. Herpetofauna como bioindicador de la calidad del hábitat

Normalmente en los estudios de la calidad y buena salud de los hábitats no incluyen a la herpetofauna. Sin embargo, estudios recientes han demostrado que pueden ser buenos indicadores de la calidad y salud del hábitat debido a su fisiología, anatomía, comportamiento y ecología (Simonyan *et al.*, 2018). Los anfibios y reptiles (herpetofauna) son vertebrados ectotermos, su temperatura corporal no se regula internamente, sino que es con la temperatura del ambiente logra estar en el óptimo térmico corporal (Dieles-Viegas y Rocha, 2018). Este rasgo los vuelve muy sensibles a cambios ambientales, ya que su regulación es limitada por estos parámetros. Por ejemplo, el cambio en el uso de suelo, según el tipo de cobertura, puede aumentar la temperatura (Ling *et al.*, 2022), lo que repercute sobre la herpetofauna y, por lo tanto, su riqueza y diversidad se verá reducida. Asimismo, al ser ectotermos, su metabolismo es mucho más lento, por lo que su recuperación a daños anatómicos y fisiológicos dados por contaminantes o enfermedades es lenta (Schaumburg *et al.*, 2012). De este modo, la herpetofauna puede ser un bioindicador en las plantaciones ya que, en áreas con gran presencia de fertilizantes y pesticidas, es muy probable que no haya gran diversidad de estos y la composición estará formada principalmente por especies generalistas.

Por otro lado, los anfibios son también muy susceptibles al ambiente debido a su piel, ya que esta es permeable y por medio de esta realizan el intercambio gaseoso. Por lo tanto, la piel está expuesta a la absorción de químicos y contaminantes, los cuales pueden afectar su desarrollo, producir malformaciones, alterar el comportamiento e incrementar la mortalidad (Rouse *et al.*, 1999). Así, en sitios con media o alta contaminación, la abundancia de estos organismos será baja y dominarán las especies tolerantes a la perturbación. La permeabilidad de la piel requiere que los anfibios se encuentren en áreas

con suficiente humedad y temperaturas no tan altas para evitar estrés hídrico, lo que limita su presencia a microhábitats con condiciones ambientales específicas (González-del-Pliego *et al.*, 2020) que normalmente no poseen los sitios perturbados. De igual forma, los anfibios al tener una etapa del desarrollo dependientes al agua también pueden indicar el estado de la calidad del agua de los ríos o pozas de agua donde depositen los huevos (Barrett y Guyer, 2008). Por lo tanto, en forma general, al utilizar a la herpetofauna como bioindicador, no solo se debe de tomar en cuenta la presencia de especies, sino que también la composición y estructura de las comunidades evaluando cuáles especies son las más abundantes y lo que nos indica esto respecto al estado del hábitat (Gillespie *et al.*, 2012).

E. Métodos de muestreo de herpetofauna

1. Trampas *pitfall*

Una de las técnicas principales para muestrear vertebrados terrestres, como anfibios de hojarasca y reptiles con una habilidad menor para saltar y escalar, son las trampas *pitfall*. Los anfibios que más se capturan son ranas y especies semifosoriales, y los reptiles más capturados son las lagartijas y serpientes pequeñas (Thompson *et al.*, 2005). Las trampas *pitfall* son muy útiles para capturar especies raras y con comportamientos crípticos, de preocupación para la conservación. Este método pasivo posee una buena relación entre costo-beneficio, ya que en distintos estudios con anfibios se ha observado que es eficaz. Las trampas *pitfall* consisten en cubetas enterradas con el borde al nivel de la superficie del suelo, a las cuales, se les puede adicionar una cerca lisa para potenciar la eficacia (Rice *et al.*, 1994). En ambos extremos de la cerca quedan ubicadas las cubetas enterradas, así el animal al topar con la cerca se moviliza paralelamente a la cerca hasta caer en una de las trampas *pitfall*.



Figura 2. Esquema de una cerca terrestre con cubetas para las trampas *pitfall* (Read, 2007).

La eficacia del método depende de los materiales a utilizar, el diseño de la trampa y el hábitat en el que se trabaje, ya que se ha visto que entre diferentes hábitats los resultados de eficacia varían (Ribeiro-Júnior *et al.*, 2008). En cuanto a los materiales, la cerca puede estar hecha de plástico, lona, madera o aluminio. Los materiales duros como el aluminio evitan que los animales se escapen. Las cubetas también pueden variar en material, ya que pueden estar hechas de latas de metal, tubos PVC o cubetas plásticas (How *et al.*, 1984). El material de las trampas no tiene un efecto significativo, sin embargo, las cubetas de color negro capturan más anfibios en comparación con las blancas, pero el color retiene más calor al estar bajo el sol por largos períodos de tiempo y puede aumentar la mortalidad dentro de la trampa (Crawford y Kurta, 2000). Con respecto al tamaño, según el grupo taxonómico con el que se trabajó así debe de ser el tamaño para aumentar la posibilidad de captura. Por ejemplo, con mamíferos pequeños, es recomendable utilizar cubetas de 100 L, mientras que con anfibios se pueden utilizar cubetas más pequeñas, desde 35L, y la posibilidad de captura sigue siendo alta. El diseño de la trampa puede ser en una línea recta o se le pueden

agregar bifurcaciones para que esté en Y, sin embargo, se ha observado que el resultado es muy similar entre ambos diseños, por lo que se recomienda utilizar el diseño más sencillo en una línea recta (Ribeiro-Júnior *et al.*, 2011).

Unas cuantas desventajas del método es que la instalación de las trampas puede ser tardada y costosa (Ali *et al.*, 2018). Así también, la presencia regular de depredadores en la trampa puede disminuir la captura de las otras especies (Ferguson *et al.*, 2008), por lo que es esencial la revisión mínima dos veces al día para disminuir los efectos de depredación sobre los resultados. Es altamente recomendable que se utilicen métodos combinados para obtener la mayor riqueza, abundancia relativa y composición de la comunidad similar a la real.

2. Transectos

El transecto es un método de muestreo que consiste en trazar líneas rectas delimitadas por una distancia y ancho establecidos en el que se van contando y registrando las ocurrencias de animales dadas por medio de encuentros visuales (Doan, 2003). Este método es útil con especies arborícolas y con alta actividad, ya que métodos pasivos no son eficaces con este tipo de especies (Greenberg *et al.*, 1994; Enge, 1997a). Normalmente, son utilizados para realizar inventarios o monitoreos. Para obtener un resultado certero respecto a la riqueza, diversidad y composición se deben de muestrear repetidamente los transectos y que estos abarquen la mayor área posible del sitio de interés (Jaeger e Inger, 1994). Los transectos también se pueden delimitar por tiempo, en este caso se debe de tomar en cuenta este factor y el número de observadores al momento de evaluar su eficacia.

Los transectos cuentan con ciertos supuestos: que los animales están distribuidos aleatoria e independientemente a través del área, la observación de un individuo es independiente de la observación de otro individuo, ningún individuo es contado más de una vez, los individuos son detectados en su localidad inicial previo a la perturbación y todos los individuos tienen la misma posibilidad de ser detectados. La eficacia del método va a depender también en gran parte de la experiencia de los observadores con respecto a la captura e identificación de las especies en campo, así como de los factores ambientales, la hora del día y la temporada (lluviosa o seca) (Schmidt, 2003). De igual forma, se

recomienda que vaya acompañado con un método pasivo como el de trampas *pitfall*, lo que aumenta la detección de especies y abundancia relativa (Buckland et al., 2006)

III. JUSTIFICACIÓN

Guatemala es un país en el que resalta el sector agrícola y su economía depende en gran medida de este. Entre los principales cultivos agrícolas que representan un ingreso considerable por medio de divisas por exportación es el banano. El banano es el tercer producto general más exportado en el país después del textil y el café (BANGUAT, 2023). A pesar de su importancia, es sabido que las plantaciones agrícolas no son favorecedoras para la biodiversidad y el ambiente, sin embargo, no se han realizado suficientes estudios en los que se evalúe la biodiversidad faunística asociada a las distintas plantaciones según su cultivo. Por lo tanto, la generación de esta información para el país con los cultivos principales es necesaria para entender la dinámica de comunidades de fauna dentro de estos espacios y cómo varían entre sí para determinar qué cultivos cuentan con mayor riqueza y diversidad.

Por otro lado, la implementación de prácticas sostenibles dentro de las plantaciones agrícolas es esencial en el país tomando en cuenta la gran parte de cobertura que abarcan. Para esto, también es importante evaluar el efecto que tienen estas prácticas sobre el ambiente y la biodiversidad para determinar si propician una mayor diversidad en las comunidades de fauna. Este estudio se realizó dada la solicitud de la empresa ATOS para comparar la biodiversidad de herpetofauna entre los dos tipos de producción de banano con los que cuentan, convencional y con cobertura de suelo y evaluar si la cobertura de suelo es un método más sostenible. El uso de herpetofauna como grupo indicador provee información respecto a la calidad del hábitat debido a la sensibilidad de varias especies y su especificidad de microhábitat (Adamus y Brandt, 1990; Hager 1998). De este modo, los datos de abundancia, diversidad y la composición de la comunidad dilucidaron el estado en el que se encuentra la plantación para albergar biodiversidad. Así también, se comparó la diversidad de este grupo indicador entre la plantación convencional de banano y la plantación que cuenta con cobertura de suelo, la cual, se ha observado como un factor que mejora las condiciones del hábitat dentro de las plantaciones agrícolas (Figuerola *et al.*, 2023).

IV. OBJETIVOS

A. Objetivos generales

Evaluar los efectos de la cobertura de suelo en plantaciones bananeras sobre la riqueza y abundancia de herpetofauna.

B. Objetivos específicos

1. Generar un listado de especies de anfibios y reptiles presentes en la finca bananera Toropinto, Escuintla, Guatemala.
2. Comparar la riqueza, diversidad y composición de la comunidad de herpetofauna entre la plantación bananera convencional y la plantación bananera con cobertura de suelo en la finca Toropinto, Escuintla, Guatemala.
3. Comparar la eficacia de detección entre los métodos de muestreo con trampas *pitfall* y transectos.

V. HIPÓTESIS

- La riqueza y diversidad de herpetofauna será diferente entre el área de la plantación bananera con cobertura de suelo y el área de la plantación bananera convencional.
- La detección de especies de herpetofauna será distinta entre los métodos con trampas *pitfall* y transectos.

VI. METODOLOGÍA

A. Sitio de estudio

El estudio se realizó en la región sur de Guatemala, específicamente en la finca Toropinto, ubicada en el municipio de Tiquisate, del departamento de Escuintla, Guatemala (14.0598 N, 91.4608 O, datum WGS84). El sitio se encuentra a una altitud entre 10-15 msnm y generalmente cuenta con un clima cálido y húmedo. El sitio posee un rango de temperatura entre 22 °C y 38 °C con una temperatura media anual de 30.1°C, la humedad relativa media anual es de 90 % y la precipitación media anual es de 1,640 mm. Los datos previos fueron provistos por la estación meteorológica de la finca. El área total del sitio es de 2.32 km², que está abarcada por plantaciones de banano, las cuales están desde 1933. 1.37 km² del área total corresponden a plantaciones convencionales y 0.95 km² a plantaciones con cobertura de suelo (estimación propia con base a imágenes satelitales e información proporcionada por la finca). Para dicha cobertura, utilizan la planta *Epipremnum aureum* (Araceae), conocida como “teléfono”. En ambos tipos de plantaciones, usan una mezcla de pesticidas químicos y biológicos para disminuir el uso de químicos. De igual forma, a ambas áreas se les aplica compost orgánico de los desechos de la planta del banano con lombrices. El sitio está rodeado por una matriz agrícola con distintos cultivos como banano y caña de azúcar.

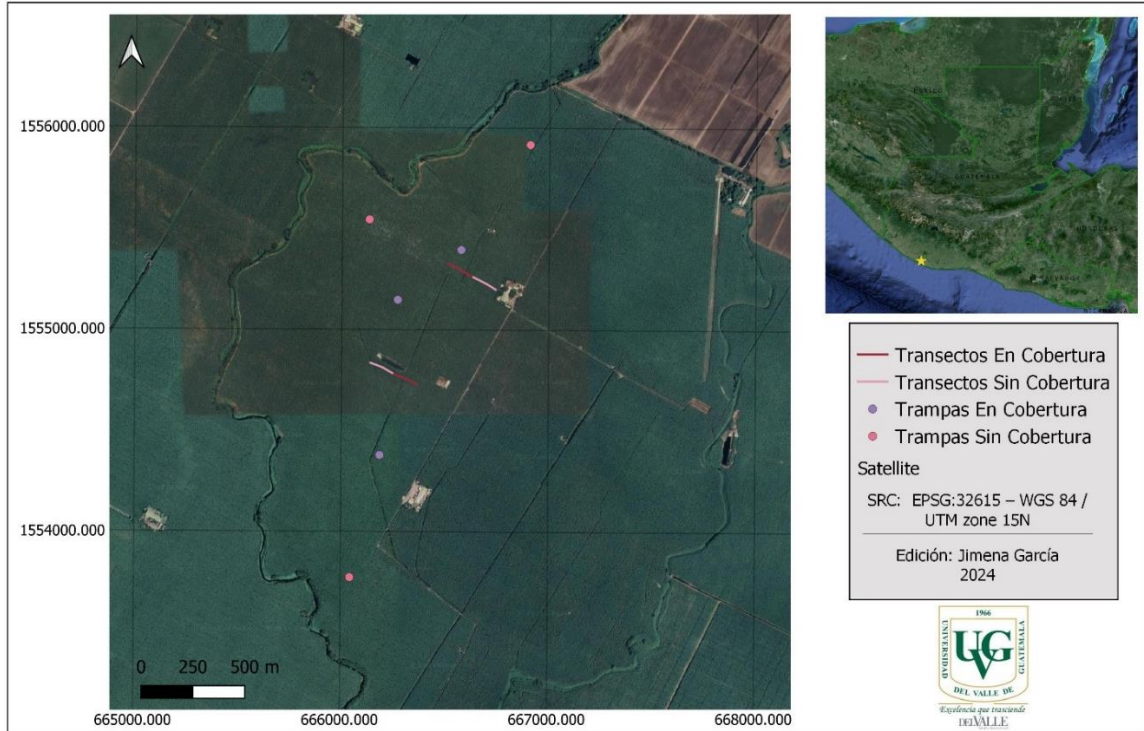


Figura 3. Mapa del sitio de estudio. En el lado derecho se encuentra el área en el país donde se ubica el sitio. En el lado izquierdo se observan los transectos y las trampas *pitfall* en áreas con cobertura y sin cobertura (Fuente: elaboración propia).

B. Diseño de muestreo

El muestreo de herpetofauna se realizó por medio de trampas *pitfall* y transectos en ambos tipos de plantación, así se cuenta con un método pasivo y uno activo que es lo que recomiendan estudios previos (Garden *et al.*, 2007; Paoletti *et al.*, 2018). En cada tipo de plantación se colocaron dos transectos de 250 m de largo marcados y 5 m de ancho, 2.5 m de ancho hacia cada lado desde el centro de cada transecto. Cada transecto abarcó 125 m que correspondieron a área sin cobertura y los otros 125 m a área con cobertura de suelo. Cada transecto está separado entre sí por una distancia mínima de 500 m. En cada viaje se muestreó cada transecto de 250 m, una vez de día y una vez de noche. En el día se muestreó de 9:00 a.m. a 11:00 a.m. y de noche se muestreó de 20:00 p.m. a 23:00 p.m. Los transectos fueron muestreados por cuatro personas en conjunto, quienes buscaron activamente debajo de la hojarasca, ramas caídas, rocas y entre las vainas del banano. A inicio, fin y mitad de

cada transecto por tipo de plantación, se tomaron datos de temperatura y humedad relativa. Los individuos detectados fueron identificados en el sitio. La identificación fue facilitada por un listado previo de posibles especies de herpetofauna en el área y la observación de las características diagnósticas de los individuos detectados. Asimismo, los cantos de ranas fueron tomados como detecciones durante los muestreos. Las detecciones se vincularon al transecto realizado, el tipo de plantación y el horario en el que se encontró el individuo.

Las trampas *pitfall* también se colocaron en los dos tipos de plantación, tres trampas en cada tipo y en el sitio de cada trampa se colocó un *datalogger* para que diariamente tomara datos de temperatura y humedad relativa. Las trampas se colocaron a modo que estuvieran separadas entre sí por una distancia mínima de 300 m. Cada trampa consistió en una cerca recta de lámina galvanizada lisa de 5 m de largo y 35 cm de alto (5 cm enterrados) con una cubeta plástica de 50 L enterrada, a manera de que el borde esté al nivel del suelo, en cada extremo de la cerca. A cada lámina de las cercas se le colocó en la parte trasera el soporte de ramas en los extremos y en el medio. Dentro de cada cubeta se colocó *duroport*, así, en dado caso se inundaran las cubetas, los individuos atrapados pudieran salir de la cubeta. Este diseño permitió que los organismos fueran guiados por la cerca hacia alguna de las cubetas. En cada viaje, las trampas fueron revisadas todos los días por la mañana (8:00 a.m.) y por la noche (19:00 p.m.) para la misma toma de datos que se realizó en los transectos y posterior a esto fueron liberados los individuos. Al finalizar cada muestreo, las cubetas se dejaron cerradas con su tapadera para evitar que quedaran atrapados organismos. En total se realizaron siete viajes para que el estudio tuviera el esfuerzo de muestreo requerido.



Figura 4. A. Área con plantación convencional. B. Área con plantación que cuenta con la planta “*Epipremnum aureum*” como cobertura de suelo, ambas en la finca bananera Toropinto, Escuintla, Guatemala (Fuente: Elaboración propia).

C. Análisis estadístico

1. Diferencias en la riqueza y diversidad de herpetofauna entre los tipos de plantación y métodos de muestreo

La abundancia y riqueza de anfibios y reptiles se evaluó para cada tipo de plantación y método de muestreo. Se generaron curvas de acumulación de especies para determinar si el esfuerzo de muestreo fue el suficiente basado en los datos de riqueza de especies y abundancia acumulados para la herpetofauna en cada muestreo para ambos métodos de muestreo (Ugland *et al.*, 2003). Se utilizó la función “rarecurve” del paquete “vegan” (Oksanen, 2019) en el software R (*R Core Team*, 2023).

Se comparó la abundancia y riqueza total entre los dos tipos de plantación y los métodos de muestreo para anfibios y reptiles tomando en cuenta también las covariables de temperatura y humedad relativa por medio de modelos lineares generalizados de tipo binomial negativo (GLM, por sus siglas en inglés). Se utilizó este tipo de modelo debido a

que los datos estaban sobre dispersos (Paoletti *et al.*, 2018). En el caso del modelo de riqueza de reptiles, se utilizó un GLM de la familia Poisson debido a que se ajustó de mejor forma a los datos. El análisis se realizó con la función “glmer” del paquete “lme4” (Bolker *et al.*, 2009) en R. Se evaluaron distintos modelos candidatos de los que se obtuvo el modelo más parsimonioso con base al criterio de información de Akaike para muestras pequeñas (AICc), utilizando un delta <2 con el paquete MuMIN (Barton, 2023). El modelo más parsimonioso (el modelo con el menor AICc) se validó evaluando los patrones de residuales, que indican el ajuste aceptable del modelo. Previo a la evaluación de los modelos candidatos se analizó la colinealidad de las variables con el coeficiente de correlación de Pearson (<0.5) y el factor de inflación de varianza de los efectos fijos (VIF <3).

2. Variación en la composición de la comunidad de herpetofauna entre los tipos de plantación y métodos de muestreo

Para evaluar la diferencia en la estructura y composición de las comunidades entre la plantación convencional sin cobertura y la plantación con cobertura de suelo, se utilizó una ordenación del escalamiento multidimensional no-métrico (NMDS) basado en la matriz de disimilitud de Bray Curtis, que toma los datos de abundancia de cada especie para cada tipo de plantación (Urbina-Cardona *et al.*, 2006; Ndriantsoa *et al.*, 2017). La construcción del diagrama de ordenación se quedó al final con la configuración que contiene el menor estrés para la configuración y con base en esta, se graficó. La gráfica proyectó los datos multivariados en la menor cantidad de dimensiones para facilitar su visualización. Los datos más similares están cercanos y los más distintos están separados (Gillespie *et al.*, 2015). El análisis de NMDS se realizó con la función “metaDS” del paquete “vegan” en el software R. Luego, se realizó el análisis de similitudes (ANOSIM), el cual, es un análisis de varianza multivariante permutacional (PERMANOVA). El ANOSIM evaluó la significancia de las diferencias en la estructura de las comunidades de herpetofauna entre la plantación convencional y la plantación con cobertura de suelo (Clarke, 1993). Esta prueba toma como base las matrices de disimilitud, al igual que el NMDS; se recomienda realizar entre 1,000 - 5,000 permutaciones (Knowlton *et al.*, 2019; Decena *et al.*, 2020). Para el análisis ANOSIM, se utilizó la función “adonis2” del paquete “vegan” en R.

3. Evaluación general de la riqueza y diversidad de herpetofauna en la finca bananera

En general, se evaluó la riqueza y diversidad de herpetofauna en el sitio para generar un listado de las especies presentes de anfibios y reptiles. El listado se generó con los datos recopilados en campo y fue complementado por registros fotográficos proporcionados por los trabajadores de la finca de fauna que han encontrado dentro de las plantaciones. Asimismo, se utilizó como fuente el aspecto anecdótico, en el que trabajadores describieron a las especies. Se clasificaron todas las especies registradas con los siguientes niveles taxonómicos: clase, orden y familia. Se determinó el número de individuos registrados para cada especie y se evaluó el estado de conservación de todas las especies de herpetofauna registradas por medio de 3 criterios: la lista roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN), la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES) y la lista de especies amenazadas (LEA) del Consejo Nacional de Áreas Protegidas (CONAP).

4. Extensión comunitaria para promover la conservación de herpetofauna

Se llevó a cabo una charla de educación ambiental centrada en la herpetofauna de la plantación bananera dirigida a los trabajadores de la finca; en la charla, estuvieron presentes 12 trabajadores. La charla tuvo como objetivo principal aumentar la conciencia y el conocimiento sobre la diversidad herpetológica del área. Se discutieron temas sobre qué eran los anfibios y reptiles, sus roles e importancia ecológica, sobre cómo identificar serpientes venenosas presentes en el área y procedimientos a seguir en caso de mordedura. Se proporcionaron instrucciones claras sobre cómo reconocer los signos y síntomas de envenenamiento, así como las medidas de emergencia previo a llegar a un centro de salud.

Además, se tuvo una sesión de retroalimentación y reflexión, donde los participantes tuvieron la oportunidad de compartir sus experiencias de encuentros con serpientes y mordeduras. La charla concluyó con una dinámica en la que a los participantes se les realizó una prueba corta en la que se les proyectó diferentes especies de serpientes que se les había presentado previamente y ellos tuvieron que identificar si eran venenosas o no. Por último, hubo una convivencia con refacción.

VII. RESULTADOS

A. Riqueza de herpetofauna en la plantación bananera

El muestreo realizado en la plantación bananera mostró diferentes resultados a nivel de riqueza entre los dos métodos aplicados de muestreo. Para determinar si el esfuerzo de muestreo fue el necesario, se realizó la curva de acumulación de especies (Fig. 5), en la cual se puede observar que con el esfuerzo de muestreo realizado (# de viajes) se obtuvieron 18 especies de herpetofauna por medio de los transectos. La curva dada por los transectos está cercana a la asíntota en el sexto viaje, sin embargo, no llegó a esta. Por otro lado, por medio de las trampas se obtuvieron seis especies. Entre los viajes no se observó un cambio en el número de especies acumuladas con el método de trampas, por lo que para el sexto viaje la curva llegó a la asíntota.

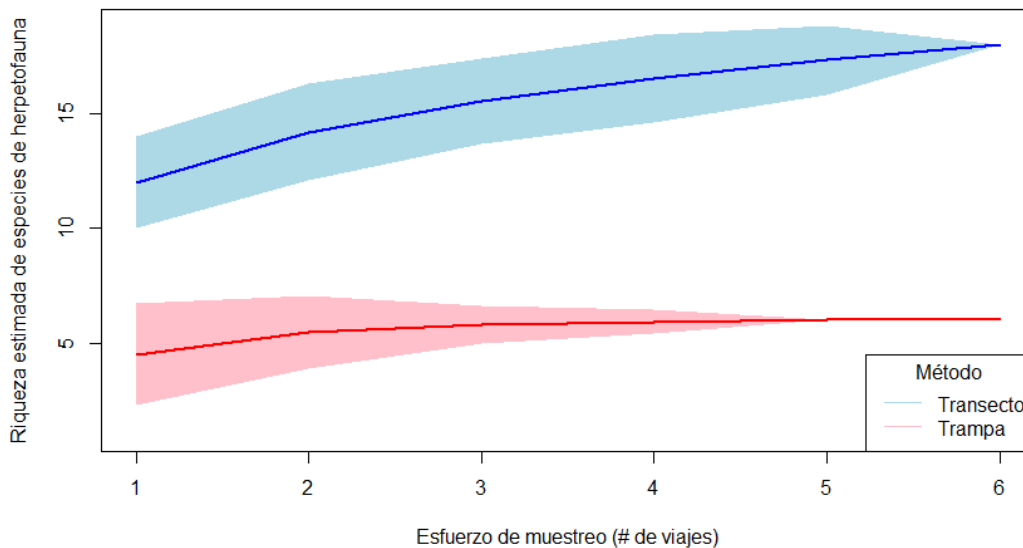


Figura 5. Curva de acumulación de especies de herpetofauna según el esfuerzo de muestreo (# de viajes) para cada método: transecto y trampa, en la finca bananera Toropinto, Escuintla, Guatemala

La riqueza total de especies registradas por medio de los transectos fue de 18 especies, y por medio de los estimadores no paramétricos se obtuvo valores similares de riqueza estimada con el esfuerzo de muestreo realizado. El estimador Chao, basado en datos de abundancia, mostró una riqueza de 21.2, un valor diferente a la riqueza observada (cuadro 11). El estimador Jacknife dio un valor de riqueza de 21.3 y Jacknife2 un valor de 22.9, valores mayores a la riqueza observada y Bootstrap estimó una riqueza de 19.5. Generalmente, los estimadores Chao y Jacknife proporcionan valores similares en comparación al estimador Bootstrap, en este caso los valores de riqueza de los estimadores se observan con ese patrón.

La riqueza total de las especies registradas por medio de las trampas fue de seis especies. Los estimadores de riqueza no paramétricos Chao, Jack1 y Bootstrap dieron el mismo valor de riqueza que la observada, seis especies (cuadro 1). El estimador Jack2 dio un valor de riqueza levemente menor a la observada, 5.5. Esta estimación se obtuvo con el esfuerzo de muestreo de seis viajes.

Cuadro 1. Riqueza total de herpetofauna, riquezas estimadas y el esfuerzo de muestreo (n: # de viajes) para ambos métodos de muestreo

Método	Especies	Chao	Jack1	Jack2	Boot	n
Transecto	18	21.3	21.3	22.9	19.5	6
Trampa	6	6	6	5.5	6.1	6

B. Diferencias en la riqueza y diversidad de herpetofauna entre los tipos de plantación y métodos de muestreo

1. Diferencias en la riqueza y diversidad de anfibios entre los tipos de plantación y métodos de muestreo

El efecto de diferentes variables sobre la abundancia de anfibios se evaluó por medio de modelos lineales generalizados (GLM). Entre los modelos candidatos, el modelo más

parsimonioso según el AICc fue el “FULL” con un valor de AICc de 541.00 (el valor más bajo) (cuadro 2), el cual, también fue validado con los análisis de residuos y aprobó cinco de las seis pruebas de residuales con el paquete DHARMA (Apéndice 19). El modelo seleccionado contó con las variables explicativas: temperatura, humedad, cobertura, método y horario, de las cuales, temperatura, cobertura y método mostraron un efecto significativo sobre la abundancia de anfibios, según los intervalos de confianza (cuadro 3). De igual forma, el viaje 2 mostró un efecto significativo para la abundancia de anfibios. El estimado β para temperatura muestra que tiene un efecto negativo sobre la abundancia de anfibios; la presencia de cobertura y el viaje 2 tuvieron un efecto negativo de igual manera. Por otro lado, el método transecto demostró tener un mayor efecto positivo sobre la abundancia de anfibios en comparación con la trampa.

Cuadro 2. Cuadro de selección de modelos lineares generalizados basada en el criterio de información de Akaike (AICc) para la abundancia de anfibios. df: grados de libertad. logLik: probabilidad logarítmica. Δ AICc: diferencia entre los valores de AICc. W_i : peso.

Modelo	df	logLik	AICc	Δ AICc	W_i
FULL: Temperatura + Humedad + Cobertura + Método + Horario + Día + Viaje	15	-254.658	541.0	0.00	1
Temperatura + Humedad + Horario	3	-282.915	571.9	30.88	0
Temperatura	3	-309.202	624.5	83.46	0
Humedad	3	-307.218	624.6	83.61	0
Cobertura	3	-311.459	629.0	87.97	0
Método	3	-314.770	635.6	94.59	0
Horario	11	-310.658	644.2	103.22	0

Cuadro 3. Resumen del modelo más parsimonioso para la abundancia de anfibios en la finca bananera Toropinto, Escuintla, Guatemala. Error Std: Error Estándar. 2.5 %-97.5 %: Intervalos de confianza.

	Estimado (β)	Error Std.	Valor Z	2.5 %	97.5 %
Intercepto	5.797642	3.666173	1.581	-1.4587785	13.02291431
Temperatura	-0.257794	0.077978	-3.306	-0.4184501	-0.10523302
Humedad	-0.004333	0.020827	-0.208	-0.0448932	0.03719972
Cobertura SI	-1.270651	0.234556	-5.417	-1.7442214	-0.81031402
Método TRANSECTO	2.896274	0.356682	8.120	2.2314304	3.67775997
Horario NOCTURNO	0.015652	0.323844	0.048	-0.6567262	0.64667810
Día2	-0.086315	0.335273	-0.257	-0.7265129	0.54750305
Día3	0.141787	0.337805	0.420	-0.5370749	0.82264303
Día4	-0.188518	0.493109	-0.382	-1.1775448	0.77640100
Viaje2	-0.762583	0.377732	-2.019	-1.5086181	-0.02907478
Viaje3	-0.377601	0.369712	-1.021	-1.1001687	0.34208837
Viaje4	-0.282933	0.368123	-0.769	-1.0178348	0.44666846
Viaje5	-0.138326	0.414797	-0.333	-0.9630319	0.68757492
Viaje6	-0.159312	0.371868	-0.428	-0.8946677	0.57589860

El modelo que explicó de mejor manera la riqueza de anfibios fue el “FULL” según el valor de AICc, que fue de 404.0 (cuadro 4). Este incluyó las variables explicativas temperatura, humedad, cobertura, método y horario. Asimismo, se validó ese modelo con los análisis de residuos, de los cuales, aprobó las seis pruebas (apéndice 20). Le temperatura, el método, la cobertura y el viaje 2 fueron las variables que tuvieron un efecto claro según los intervalos de confianza (cuadro 5). El estimado β de las variables mostró

que la temperatura, la presencia de cobertura y el viaje 2 tuvieron un efecto negativo sobre la riqueza de anfibios y el método de transecto tuvo un efecto positivo sobre la riqueza.

Cuadro 4. Cuadro de selección de modelos lineares generalizados basada en el criterio de información de Akaike (AICc) para la riqueza de anfibios. df: grados de libertad. logLik: probabilidad logarítmica. Δ AICc: diferencia entre los valores de AICc. W_i : peso.

Modelo	df	logLik	AICc	Δ AICc	W_i
FULL: Temperatura + Humedad + Cobertura + Método + Horario + Día + Viaje	15	-186.156	404.0	0.00	1
Temperatura + Humedad + Horario	3	-208.190	422.5	18.44	0
Temperatura	5	-237.229	484.7	80.64	0
Humedad	3	-242.632	491.3	87.32	0
Cobertura	3	-243.464	493.0	88.98	0
Método	3	-247.532	501.1	97.12	0
Horario	11	-243.259	509.4	105.42	0

Cuadro 5. Resumen del modelo más parsimonioso para la riqueza de anfibios en la finca bananera Toropinto, Escuintla, Guatemala. Error Std: Error Estándar. 2.5 %-97.5 %: Intervalos de confianza.

	Estimado (β)	Error Std.	Valor Z	2.5 %	97.5 %
Intercepto	2.69537	3.30798	0.815	-3.73485371	9.207004794
Temperatura	-0.16253	0.07141	-2.276	-0.30626299	-0.025687781
Humedad	-0.00256	0.01854	-0.138	-0.03908088	0.033463375
Cobertura SI	-0.83560	0.19960	-4.186	-1.23830302	-0.453261974
Método TRANSECTO	2.48772	0.34338	7.245	1.86545511	3.222956856
Horario NOCTURNO	0.04006	0.29482	0.136	-0.55208066	0.611817497
Día2	-0.05099	0.26448	-0.193	-0.56874785	0.472318671
Día3	0.07753	0.25973	0.298	-0.42974612	0.592681366
Día4	-0.20862	0.43665	-0.478	-1.09872068	0.626025891
Viaje2	-0.59455	0.30193	-1.969	-1.20005566	-0.009420022
Viaje3	-0.54872	0.31015	-1.769	-1.17652059	0.048079782
Viaje4	-0.27891	0.29429	-0.948	-0.86670070	0.293554556
Viaje5	-0.47622	0.36475	-1.306	-1.23261920	0.211394675
Viaje6	-0.15026	0.29319	-0.513	-0.73622242	0.420171394

La abundancia de anfibios fue mayor en las plantaciones sin cobertura que en las que tenían cobertura, y la abundancia disminuyó mientras la temperatura fuese mayor en el caso de ausencia de cobertura. En presencia de cobertura, el aumento de la temperatura no mostró un efecto notorio sobre la abundancia de anfibios (A, Fig. 6). La abundancia de anfibios fue mayor con el método transecto en comparación con la trampa, y la abundancia disminuyó en los transectos con el aumento de temperatura. En el caso del método de trampas *pitfall*, no se observó un efecto claro de la temperatura sobre la abundancia debido

al bajo registro de abundancia con este método, sin embargo, se pudo observar una leve disminución en la abundancia con el aumento de la temperatura (C, Fig. 6).

La riqueza de anfibios fue mayor en las plantaciones sin cobertura en comparación con cobertura y la riqueza disminuyó en ambos casos con el aumento de temperatura (B, Fig. 6). La riqueza fue mayor con el método transecto en comparación con la trampa y, de igual manera, la riqueza disminuyó en ambos casos con el incremento de la temperatura (D, Fig. 6).

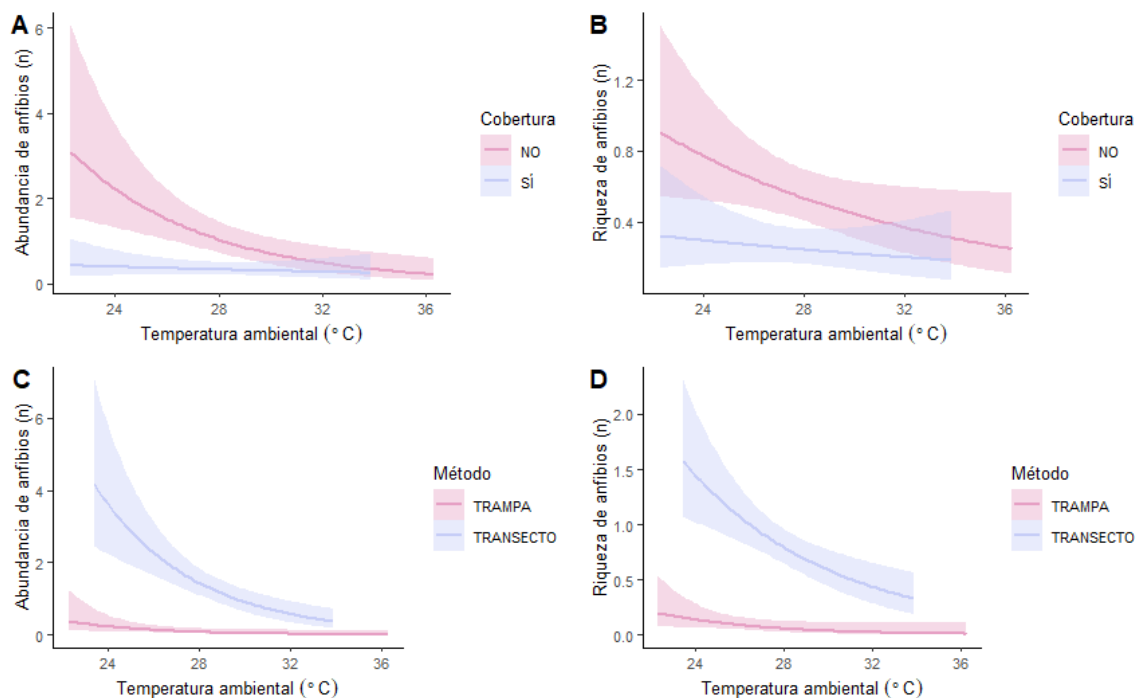


Figura 6. Abundancia y riqueza de anfibios según el método de muestreo y el tipo de plantación dados por los modelos más parsimoniosos para abundancia y riqueza en la finca bananera Toropinto, Escuintla, Guatemala. A. Abundancia de anfibios según la temperatura ambiental y el tipo de plantación (con o sin cobertura de suelo). B. Riqueza de anfibios según la temperatura ambiental y el tipo de plantación. C. Abundancia de anfibios según la temperatura ambiental y el método de muestreo (trampa o transecto). D. Riqueza de anfibios según la temperatura ambiental y el método de muestreo.

2. Diferencias en la riqueza y diversidad de reptiles entre los tipos de plantación y métodos de muestreo

La abundancia de reptiles fue evaluada de igual forma con GLM. Entre los modelos candidatos, el modelo más parsimonioso, según el AICc fue el “FULL”, con un valor de AICc de 846.5 (el valor más bajo) (cuadro 6). El modelo fue validado con los análisis de residuos y aprobó las seis pruebas de residuales con el paquete DHARMA (apéndice 21). El modelo seleccionado contó con las variables explicativas: temperatura, humedad, cobertura, método, horario, día y viaje de las cuales, solamente el método de muestreo y el viaje 6 tuvieron un efecto significativo sobre la abundancia de reptiles, según los intervalos de confianza (cuadro 7). El estimado β para temperatura muestra que el método de transecto y el viaje 6 tuvieron un efecto positivo sobre la abundancia de reptiles.

Cuadro 6. Cuadro de selección de modelos lineares generalizados basada en el criterio de información de Akaike (AICc) para la abundancia de reptiles. df: grados de libertad. logLik: probabilidad logarítmica. Δ AICc: diferencia entre los valores de AICc. W_i : peso.

Modelo	df	logLik	AICc	Δ AICc	W_i
FULL: Temperatura + Humedad + Cobertura + Método + Horario + Día + Viaje	15	-407.380	846.5	0.00	0.973
Temperatura + Humedad + Horario	3	-423.780	853.6	7.17	0.027
Temperatura	5	-556.684	1123.6	277.10	0.000
Humedad	3	-566.030	1138.1	291.67	0.000
Cobertura	3	-576.160	1158.4	311.93	0.000
Método	3	-576.497	1159.1	312.60	0.000
Horario	11	-572.639	1168.2	321.73	0.000

Cuadro 7. Resumen del modelo más parsimonioso para la abundancia de reptiles en la finca bananera Toropinto, Escuintla, Guatemala. Error Std: Error Estándar. 2.5 %-97.5 %: Intervalos de confianza.

	Estimado (β)	Error Std.	Valor Z	2.5 %	97.5 %
Intercepto	-5.23828	2.25801	-2.320	9.99454498	0.61178250
Temperatura	0.06757	0.05036	1.342	0.03574679	0.17083283
Humedad	0.00874	0.01192	0.733	0.01588962	0.03398791
Cobertura SI	-0.06946	0.13009	-0.534	0.33201561	0.19332068
Método TRANSECTO	4.23183	0.30221	14.003	3.67723904	4.87786697
Horario NOCTURNO	-0.38029	0.21705	-1.752	0.81216669	0.04165360
Día2	-0.17463	0.21615	-0.808	0.59900551	0.24766717
Día3	0.09708	0.21991	0.441	0.33619001	0.53007751
Día4	0.10003	0.28817	0.347	0.46687767	0.67037558
Viaje2	0.07784	0.23968	0.325	0.39632788	0.55213823
Viaje3	0.33133	0.23010	1.440	0.12085869	0.78477992
Viaje4	0.38064	0.22426	1.697	0.05591855	0.81808649
Viaje5	0.27647	0.26057	1.061	0.24166123	0.79807943
Viaje6	0.53667	0.22436	2.392	0.09021361	0.98512893

La riqueza de reptiles fue analizada con un GLM distinto a los demás, ya que para las otras variables dependientes se han utilizado GLM de tipo binomial negativo, mientras que en este caso se utilizó de tipo Poisson porque se ajustó mejor a los datos. Entre los modelos candidatos, el mejor modelo fue el que solamente incluyó la variable de método de muestreo, ya que tuvo el AICc más bajo con un valor de 518.3 (cuadro 8) y se validó ese modelo con los análisis de residuos, de los cuales, aprobó cinco de las seis pruebas de residuales con el paquete DHARMA (apéndice 22). Se confirmó el efecto significativo de la variable método con los intervalos de confianza (cuadro 9). El estimado β de la variable método mostró que el método de transecto tuvo un efecto positivo sobre la riqueza de reptiles.

Cuadro 8. Cuadro de selección de modelos lineares generalizados basada en el criterio de información de Akaike (AICc) para la riqueza de reptiles. df: grados de libertad. logLik: probabilidad logarítmica. Δ AICc: diferencia entre los valores de AICc. W_i : peso.

Modelo	df	logLik	AICc	Δ AICc	W_i
Método	2	-257.118	518.3	0.00	0.99
Temperatura + Humedad + Cobertura + Método + Horario + Día + Viaje	14	-248.992	527.5	9.20	0.01
Temperatura + Humedad + Horario	4	-429.866	867.9	349.59	0.00
Temperatura	2	-452.861	909.8	391.49	0.00
Humedad	2	-465.485	935.0	416.74	0.00
Cobertura	2	-465.712	935.5	417.19	0.00
Horario	10	-460.182	941.1	422.86	0.00

Figura 7. Abundancia y riqueza de reptiles en la finca bananera Toropinto, Escuintla, Guatemala, según el método de muestreo (trampa o transecto). A. Abundancia de reptiles según el método de muestreo. B. Riqueza de reptiles según el método de muestreo.

C. Variación en la composición de la comunidad de herpetofauna entre los tipos de plantación

El NMDS mostró que las comunidades de herpetofauna son similares entre las plantaciones con cobertura y sin cobertura dado el traslape entre las elipses de ambos tipos (Fig. 8). La única presencia de tres puntos en el NMDS muestra que las especies se traslapan en el mismo punto según los dos ejes en el espacio. Esto se debe que cuentan con los mismos valores de disimilitud dados por su semejanza en cuanto el efecto de variables externas que afectan su presencia en áreas con cobertura y sin cobertura en la plantación. Asimismo, la falta de diferenciación entre las comunidades se validó con el análisis PERMANOVA, ya que demostró que no había diferencia significativa entre la composición de las comunidades de herpetofauna entre ambos tipos de plantación ($p > 0.05$) (cuadro 10).

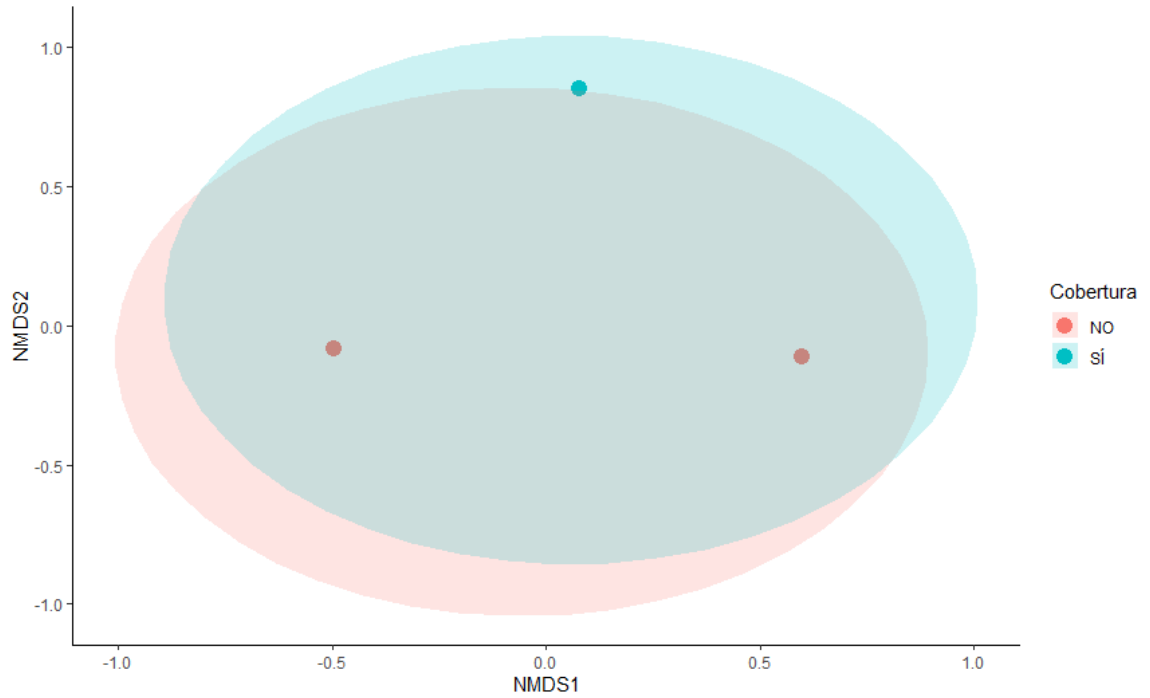


Figura 8. NMDS de la herpetofauna según el tipo de plantación (con o sin cobertura de suelo) dado por las matrices de abundancias en la finca bananera Toropinto, Escuintla, Guatemala. Los puntos representan a las especies.

Cuadro 10. Prueba de variación en las comunidades de herpetofauna entre los tipos de plantación en la finca bananera Toropinto, Escuintla, Guatemala por medio de un PERMANOVA. Df: Grados de libertad. SumofSqs: Suma de cuadrados. Pr(>F): valor p. Significancia ($p < 0.05$)

	Df	SumofSqs	R ²	F	Pr(>F)
Cobertura	1	0.2111	0.0738	0.6375	0.634
Residual	8	2.6492	0.9262	---	---
Total	9	2.8603	1.00000	---	---

D. Evaluación general de la riqueza y diversidad de herpetofauna en la finca bananera

La riqueza total registrada en la plantación bananera fue de 26 especies de herpetofauna, la cual, fue tomada a partir de las distintas fuentes de registro. Las 26 especies están divididas en 10 especies de anfibios y 16 especies de reptiles. Estas especies representan a 20 familias, 7 familias de anfibios y 13 familias de reptiles (cuadro 11). La mayoría de las especies fueron registradas por medio de observación directa. Respecto a los anfibios, solamente una especie fue registrada anecdóticamente, *Dermophis mexicanus*. En los reptiles, los vipéridos y colúbridos fueron registrados por medio de fotografías proporcionadas por los trabajadores y la serpiente *Loxocemus bicolor* fue registrada anecdóticamente.

Cuadro 11. Listado de especies de herpetofauna presentes en la plantación en la finca bananera Toropinto, Escuintla, Guatemala, así como su clasificación taxonómica y fuente de registro. OD: Observación directa. RTF: Registro fotográfico de trabajador. A: Anecdótico

No.	Clase	Orden	Familia	Especie	Fuente de registro
1.	Amphibia	Anura		<i>Rhinella horribilis</i>	OD
2.	Amphibia	Anura	Bufonidae	<i>Incilius valliceps</i>	OD
3.	Amphibia	Anura		<i>Incilius luetkenii</i>	OD
4.	Amphibia	Anura	Hylidae	<i>Smilisca baudinii</i>	OD
5.	Amphibia	Anura	Leptodactylidae	<i>Leptodactylus melanonotus</i>	OD
6.	Amphibia	Anura		<i>Engystomops pustulosus</i>	OD
7.	Amphibia	Anura	Ranidae	<i>Lithobates forreri</i>	OD
8.	Amphibia	Anura	Rhinophrynidae	<i>Rhinophrynus dorsalis</i>	OD
9.	Amphibia	Anura	Microhylidae	<i>Hypopachus variolosus</i>	OD
10.	Amphibia	Gymnophiona	Dermophiidae	<i>Dermophis mexicanus</i>	A
11.	Reptilia	Squamata	Iguanidae	<i>Ctenosaura similis</i>	OD
12.	Reptilia	Squamata	Gekkonidae	<i>Hemidactylus frenatus</i>	OD
13.	Reptilia	Squamata	Dactyloidae	<i>Anolis wellbornae</i>	OD
14.	Reptilia	Squamata	Gymnophthalmidae	<i>Gymnophthalmus speciosus</i>	OD
15.	Reptilia	Squamata	Teiidae	<i>Aspidoscelis deppii</i>	OD
16.	Reptilia	Squamata		<i>Holcosus undulatus</i>	OD
17.	Reptilia	Squamata	Sphenomorphidae	<i>Scincella assata</i>	OD
18.	Reptilia	Squamata	Corytophanidae	<i>Basiliscus vittatus</i>	OD
19.	Reptilia	Squamata	Leptotyphlopidae	<i>Epictia phenops</i>	OD
20.	Reptilia	Squamata	Dipsadidae	<i>Enulus flavitorques</i>	OD
21.	Reptilia	Squamata		<i>Leptodeira septentrionalis</i>	OD
22.	Reptilia	Squamata	Boidae	<i>Boa imperator</i>	OD
23.	Reptilia	Squamata	Loxocemidae	<i>Loxocemus bicolor</i>	A
24.	Reptilia	Squamata	Colubridae	<i>Drymobius margaritiferus</i>	RFT
25.	Reptilia	Squamata	Viperidae	<i>Crotalus simus</i>	RFT
26.	Reptilia	Squamata		<i>Agkistrodon bilineatus</i>	RFT

Se clasificaron las especies registradas en su estado de amenaza según las distintas categorías. Bajo la lista roja de la IUCN, la mayoría de las especies están catalogadas como

“preocupación menor” (LC), a excepción de *A. bilineatus* que se encuentra como “casi amenazada” (NT) (cuadro 12). De igual manera, esta es la única especie que se encuentra en la categoría 1 de la lista de especies amenazadas (LEA) del CONAP. Las demás especies que presentan una categoría en la LEA son *B. imperator*, *L. bicolor* y *C. simus*, las 3 siendo especies de serpiente y se encuentran bajo la categoría 3. Además, *B. imperator* y *L. bicolor* se encuentran bajo la categoría II de la CITES, al igual que *C. similis*. Las especies con mayor cantidad de registros fueron *H. undulatus* con 247 registros, *B. vittatus* con 189, *S. assata*, 144 e *I. valliceps*, 108. La mayoría fueron lagartijas, a excepción de *I. valliceps*, que es una especie de sapo. Hay especies que en el cuadro anterior se detectaron por medio de observación directa pero no aplicaron para el número de registros de las especies debido a que las observaciones fueron fuera del diseño de muestreo.

Cuadro 12. Especies de herpetofauna registradas en la plantación en la finca bananera Toropinto, Escuintla, Guatemala, su estado de amenaza para la lista roja de la IUCN, CITES y la LEA del CONAP, y el número de individuos registrados para cada especie. IUCN, LC: preocupación menor. NT: Casi amenazada. CITES II: Especies que podrían estar amenazadas si no se regula su comercio. LEA 1: Especies en peligro crítico de las que solamente se pueden aprovechar partes o derivados. 3: Especies vulnerables, pero aprovechables mientras se cuente con planes de manejo. NA: No aplica. Las especies cuyo registro es anecdótico no aplican en registros (n)

No.	Especie	IUCN	CITES	LEA (CONAP)	Registros (n)
1.	<i>Rhinella horribilis</i>	LC	---	---	70
2.	<i>Incilius valliceps</i>	LC	---	---	108
3.	<i>Incilius luetkenii</i>	LC	---	---	3
4.	<i>Smilisca baudinii</i>	LC	---	---	38
5.	<i>Leptodactylus melanonotus</i>	LC	---	---	6
6.	<i>Engystomops pustulosus</i>	LC	---	---	3
7.	<i>Lithobates forreri</i>	LC	---	---	1
8.	<i>Rhinophrynus dorsalis</i>	LC	---	---	1
9.	<i>Hypopachus variolosus</i>	LC	---	---	1
10.	<i>Dermophis mexicanus</i>	LC	---	---	NA
11.	<i>Ctenosaura similis</i>	LC	II	---	NA
12.	<i>Hemidactylus frenatus</i>	LC	---	---	89
13.	<i>Anolis wellbornae</i>	LC	---	---	105
14.	<i>Gymnophthalmus speciosus</i>	LC	---	---	3
15.	<i>Aspidoscelis deppii</i>	LC	---	---	20
16.	<i>Holcosus undulatus</i>	LC	---	---	247
17.	<i>Scincella assata</i>	LC	---	---	144
18.	<i>Basiliscus vittatus</i>	LC	---	---	189
19.	<i>Epictia phenops</i>	LC	---	---	NA
20.	<i>Enulius flavitorques</i>	LC	---	---	4
21.	<i>Leptodeira septentrionalis</i>	LC	---	---	10
22.	<i>Boa imperator</i>	LC	II	3	NA
23.	<i>Loxocemus bicolor</i>	LC	II	3	NA
24.	<i>Drymobius margaritiferus</i>	LC	---	---	NA
25.	<i>Crotalus simus</i>	LC	---	3	NA
26.	<i>Agkistrodon bilineatus</i>	NT	---	1	NA

E. Extensión comunitaria para promover la conservación de herpetofauna

En conjunto con otros 3 colaboradores se realizó una charla de concientización dirigida a los trabajadores de la finca bananera (A y B, Fig. 9). A la charla asistieron 12 trabajadores (C y D, Fig. 9), quienes recibieron información general sobre los anfibios y reptiles y su importancia ecológica. Así también, hubo una sección de la charla que se enfocó en la diferenciación de las serpientes venenosas de las no venenosas y otra en la que se dio un simple procedimiento de qué hacer en casos de mordedura de serpiente. Asimismo, se realizó una dinámica en la que a los trabajadores se les pasó un mini examen con 7 preguntas. El mini examen consistió en que los participantes tenían que identificar como venenosa o no venenosa las 7 especies de serpientes proyectadas en el momento. Dichas especies habían sido discutidas previamente en la charla, las cuales fueron: *A. bilineatus*, *T. biscutatus*, *L. septentrionalis*, *B. asper*, *L. bicolor*, *C. simus* y *D. melanurus*. Por último, los participantes compartieron anécdotas de encuentros con serpientes en la finca.



Figura 9. Integrantes de la charla de concientización sobre la diversidad de herpetofauna en la plantación bananera.



Figura 10. Trabajadores de la plantación que participaron en la charla de concientización sobre la diversidad de herpetofauna en la bananera.

VIII. DISCUSIÓN

A. Riqueza de herpetofauna en la plantación bananera

El muestreo realizado en la plantación bananera permitió registrar 18 especies por medio de los transectos y trampas *pitfall*. A través de los transectos, se lograron detectar las 18 especies, mientras que con las trampas solamente se detectaron seis especies. En la curva de acumulación de especies se observa que por medio de las trampas se logró llegar a la asíntota en contraste con los transectos (Fig. 5). Esta diferencia fue debida a que a través de los distintos viajes se acumuló la misma cantidad de especies con las trampas, mientras que con los transectos se fueron acumulando distintas especies a través de los viajes.

Las trampas no proveyeron especies diferentes a las detectadas en los transectos, por lo que la detección por medio de las trampas funcionó como una submuestra de lo detectado en los transectos. De este modo, evaluando también que la instalación de las trampas es cara y consume tiempo (Maritz *et al.*, 2007), los transectos son un método más efectivo para la herpetofauna en este hábitat, ya que se ha visto que la efectividad de detección de los métodos puede variar entre los tipos de hábitat (Ribeiro *et al.*, 2008).

Los estimadores Chao, Jacknife1 y Jacknife2 dieron riquezas mayores a la observada en el método de transecto, mientras que Bootstrap dio un valor más cercano a la riqueza observada. Los estimadores son útiles para evaluar la cantidad de especies más cercana a la realidad, ya que el muestreo en campo tiende a subestimar la riqueza de especies dado a la posible presencia de especies raras y conspicuas (Rodríguez-Ramos *et al.*, 2013). En este caso, se observa que por medio del método de transecto se podrían detectar entre tres y cuatro especies más de herpetofauna. En cuanto al método de trampa, los estimadores Chao, Jacknife 1 y Bootstrap dieron el mismo valor de riqueza que el observado. Esto se debe a que, con este método, la riqueza se mantuvo igual en todos los viajes, por lo que la probabilidad de detección de más especies es baja. Los estimadores son útiles para complementar los resultados obtenidos en campo, sin embargo, es importante la evaluación de errores tipo I debido a que la estimación dada puede variar entre ensamblajes altos en riqueza y bajos en riqueza de especies. En ensamblajes con baja riqueza de especies, los

estimadores Chao y Jackknife son más confiables (Gwinn *et al.*, 2015) por lo que, en este caso, la estimación dada en trampa es más segura que la dada en transecto.

B. Diferencias en la riqueza y diversidad de herpetofauna entre los tipos de plantación y métodos de muestreo

1. Diferencias en la riqueza y diversidad de anfibios entre los tipos de plantación y métodos de muestreo

El efecto sobre la abundancia y riqueza de anfibios fue evaluado por medio de GLM. El modelo seleccionado que explica de mejor manera el efecto sobre la abundancia de anfibios fue el modelo “FULL” que contó con todas las variables explicativas (cuadro 2), el cual, tuvo a la temperatura, cobertura y el método de muestreo con un efecto notorio (cuadro 3). De igual forma, el modelo “FULL” se ajustó mejor a la riqueza de anfibios (cuadro 4) y también fue significativo el efecto de las mismas variables: temperatura, cobertura y método. La temperatura tuvo un efecto negativo sobre la abundancia y riqueza de anfibios (Fig. 6). El aumento de la temperatura afecta los patrones de riqueza entre los diferentes hábitats (Schivo *et al.*, 2019); en este caso, la presencia de especies de anfibios disminuyó con temperaturas más altas ya que pudo afectar a las especies ligadas a pequeños cuerpos de agua como *L. forreri*, *E. pustulosus* y *L. melanonotus* (Louette *et al.*, 2012; Heyer y de Sá, 2011; Cannatella y Duellman, 1998). Así también, la disminución en la abundancia muestra que la temperatura moldea el comportamiento y actividad de los anfibios. El aumento de la temperatura produce estrés hídrico sobre los anfibios, por lo que su actividad se puede ver mermada y, por lo tanto, su detección es menor (Ficetola y Maiorano, 2016; Greenberg y Palin, 2021).

El cambio climático ha propiciado el incremento de las temperaturas en 2°C desde 1880 a una tasa creciente década tras década (Lindsey y Dahlman, 2024). De este modo, con el resultado del efecto negativo de la temperatura sobre los anfibios y bajo el contexto de cambio climático, los anfibios están bajo una grave amenaza, sobre todo si el calentamiento global continúa con la misma tendencia. El cambio climático se ha determinado como una de las principales causas de la disminución de las poblaciones de anfibios y su extinción

(Pacifici *et al.*, 2015). Esto demuestra la importancia de implementar acciones que disminuyan los efectos del cambio climático, como la identificación y protección de refugios climáticos para conservar la biodiversidad a largo plazo.

Los métodos de muestreo tuvieron una diferencia en la efectividad de detección de riqueza y abundancia de anfibios. El transecto como método de muestro mostró una mayor abundancia y riqueza de anfibios en comparación con la trampa *pitfall* (C, D, Fig. 6). En la literatura se ha mencionado que las trampas *pitfall* son más efectivas para la detección de especies y evaluación de abundancia de anfibios terrestres de hojarasca que con transectos (Hsu *et al.*, 2005; Ribeiro-Junior *et al.*, 2011), sin embargo, en el presente estudio fue menor la riqueza y abundancia con trampas. El contraste con la literatura se pudo deber a la composición de la comunidad de anfibios presentes en la plantación bananera ya que, las especies detectadas en las trampas fueron precisamente las terrestres no asociadas permanentemente a cuerpos de agua: *R. horribilis* e *Incillius* spp. Mientras que las no detectadas en las trampas fueron las especies asociadas a cuerpos de agua o arborícolas como *L. forreri*, *L. melanonotus*, *E. pustulosus* y *S. baudinii*, las cuales sí fueron detectadas en los transectos. Asimismo, otro factor que pudo contribuir es que los estudios previos no han sido en plantaciones de banano, por lo que la efectividad del método de trampas *pitfall* puede ser menor en este tipo de ambiente.

El tipo de plantación tuvo un efecto significativo sobre la abundancia y riqueza de anfibios, las plantaciones con presencia de cobertura presentaron una abundancia y riqueza menor que las que no contaron con cobertura de suelo (A, B, Fig. 6). Se esperaría lo contrario, ya que la cobertura se ha tomado como una práctica sostenible en las plantaciones agrícolas, por lo que la abundancia y riqueza debería de haber sido mayor en estas áreas. Este resultado se pudo deber a que, primero, las especies de anfibios presentes en la plantación bananera son especies comunes, poco sensibles al ambiente y adaptadas al ambiente perturbado, por lo que la cobertura de suelo no crea un beneficio en sí para las especies de anfibios presentes. Otro factor que pudo afectar es la detectabilidad, ya que la cobertura pudo dificultar la detección de las especies terrestres y con morfologías crípticas (Barnett *et al.*, 2021).

La cobertura utilizada no fue un factor que beneficiara en sí a los anfibios del área debido a que consistía en una sola especie vegetal, *Epipremnum aureum*, lo que crea un sotobosque homogéneo y simple a nivel de estructura del hábitat. Así también, *E. aureum* no provee complejidad a la estructura del ecosistema al no ser una angiosperma, por lo que la estructura del ambiente es simple y limita la disponibilidad de recursos y refugios ambientales (Deheuvels *et al.*, 2014). Únicamente agregar *E. aureum* como cobertura de suelo no puede considerarse como una práctica sostenible en la plantación bananera basado en la herpetofauna. Para mejorar las condiciones de la bananera para la biodiversidad se debería de complementar la cobertura de suelo con otras especies de plantas que puedan ser angiospermas para aumentar la complejidad de la matriz. Se puede enriquecer con plantas de la familia Asteraceae, las cuales son consideradas como “malezas” pero son importantes debido a que muchas de ellas son especies nativas. Asimismo, las plantas de esta familia son polinizadas principalmente por insectos (Vogel, 2015; Amorim *et al.*, 2021), lo que aumentaría la presencia y diversidad de estos y en consecuencia podría aumentar la diversidad de anfibios ya que estos últimos se alimentan de insectos (Ohba, 2011). La diversidad de anfibios también depende de la densidad del sotobosque (Urbina-Cardona *et al.*, 2006) y de la presencia y profundidad de la hojarasca, pues esta última mejora las condiciones del hábitat al conservar mejor la humedad (Hillers *et al.*, 2008), por lo que sería importante permitir que se formen capas de hojarasca en la plantación.

Otra recomendación sería disminuir el uso de agroquímicos ya que, la calidad del suelo determina la diversidad de anfibios (Deichmann *et al.*, 2012) y estos químicos disminuyen la diversidad (Simbula *et al.*, 2021; Wanger *et al.*, 2023). Por ejemplo, en el sitio no se detectó ningún individuo de *Craugastor* sp, ranas de hojarasca que sirven como indicador de la calidad del suelo. Así también, la conversión del sistema puramente agrícola a un sistema agroforestal podría contribuir a la diversidad de anfibios ya que, los árboles con altos valores de DAP proveen de una cobertura densa de dosel (mayor humedad en el ambiente) y propician refugios físicos y climáticos con las bromelias (Galindo *et al.*, 2003; Cortés-Gómez *et al.*, 2013).

2. Diferencias en la riqueza y diversidad de reptiles entre los tipos de plantación y métodos de muestreo

La abundancia y riqueza de reptiles en la plantación bananera es mejor explicada por el método de muestreo. El método de muestreo de transecto muestra una mayor abundancia y riqueza de reptiles que el método de trampa (A, B, Fig. 7). Los transectos fueron más eficientes para detectar a los reptiles de la bananera, lo que se pudo deber al comportamiento de las especies ligadas al sitio porque la mayoría de los reptiles detectados fueron lagartijas. Las lagartijas presentes como *H. undulatus*, *B. vittatus* y *S. assata* son especies muy activas (Valencia-Herverth *et al.*, 2022), lo que facilitó su detección a través de los transectos, lo que pudo aumentar la posibilidad de detección con este método con las trampas.

La abundancia y riqueza de reptiles no fueron afectadas por la temperatura como los anfibios, lo que se pudo deber a que las especies de reptiles presentes son diurnas, por lo que prefieren temperaturas más cálidas y pueden tener un límite superior térmico mayor que el de los anfibios (Rodríguez-Miranda *et al.*, 2021). Asimismo, hay que tomar en cuenta que los anfibios poseen una piel permeable (Llewelyn *et al.*, 2019), en cambio los reptiles no, por lo que estos últimos pueden ser menos sensibles al ambiente y resistir las precarias condiciones de hábitat. Teniendo esto en cuenta, los anfibios podrían ser un mejor indicador respecto al estado de calidad del hábitat debido a su mayor sensibilidad a cambios micro ambientales.

C. Variación en la composición de la comunidad de herpetofauna entre los tipos de plantación

Se comparó la composición de las comunidades de herpetofauna entre los tipos de plantación, con cobertura o sin cobertura. Al realizar el NMDS no se observó una diferencia en la composición de comunidades entre los tipos de plantación debido al traslape de las elipses que representan a cada tipo (Fig. 8). De igual forma, al realizar la prueba no paramétrica PERMANOVA no se observaron diferencias significativas entre ambas comunidades ($p > 0.05$) (cuadro 10). La similitud en la composición de las comunidades se

pudo deber a que los tipos de plantación cuentan con condiciones ambientales muy parecidas, como se había mencionado previamente, la cobertura de suelo utilizada es homogénea y no provee de complejidad al ambiente. Asimismo, las especies que se encuentran son generalistas y resistentes a la perturbación, por lo que pueden estar en ambos tipos de plantación sin complicación alguna.

D. Evaluación general de la riqueza y diversidad de herpetofauna en la finca bananera

En la plantación bananera se determinó un total de 26 especies de herpetofauna, 10 especies de anfibios y 16 especies de reptiles. La abundancia de anfibios fue de 231 individuos y la de reptiles de 811 individuos. Los reptiles fueron el grupo que principalmente estuvo presente en la plantación, en comparación con los anfibios. La mayoría de las especies fueron registradas con observación directa por medio de los muestreos, sin embargo, algunas especies fueron dadas por registros fotográficos de los trabajadores de la plantación y/o anecdótico (cuadro 11). Las especies dominantes en la plantación fueron *H. undulatus* con 247 registros, *B. vittatus* con 189, *S. assata*, 144 y *I. valliceps*, 108; la mayoría fueron lagartijas, a excepción de *I. valliceps*, que es sapo (cuadro 12).

Casi todas las especies presentes en la plantación son especies comunes con poca importancia de conservación debido a que se acoplan fácilmente a ambientes perturbados. Así, vemos que estas especies están clasificadas como “preocupación menor” en la lista roja de la IUCN, y muchas ni siquiera tienen una clasificación en CITES y en la LEA, a excepción de *C. similis*, *B. imperator*, *L. bicolor* y *C. similis*. La única especie que se catalogó como casi amenazada en la lista roja de la IUCN fue *A. bilineatus* (cuadro 12), sin embargo, esta especie no fue registrada por medio de los muestreos, sino que por registros fotográficos de los trabajadores. La especie ha sido detectada varias veces en un punto de la plantación; esto se debe a que son especies territoriales. Así, vemos la importancia de cubrir el muestreo en la mayor área posible dada la posible presencia de especies que son territoriales, cuyo rango de hogar es muy limitado, o de comportamientos crípticos, ya que

si no se realiza puede que especies de este tipo no sean detectadas (De Solla *et al.*, 2005), y se dan falsos negativos en los resultados.

Así, vemos que la práctica de incluir cobertura de suelo homogénea con la especie *E. aureum* no tiene un efecto beneficioso en el aumento de biodiversidad de herpetofauna, ni permite que puedan habitar especies especialistas, más perceptibles al ambiente y con alto valor de conservación. Para aumentar la biodiversidad a niveles más sustanciosos, una práctica altamente recomendable es la de la inclusión y preservación de las franjas de bosque ripario que se encuentran próximos a los ríos con un ancho recomendado de 30m (Oldén *et al.*, 2019). La plantación bananera cuenta con ríos circundantes, por lo que sería crucial que se realice una restauración de los bosques riparios en esas zonas. Los bosques riparios permiten que los ríos mantengan su caudal normal, regulan la temperatura del ambiente y del agua de los ríos (Rojas-Castillo *et al.*, 2023), y permiten que haya una mayor riqueza taxonómica y abundancia de macroinvertebrados (Savilaakso *et al.*, 2014), que sirven de alimento para la herpetofauna y otros grupos taxonómicos.

Dado su rol regulador, los bosques riparios funcionan como una zona amortiguadora, ya que previene la erosión del suelo y protegen a los ríos de los contaminantes que provienen de los agroquímicos como pesticidas, fungicidas y fertilizantes, ricos en fosfatos y nitratos (Coleman, 2007). Así, los bosques riparios proveen servicios ecosistémicos, ya que también se ha visto que la presencia de estos permite un adecuado funcionamiento de los ciclos biogeoquímicos como de la sílice (Cornelis y Delvaux, 2016) que influye en el óptimo secuestro de carbono (Rojas *et al.*, 2022) y a largo plazo podrían contribuir con la regulación de la emisión de los gases de efecto invernadero producidos por la plantación.

E. Extensión comunitaria para promover la conservación de herpetofauna

La charla dada a los trabajadores de la finca bananera (Fig. 9) fue bien recibida por los participantes, ya que se mostraron atentos y realizaron apuntes de los diferentes puntos discutidos. Asimismo, los participantes compartieron experiencias en campo en las que se han encontrado a diferentes especies de serpientes, algunas venenosas y otras no. Sin

embargo, en todas las experiencias mencionadas, las serpientes son asesinadas con machete debido al miedo que sienten las personas al verlas. La dinámica final de la charla mostró que la mayoría supo diferenciar a las especies venenosas de las no venenosas, el 58 % de los participantes tuvo las 7 preguntas correctas mientras que el 42 % tuvo 5 de 7 preguntas correctas, por lo que fue recibida con interés la información. El componente de extensión comunitaria es crucial para la conservación debido a que las personas locales son las que están en constante interacción con la fauna, y en este caso específico, con las serpientes. La sencilla evaluación indica que las charlas pueden contribuir en la conservación al propiciar información de las distintas especies y el nivel de peligro que representan.

IX. CONCLUSIONES

En la plantación bananera se registró un total de 26 especies de herpetofauna, incluyendo 10 especies de anfibios y 16 especies de reptiles. La mayoría de las especies registradas son generalistas y adaptadas a la perturbación. Las especies de anfibio más abundantes fueron *I. valliceps*, *R. horribilis* y *S. baudinii*, mientras que los reptiles más abundantes fueron *H. undulatus*, *B. vittatus* y *S. assata*. Los reptiles fueron el grupo dominante en la plantación, con una abundancia mayor en comparación con los anfibios. Por medio de los muestreos en campo se registraron 18 especies de herpetofauna mediante transectos y trampas *pitfall*. Los transectos detectaron las 18 especies, mientras que las trampas solo detectaron 6 especies, por lo que en este tipo de ambiente los transectos puede que sean más efectivos para la detección de herpetofauna.

El aumento de la temperatura afectó negativamente la abundancia y riqueza de anfibios, lo que pudo deberse al estrés hídrico que provoca en los anfibios así, disminuyendo su actividad y, por ende, su detección. En cuanto al método, el transecto mostró una mayor abundancia y riqueza de anfibios en comparación con las trampas *pitfall*. Asimismo, la abundancia y riqueza de anfibios fue mayor en plantaciones sin cobertura que en las plantaciones con cobertura, lo que pudo deberse a que la cobertura consistía en una sola especie vegetal, creando un sotobosque homogéneo y simple que no proporciona complejidad estructural ni recursos adecuados para los anfibios.

Se encontró que el método de transecto fue más eficiente para detectar la abundancia y riqueza de reptiles en la plantación bananera en comparación con el método de trampa. Esto se debe al comportamiento activo de las especies de lagartijas presentes en el sitio, que facilitó su detección a través de los transectos. A diferencia de los anfibios, la abundancia y riqueza de reptiles no fueron afectadas por la temperatura, lo que pudo deberse a que las especies de reptiles presentes son diurnas y prefieren temperaturas más cálidas. Además, en términos generales, no se encontraron diferencias significativas en la composición de comunidades entre los tipos de plantación con cobertura y sin cobertura.

X. LITERATURA CITADA

- Adamus, P. y Brandt, K. (1990). Impacts on quality of inland wetlands of the United States: A survey of indicators, techniques, and applications of community-level biomonitoring data. *USEPA Environmental Research Laboratory*. Oregon.
- Alemu, T., Bahrndorff, S., Hundera, K., Alemayehu, E. y Ambelu, A. (2017). Effect of riparian land use on environmental conditions and riparian vegetation in the east African highland streams. *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters*, 66, 1–11. doi:10.1016/j.limno.2017.07.001
- Ali, W., Javid, A., Bhukhari, S.M., Hussain, A., Hussain, S.M. y Rafique, H. (2018). Comparison of different trapping techniques used in herpetofaunal monitoring: A review. *Punjab Univ. J. Zool.*, 33(1), 57-68. <http://dx.doi.org/10.17582/pujz/2018.33.1.57.68>
- Amorim, M. D., Costa, D. da S., Krahl, D. R. P., Fischer, E. y Rech, A. R. (2021). *Gongylolepis martiana*, an Asteraceae pollinated by bats in the Amazon. *Plant Biology*, 23(5), 728–734. doi:10.1111/plb.13283
- Arneth, A., Denton, F., Agus, F., Elbehri, A., Erb, K., Osman, B., Rahimi, M., Rounsevell, M., Spence, A. y Valentini, R. (2019). Framing and Context. in *Climate Change and Land: An IPCC Special Report on Climate Change, Desertification, Land Degradation, Sustainable Land Management, Food Security, and Greenhouse Gas Fluxes in Terrestrial Ecosystems*. eds. *Shukla*. Ch. 1.
- Ashton-Butt, A., Aryawan, A. A. K., Hood, A. S. C., Naim, M., Purnomo, D. y Snaddon, J. L. (2018). Understory Vegetation in Oil Palm Plantations Benefits Soil Biodiversity and Decomposition Rates. *Frontiers in Forests and Global Change*, 1. doi:10.3389/ffgc.2018.00010
- Balčiauskas, L., Balčiauskienė, L. y Stirkė, V. (2019). Mow the Grass at the Mouse's Peril: Diversity of Small Mammals in Commercial Fruit Farms. *Animals: an open access journal from MDPI*, 9(6), 334. <https://doi.org/10.3390/ani9060334>

- Banco de Guatemala (BANGUAT). (2023). Ingreso Mensual de Divisas por Exportaciones, 2016 – 2022. <https://banguat.gob.gt/es/page/ingreso-mensual-de-divisas-por-exportaciones-2016-2022>
- Barbier, S., Gosselin, F. y Balandier, P. (2008). Influence of tree species on understory vegetation diversity and mechanisms involved—A critical review for temperate and boreal forests. *For. Ecol. Manag.* 254, 1–15
- Barnett, J. B., Varela, B. J., Jennings, B. J., Lesbarrères, D., Pruitt, J. N. y Green, D. M. (2021). Habitat disturbance alters color contrast and the detectability of cryptic and aposematic frogs. *Behavioral Ecology*, 32(5), 814–825. doi:10.1093/beheco/arab032
- Barrett, K. y Guyer, C. (2008). Differential responses of amphibians and reptiles in riparian and stream habitats to land use disturbances in western Georgia, USA. *Biological Conservation*.141(9), 2290-2300.
- Barton, K. (2023). MuMIN: Multi-Model Inference. <https://cran.r-project.org/web/packages/MuMIn/MuMIn.pdf>
- Beard, K. H., Vogt, K. V. y Kulmatiski, A. (2002) Top-down effects of a terrestrial frog on forest nutrient dynamics. *Oecologia* 133:583-593.
- Beard, K. H., Eschtruth, A. K., Vogt, K. A., Vogt, D. J. y Scatena, F. N. (2003). The effects of the frog *Eleutherodactylus coqui* on invertebrates and ecosystem processes at two scales in the Luquillo experimental forest, Puerto Rico. *Journal of Tropical Ecology*, 19, 607-617.
- Bolker, B. M., Brooks, M. E., Clark, C.J., Geange, S.W., Poulsen, J.R., Stevens, M.H.H. y White, J.-S.S. (2009). Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. *Trends Ecol. Evol.* 24, 127e135.
- Bubici, G., Kaushal, M., Prigigallo, M. I., Gómez-Lama Cabanás, C. y Mercado-Blanco, J. (2019). Biological control agents against fusarium wilt of Banana. *Frontiers in Microbiology*, 10. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2019.00616>

- Buckland, S. T., Summers, R. W., Borchers, D. L. y Thomas, L. (2006). Point transect sampling with traps or lures. *Journal of Applied Ecology*, 43(2), 377–384. doi:10.1111/j.1365-2664.2006.01135.x
- Caldart, V.M., Iop, S., Da Rocha, M.C. y Cechin, S.Z. (2011). Diurnal and nocturnal predators of *Crossodactylus schmidti* Gallardo, 1961 (Anura, Hylodidae) in southern Brazil. *North-Western Journal of Zoology*, 7, 342-345.
- Cannatella, D.C. y Duellman, W.E. (1984). "Leptodactylid frogs of the *Physalaemus pustulosus* group." *Copeia*, 1984(4), 902-921.
- Chellaiah, D. y Yule, C. M. (2018). Effect of riparian management on stream morphometry and water quality in oil palm plantations in Borneo. *Limnologia*, 69, 72–80. doi:10.1016/j.limno.2017.11.007
- Clarke, K. R. (1993). Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Austral. Ecol.* 18, 117–143. doi: 10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x
- Collins, J.P. y Crump, M.L. (2009). Extinction in our times: global amphibian decline. London, *Oxford University Press*.
- Coleman, J. (2007). Riparian buffers. *Habitat Herald*. 12(3).
- Cornelis, J.-T. y Delvaux, B. (2016). Soil processes drive the biological silicon feedback loop. *Functional Ecology*, 30(8), 1298–1310. doi:10.1111/1365-2435.12704
- Cortés-Gómez, A.M., Castro-Herrera, F. y Urbina-Cardona, J.N. (2013). Small Changes in Vegetation Structure Create Great Changes in Amphibian Ensembles in the Colombian Pacific Rainforest. *Tropical Conservation Science*. 6(6):749-769. doi:10.1177/194008291300600604
- Crawford, E. y Kurta, A. (2000). Color of pitfall affects trapping success for anurans and shrews. *Herpetological Review*, 31(4), 222-224.
- Daniells, J. y Armour, J. (2003). Managing crop nutrition in banana production. Queensland Department of Primary Industries & Fisheries, *Information Series QI*, South Johnstone, Australia.

- D'Anunção, P. E. R., Silva, M. F. V., Ferrante, L., Assis, D. S., Casagrande, T., Coelho, A. Z. G. y da Silva, V. X. (2013). Forest Fragments Surrounded by Sugar Cane Are More Inhospitable to Terrestrial Amphibian Abundance Than Fragments Surrounded by Pasture. *International Journal of Ecology*, 2013, 1–8. doi:10.1155/2013/183726
- Decena, S. C. P., Avorque, C. A., Decena, I. C. P., Asis, P. D. y Pacle, B. (2020). Impact of habitat alteration on amphibian diversity and species composition in a lowland tropical rainforest in Northeastern Leyte, Philippines. *Scientific reports*, 10(1), 10547. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-67512-6>
- Deheuvels, O., Rousseau, G. X., Soto Quiroga, G., Decker Franco, M., Cerda, R., Vílchez Mendoza, S. J. y Somarriba, E. (2014). Biodiversity is affected by changes in management intensity of cocoa-based agroforests. *Agroforestry Systems*, 88(6), 1081–1099. doi:10.1007/s10457-014-9710-9
- Deichmann, J.L., Toft, C. A., Deichmann, P. M., Lima, A. P. y Williamson, G. B. (2012). Neotropical primary productivity affects biomass of the leaf-litter herpetofaunal assemblage. *Journal of Tropical Ecology*, 28:427–435.
- De Solla, S. R., Shirose, L. J., Fernie, K. J., Barrett, G. C., Brousseau, C. S. y Bishop, C. A. (2005). Effect of sampling effort and species detectability on volunteer based anuran monitoring programs. *Biological Conservation*, 121(4), 585–594. doi:10.1016/j.biocon.2004.06.018
- Diele-Viegas, L. M. y Rocha, C. F. D. (2018). Unraveling the influences of climate change in Lepidosauria (Reptilia). *Journal of Thermal Biology*, 78, 401–414.
- Doan, T. M. (2003). Which Methods Are Most Effective for Surveying Rain Forest Herpetofauna? *Journal of Herpetology*, 37(1), 72–81. doi:10.1670/0022-1511(2003)037[0072:wnamef]2.0.co;2
- Edwards, C. A. y Pimentel, D. (1989). Impact of herbicides on soil ecosystems. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 8(3), 221–257. doi:10.1080/07352688909382276

- Egea-Serrano, A., Relyea, R. A., Tejedo, M. y Torralva, M. (2012). Understanding of the impact of chemicals on amphibians: a meta-analytic review. *Ecology and evolution*, 2(7), 1382–1397. <https://doi.org/10.1002/ece3.249>
- Egonyu, J. P., Sisye, S. E., Baguma, J., Otema, M. y Ddamulira, G. (2021). Insect flower-visitors of African oil palm *Elaeis guineensis* at different sites and distances from natural vegetation in Uganda. *International Journal of Tropical Insect Science*. doi:10.1007/s42690-021-00426-6
- El Chami, D., Daccache, A. y El Moujabber, M. (2020). What are the impacts of sugarcane production on ecosystem services and human well-being? A review. *Annals of Agricultural Sciences*, 65(2), 188–199. doi:10.1016/j.aogas.2020.10.001
- Enge, K.M. (1997a). A standardized protocol for drift-fence surveys. *Florida Game and Fresh Water Fish Commission Technical Report*, Tallahassee, Florida, pp. 1-69
- FAO. (2022). Banano - Análisis del Mercado (2020). Roma.
- Faruk, A., Belabut, D., Ahmad, N., Knell, R. y Garner, T. (2013). Effects of oil palm plantations on diversity of tropical anurans. *Conserv. Biol.* 27, 615–624.
- Ferguson, A.W., Floyd, W., Baccus, J.T. y Forstner, M.R. (2008). Evaluation of predator attendance at pitfall traps in Texas. *Southwestern Natural*, 53: 450-457. <https://doi.org/10.1894/CLG-05.1>
- Ficetola, G. F. y Maiorano, L. (2016). Contrasting effects of temperature and precipitation change on amphibian phenology, abundance and performance. *Oecologia*, 181(3), 683–693. doi:10.1007/s00442-016-3610-9
- Figueroa, A., Low M. y Lim, K. (2023). Singapore’s herpetofauna: updated and annotated checklist, history, conservation, and distribution. *Zootaxa*, 5287(1), 1-18. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.5287.1.1>
- Galindo-Leal, C., Cedeno-Vásquez, M., Calderón, R. y Augustine, J. (2003). Arboreal frogs, tank bromeliads and disturbed seasonal tropical forest. *Contemporary Herpetology 2003: NI*. Available at <http://www.cnah.org/ch/ch/2003/1/index.htm>. Archived by WebCite at <http://www.webcitation.org/6L77VEI9V>

- Galindo, V., Giraldo, C., Lavelle, P., Armbrrecht, I. y Fonte, S. (2022). “ Land Use Conversion to Agriculture Impacts Biodiversity, Erosion Control, and Key Soil Properties in an Andean Watershed.” *Ecosphere*, 13(3). <https://doi.org/10.1002/ecs2.3979>
- Gallmetzer, N. y Schulze, C. H. (2015). Impact of oil palm agriculture on understory amphibians and reptiles: A Mesoamerican perspective. *Global Ecology and Conservation*, 4, 95–109. doi:10.1016/j.gecco.2015.05.008
- Gammage, J. y McGill, W. (2002). Framework for Gender Assessments of Trade and Investment Agreements. *Women's EDGE Global Trade Program*. Washington, DC.
- Garden, J. G., McAlpine, C. A., Possingham, H. P. y Jones, D. N. (2007). Using multiple survey methods to detect terrestrial reptiles and mammals: what are the most successful and cost-efficient combinations? *Wildlife Research*, 34(3), 218. doi:10.1071/wr06111
- Gillespie, G. R., Ahmad, E., Elahan, B., Evans, A., Ancrenaz, M., Goossens, B. y Scroggie, M. P. (2012). Conservation of amphibians in Borneo: Relative value of secondary tropical forest and non-forest habitats. *Biological Conservation*, 152, 136–144. doi:10.1016/j.biocon.2012.03.023
- Gillespie, G. R., Howard, S., Stroud, J. T., Ul-Hassanah, A., Campling, M., Lardner, B., & Kusriani, M. (2015). Responses of tropical forest herpetofauna to moderate anthropogenic disturbance and effects of natural habitat variation in Sulawesi, Indonesia. *Biological Conservation*, 192, 161–173. doi:10.1016/j.biocon.2015.08.034
- González-del-Pliego, P., Scheffers, B. R., Freckleton, R. P., Basham, E. W., Araújo, M. B., Acosta-Galvis, A. R. y Edwards, D. P. (2020). Thermal tolerance and the importance of microhabitats for Andean frogs in the context of land-use and climate change. *Journal of Animal Ecology*. doi:10.1111/1365-2656.13309
- Greenberg, C.H., Neary, D.G. y Harris, L.D. (1994). A comparison of herpetofaunal sampling effectiveness of pitfall, single-ended, and double-ended funnel traps used with drift fences. *J. Herpetol*, 28: 319-324. <https://doi.org/10.2307/1564530>

- Greenberg Dan, A. y Palen Wendy, J. (2021). Hydrothermal physiology and climate vulnerability in amphibians *Proc. R. Soc.* B.28820202273
<http://doi.org/10.1098/rspb.2020.2273>
- Gwinn, D. C., Allen, M. S., Bonvechio, K. I., V. Hoyer, M. y Beesley, L. S. (2015). Evaluating estimators of species richness: the importance of considering statistical error rates. *Methods in Ecology and Evolution*, 7(3), 294–302. doi:10.1111/2041-210x.12462
- Haddad, N. M., Brudvig, L. A., Clobert, J., Davies, K. F., Gonzalez, A., Holt, R. D., Lovejoy, T. E., Sexton, J. O., Austin, M. P., Collins, C. D., Cook, W. M., Damschen, E. I., Ewers, R. M., Foster, B. L., Jenkins, C. N., King, A. J., Laurance, W. F., Levey, D. J., Margules, C. R., Melbourne, B. A. y Townshend, J. R. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science advances*, 1(2), e1500052. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052>
- Hager, H. A. (1998). Area-sensitivity of reptiles and amphibians: Are there indicator species for habitat fragmentation? *Écoscience*, 5(2), 139–147. doi:10.1080/11956860.1998.1168246
- Haggar, J., Pons, D., Saenz, L. y Vides, M. (2019). Contribution of agroforestry systems to sustaining biodiversity in fragmented forest landscapes. *Agric. Ecosyst. Environ.* 283:106567. doi: 10.1016/j.jenvman.2019.109504
- Heyer, W. R. (1967). A Herpetofaunal Study of an Ecological Transect Through the Cordillera de Tilarán, Costa Rica. *Copeia*, 1967(2), 259–271. <https://doi.org/10.2307/1442113>
- Heyer, W. R. y de Sá, R.O (2011). "Variation, Systematics, and Relationships of the *Leptodactylus bolivianus* Complex (Amphibia: Anura: Leptodactylidae)." *Smithsonian Contributions to Zoology*, 635, 1-58.
- Hillers, A., Veith, M. y Rodel, M.O. (2008). Effects of forest fragmentation and habitat degradation on West African leaf-litter frogs. *Conservation Biology*, 22:762–772.

- How, R.A., Humphreys, W.F. y Dell, J. (1984). Vertebrate surveys in semi-arid Western Australia, p. 193-216. In: *K. MYERS & C.R. MARGULES* (Eds). Canberra.
- Hsu, M., Kam, Y. y Fellers, K. (2005). Effectiveness of Amphibian Monitoring Techniques in a Taiwanese Subtropical Forest. *Herpetological Journal*, Vol. 15, pp. 73-79.
- Jaeger, R.G. y Inger, R.F. (1994). Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians. *Smithsonian Institution Press*, Washington DC: 97-102.
- Knowlton, J. L., Mata Zayas, E. E., Ripley, A. J., Valenzuela-Cordova, B. y Collado-Torres, R. (2019). Mammal Diversity in Oil Palm Plantations and Forest Fragments in a Highly Modified Landscape in Southern Mexico. *Frontiers in Forests and Global Change*, 2. doi:10.3389/ffgc.2019.00067
- Konopik, O., Steffan-Dewenter, I. y Grafe, T. U. (2015). Effects of Logging and Oil Palm Expansion on Stream Frog Communities on Borneo, Southeast Asia. *Biotropica*, 47(5), 636–643. <https://www.jstor.org/stable/48575023>
- Kurnia, R. y Isnani, D. (2021). Diversity and Distribution of Herpetofauna in Institut Teknologi Sumatera Campus Area. *Media Konservasi*, 26(1), 1-8. DOI: 10.29244/medkon.26.1.1-8
- Lambers, J.H., Harpole, W.S., Tilman, D., Knops, J. y Reich, P.B. (2004). Mechanisms responsible for the positive diversity-productivity relationship in Minnesota grasslands. *Ecol Lett*, 7, 661–668. 10.1111/j.1461-0248.2004.00623.x
- Le Quéré, C., Andres, R. J., Boden, T., Conway, T., Houghton, R. A., House, J. I. y Zeng, N. (2013). The global carbon budget 1959–2011. *Earth System Science Data*, 5(1), 165–185. doi:10.5194/essd-5-165-2013
- Llewelyn, V. K., Berger, L. y Glass, B. D. (2019). Permeability of frog skin to chemicals: effect of penetration enhancers. *Heliyon*, 5(8), e02127. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2019.e02127>
- Lindsey, R. y Dalhman, L. (2024). Climate Change: Global Temperature. <https://www.energy.gov/sites/default/files/2024->

02/093.%20Rebecca%20Lindsey%20and%20Luann%20Dahlman%2C%20NOA
A%2C%20Climate%20Change_%20Global%20Temperature.pdf

- Ling, Z., Shi, Z., Gu, S., Wang, T., Zhu, W. y Feng, G. (2022). Impact of Climate Change and Rubber (*Hevea brasiliensis*) Plantation Expansion on Reference Evapotranspiration in Xishuangbanna, Southwest China. *Frontiers in plant science*, 13, 830519. <https://doi.org/10.3389/fpls.2022.830519>
- Louette, G., Devisscher, S. y Adriaens, T. (2012). Control of invasive American bullfrog *Lithobates catesbeianus* in small shallow water bodies. *European Journal of Wildlife Research*, 59(1), 105–114. doi:10.1007/s10344-012-0655-x
- Luckstead, J., Nayga, R. M. y Snell, H. A. (2020). Labor Issues in the Food Supply Chain Amid the COVID-19 Pandemic. *Applied Economic Perspectives and Policy*, 43(1), 382–400. doi:10.1002/aep.13090
- Luke, S. H., Slade, E. M., Gray, C. L., Annammala, K. V., Drewer, J., Williamson, J. y Struebig, M. J. (2018). Riparian buffers in tropical agriculture: Scientific support, effectiveness and directions for policy. *Journal of Applied Ecology*. doi:10.1111/1365-2664.13280
- Lynch, J. (2015). The role of plantations of the african palm (*Elaeis guineensis*) in the conservation of snakes in colombia. *Caldasia*, 37(1), 169. doi:10.15446/caldasia.v37n1.50992
- Maritz, B., Masterson, G., Mackay, D. y Alexander, G. (2007). The effect of funnel trap type and size of pitfall trap on trap success: implications for ecological field studies. *Amphibia-Reptilia*, 28: 321–328.
- Ministerio de Agricultura, Ganadería y Alimentación (MAGA). (2022). El Agro en Cifras 2021. <https://precios.maga.gob.gt/archivos/agro-en-cifras/El%20Agro%20En%20Cifras%20-%202021.pdf>
- Moutinho, M. F., de Almeida, E. A., Espíndola, E. L. G., Daam, M. A. y Schiesari, L. (2020). Herbicides employed in sugarcane plantations have lethal and sublethal

- effects to larval *Boana pardalis* (Amphibia, Hylidae). *Ecotoxicology*. doi:10.1007/s10646-020-02226-z
- Müller, D.B., Vogel, C., Bai, Y. y Vorholt, J.A. (2016). The plant microbiota: systems-level insights and perspectives. *Annu. Rev. Genet*, 50, 211–234. doi: 10.1146/annurev-genet-120215-034952.
- Ndriantsoa, S.H., Riemann, J.C., Raminosoa, N., Rödel, M.O. y Glos, J.S. (2017). Amphibian diversity in the matrix of a fragmented landscape around Ranomafana in Madagascar depends on matrix quality. *Trop. Conserv. Sci*, 10, 1–16.
- Neher, D. (1992). Ecological Sustainability in Agricultural Systems. *Journal of Sustainable Agriculture*, 2:3, 51-61, DOI: 10.1300/J064v02n03_05
- Oakley, J. L. y Bicknell, J. E. (2022). The impacts of tropical agriculture on biodiversity: A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 59, 3072–3082. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14303>
- Ohba, S. (2011). Density-Dependent Effects of Amphibian Prey on the Growth and Survival of an Endangered Giant Water Bug. *Insects*, 2(4), 435–446. doi:10.3390/insects2040435
- Oksanen, J. (2019). Vegan: an introduction to ordination. <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/vignettes/intro-vegan.pdf>
- Oldén, A., Selonen, V. A. O., Lehtonen, E. y Kotiaho, J. S. (2019). The effect of buffer strip width and selective logging on streamside plant communities. *BMC Ecology*, 19(1). doi:10.1186/s12898-019-0225-0
- Pacifici, M., Foden, W. B., Visconti, P., Watson, J. E. M., Butchart, S. H. M., Kovacs, K. M. y Rondinini, C. (2015). Assessing species vulnerability to climate change. *Nature Climate Change*, 5(3), 215–224. doi:10.1038/nclimate2448
- Pahalvi, H.N., Rafiya, L., Rashid, S., Nisar, B. y Kamili, A.N. (2021). Chemical Fertilizers and Their Impact on Soil Health. In: Dar, G.H., Bhat, R.A., Mehmood, M.A., Hakeem, K.R. (eds) *Microbiota and Biofertilizers, Vol 2. Springer, Cham*. https://doi.org/10.1007/978-3-030-61010-4_1

- Paoletti, A., Darras, K., Jayanto, H., Grass, I., Kusriani, M. y Tschardtke, T. (2018). Amphibian and reptile communities of upland and riparian sites across Indonesian oil palm, rubber and forest. *Global Ecology and Conservation*, e00492. doi:10.1016/j.gecco.2018.e00492
- Pawlak, K. y Kołodziejczak, M. (2020). The Role of Agriculture in Ensuring Food Security in Developing Countries: Considerations in the Context of the Problem of Sustainable Food Production. *Sustainability*, 12(13), 5488. doi:10.3390/su12135488
- Pilliod, D. S., Bury, R. B., Hyde, E. J., Pearl, C. A. y Corn, P. S. (2003). Fire and amphibians in North America. *Forest Ecology and Management*, 178(1-2), 163–181. doi:10.1016/s0378-1127(03)00060-4
- Powers, R. P. y Jetz, W. (2019). Global habitat loss and extinction risk of terrestrial vertebrates under future land-use-change scenarios. *Nat. Clim. Chang.* 9, 323–329.
- Praveen Kumar, G., Mir Hassan Ahmed, S. K., Desai, S., Leo Daniel Amalraj, E. y Rasul, A. (2014). In Vitro Screening for Abiotic Stress Tolerance in Potent Biocontrol and Plant Growth Promoting Strains of Pseudomonas and Bacillus spp. *International Journal of Bacteriology*, 1–6. doi:10.1155/2014/195946
- R Core Team. (2020). R: A language and environment for statistical computing. *R Foundation for Statistical Computing*. <https://www.R-project.org/>.
- Reddy, P.P. (2016). Sustainable Intensification of Crop Production. *Springer*, Berlin.
- Reddy, P.P. (2017). Agro-Ecological Approaches to Pest Management for Sustainable Agriculture. *Springer*, Berlin.
- Ribeiro-Júnior, M.A., Gardner, T.A. y Ávila-Pires, T.C. (2008). Evaluating the effectiveness of herpetofaunal sampling techniques across a gradient of habitat change in a tropical forest landscape. *J. Herpetol.*, 42: 733-749. <https://doi.org/10.1670/07-097R3.1>
- Ribeiro-Júnior, M. A., Rossi, R. V., Miranda, C. L. y Ávila-Pires, T. C. S. (2011). Influence of pitfall trap size and design on herpetofauna and small mammal studies in a

Neotropical Forest. *Zoologia*, 28(1), 80–91. doi:10.1590/s1984-46702011000100012

- Rice, C.G., Jorgensen, E.E. y Demarais, S. (1994). A comparison of herpetofauna detection and capture techniques in southern New Mexico. *Tex. J. Agric. Nat. Res.*, 7, 107-114.
- Rodríguez-Miranda, L., Lozano-Aguilar, L., Altamirano-Benavides, M. y Méndez-De la Cruz, F. (2021). Thermal ecophysiology of *Basiliscus galeritus* (Squamata: Corytophanidae) in two populations at different altitudes: Does the crest participate actively in thermoregulation? *Journal of Thermal Biology*, 99. <https://doi.org/10.1016/j.jtherbio.2021.102980>
- Rodríguez-Ramos, T., Dornelas, M., Marañón, E. y Cermeño, P. (2013). Conventional sampling methods severely underestimate phytoplankton species richness. *Journal of Plankton Research*, 36(2), 334–343. doi:10.1093/plankt/fbt115
- Rojas, O., Avendaño, C. y Isakson, R. (2022). Water quality in the Lachuá ecoregion landscape: comparing streams from forest, milpa, and an oil palm plantation. *Cienc. Tecnol. Salud*, 9, 21-42, doi:10.36829/63CTS.V9I1.921
- Rojas, O., Kepfer, S., Vargas, N. y Jacobsen, D. (2023). Forest buffer-strips mitigate the negative impact of oil palm plantations on stream communities. *Science of The Total Environment Volume*, 873. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162259>
- Rouse, J.D., Bishop, C.A. y Struger, J., (1999). Nitrogen pollution: an assessment of its threat to amphibian survival. *Environ. Health Perspect.* 107, 799–803.
- Savilaakso, S., Garcia, C., Garcia-Ulloa, J., Ghazoul, J., Groom, M., Guariguata, M. R., y Zrust, M. (2014). Systematic review of effects on biodiversity from oil palm production. *Environmental Evidence*, 3(1), 4. doi:10.1186/2047-2382-3-4
- Sabo, J.L., Soikan, C.U. y A. Keller. (2005). Functional roles of leaf litter detritus in terrestrial food webs, p. 211- 223. In P.C. Ruiters, V. Wolters & J.C. Moore (eds.). *Dynamic food webs: Multispecies assemblages, ecosystem development, and environmental change. Academic, Massachusetts, USA.*

- Sankararaman, V. y Miller, D.A.W. (2023). Life-history traits govern the habitat use of diverse amphibian assemblages in an agroforest landscape matrix. *Anim. Conserv.* <https://doi.org/10.1111/acv.12882>
- Santos, P. Z. F., Crouzeilles, R. y Sansevero, J. B. B. (2019). Can agroforestry systems enhance biodiversity and ecosystem service provision in agricultural landscapes? A meta-analysis for the Brazilian Atlantic Forest. *Forest Ecology and Management*, 433, 140–145. doi:10.1016/j.foreco.2018.10.064
- Schaumburg, L. G., Poletta, G. L., Siroski, P. A. y Mudry, M. D. (2012). Baseline values of micronuclei and comet assay in the lizard *Tupinambis merianae* (Teiidae, Squamata). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 84, 99–103. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2012.06.023>.
- Schivo, F., Bauni, V., Krug, P. y Quintana, R. D. (2019). Distribution and richness of amphibians under different climate change scenarios in a subtropical region of South America. *Applied Geography*, 103, 70–89. doi:10.1016/j.apgeog.2019.01.003
- Schmidt, B.R., (2003). Count data, detection probabilities, and the demography, dynamics, distribution, and decline of amphibians. *Comptes Rendus Biol*, 326: 119-124. [https://doi.org/10.1016/S1631-0691\(03\)00048-9](https://doi.org/10.1016/S1631-0691(03)00048-9)
- Semie, T. K., Silalertruksa, T. y Gheewala, S. H. (2019). The impact of sugarcane production on biodiversity related to land use change in Ethiopia. *Global Ecology and Conservation*. Doi: 10.1016/j.gecco.2019.e00650
- Sharma, P., Singh, A., Kahlon, C.S., Brar, A.S., Grover, K.K., Dia, M. y Steiner, R.L. (2018) The Role of Cover Crops towards Sustainable Soil Health and Agriculture—A Review Paper. *American Journal of Plant Sciences*, 9, 1935-1951. <https://doi.org/10.4236/ajps.2018.99140>
- Silva Costa, L. G., Miranda, I. S., Grimaldi, M., Silva, M. L., Mitja, D. y Lima, T. T. S. (2012). Biomass in different types of land use in the Brazil's "arc of deforestation". *Forest Ecology and Management*, 278, 101–109. doi:10.1016/j.foreco.2012.04.007

- Simonetti, J. A., Grez, A. A. y Estades, C. F. (2013). Providing Habitat for Native Mammals through Understory Enhancement in Forestry Plantations. *Conservation Biology*, 27(5), 1117–1121. doi:10.1111/cobi.12129
- Simbula, G., Moltedo, G., Catalano, B., Martuccio, G., Sebbio, C., Onorati, F. y Vignoli, L. (2021). Biological responses in pesticide exposed lizards (*Podarcis siculus*). *Ecotoxicology*. doi:10.1007/s10646-021-02440-3
- Simonyan, A., Hovhannisyan, G., Sargsyan, A., Arakelyan, M., Minasyan, S. y Aroutiounian, R. (2018). DNA damage and micronuclei in parthenogenetic and bisexual *Darevskia* rock lizards from the areas with different levels of soil pollution. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 154, 13–18. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.02.025>.
- Sin, H., Beard, K.H. y Pitt, W.C. (2008). An invasive frog, *Eleutherodactylus coqui*, increases new leaf production and leaf litter decomposition rates through nutrient cycling in Hawaii. *Biological Invasions*, 10, 335–345.
- Sistla, S. A., Roddy, A. B., Williams, N. E., Kramer, D. B., Stevens, K. y Allison, S. D. (2016). Agroforestry Practices Promote Biodiversity and Natural Resource Diversity in Atlantic Nicaragua. *PloS one*, 11(9). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0162529>
- Svensson, O., Bellamy, A. S., Van den Brink, P. J., Tedengren, M. y Gunnarsson, J. S. (2017). Assessing the ecological impact of banana farms on water quality using aquatic macroinvertebrate community composition. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(14), 13373–13381. doi:10.1007/s11356-016-8248-y
- Thompson, S.A., Thompson, G.G. y Withers, P.C. (2005). Influence of pit trap type on the interpretation of fauna diversity. *Wildl. Res.*, 32, 131-173. <https://doi.org/10.1071/WR03117>
- Tohiran, K. A., Nobilly, F., Zulkifli, R., Maxwell, T., Moslim, R. y Azhar, B. (2017). Targeted cattle grazing as an alternative to herbicides for controlling weeds in bird-friendly oil palm plantations. *Agron. Sustain. Dev.* 37(62). doi: 10.1007/s13593-017-0471-5

- Ugland, K. I., Gray, J. S. y Ellingsen, K. E. (2003). The Species-Accumulation Curve and Estimation of Species Richness. *Journal of Animal Ecology*, 72(5), 888–897. <http://www.jstor.org/stable/3505370>
- Urbina-Cardona, J. N., Olivares-Pérez, M. y Reynoso, V. H. (2006). Herpetofauna diversity and microenvironment correlates across a pasture–edge–interior ecotone in tropical rainforest fragments in the Los Tuxtlas Biosphere Reserve of Veracruz, Mexico. *Biological Conservation*, 132(1), 61–75. doi:10.1016/j.biocon.2006.03.014
- Uribe, S., García, N. y Estades, C. (2021). Effect of Land Use History on Biodiversity of Pine Plantations. *Front. Ecol. Evol*, 9, <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.609627>
- Valencia-Herverth, J., Berriozabal-Islas, C., Calderón-Patrón, J.M., Martínez-Sánchez, I., Fernández-Badillo, L. y Garrido, D. (2022). Predation on *Holcosus amphigrammus* (Squamata: Teiidae) by the Gray Hawk, *Buteo plagiatus*, in Hidalgo, México. *Herpetology Notes*, 15, 833-835.
- Vogel S. (2015) Vertebrate pollination in Compositae: Floral syndromes and field observations. *Stapfia*, 103, 5–26.
- Wanger, T. C., Brook, B. W., Evans, T. y Tschardtke, T. (2023). Pesticides reduce tropical amphibian and reptile diversity in agricultural landscapes in Indonesia. *PeerJ*, 11. <https://doi.org/10.7717/peerj.15046>
- Waseem, R., Mwalupaso, G. E., Waseem, F., Khan, H., Panhwar, G. M. y Shi, Y. (2020). Adoption of Sustainable Agriculture Practices in Banana Farm Production: A Study from the Sindh Region of Pakistan. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(10), 3714. <https://doi.org/10.3390/ijerph17103714>
- Wells, K.D. (2007). The ecology and behavior of amphibians. USA, *The University of Chicago Press*.
- Williamson, J., Slade, E. M., Luke, S. H., Swinfield, T., Chung, A. Y. C., Coomes, D. A. y Struebig, M. J. (2020). Riparian buffers act as microclimatic refugia in oil palm landscapes. *Journal of Applied Ecology*. doi:10.1111/1365-2664.13784

- Winkler, K., Fuchs, R., Rounsevell, M. y Herold, M. (2021). Global land use changes are four times greater than previously estimated. *Nature Communications*, 12(1). doi:10.1038/s41467-021-22702-2
- White, J. F., Kingsley, K. L., Zhang, Q., Verma, R., Obi, N., Dvinskikh, S., Elmore, M. T., Verma, S. K., Gond, S. K. y Kowalski, K. P. (2019). Review: Endophytic microbes and their potential applications in crop management. *Pest management science*, 75(10), 2558–2565. <https://doi.org/10.1002/ps.5527>
- Xue, C., Ryan Penton, C., Shen, Z., Zhang, R., Huang, Q., Li, R., Ruan, Y. y Shen, Q. (2015). Manipulating the banana rhizosphere microbiome for biological control of Panama disease. *Scientific Reports*, 5, 11124. <https://doi.org/10.1038/srep11124>

XI. APÉNDICE



**Comité de Ética, Uso y Cuidado animal de
la Universidad del Valle de Guatemala**

CEUCA - UVG

Investigadores Principales: Daniel Ariano Sánchez (asesor) / María Jimena García Díaz (tesista)
Propuesta: I – 2023 (6)
Edificio y oficina: Departamento de Biología
E-Mail: dariano@uvg.edu.gt / gar19833@uvg.edu.gt
Teléfono: 59960659 / 30666414

Guatemala, 22 de noviembre 2023.

Estimados investigadores,

Por este medio se hace constar que la propuesta del proyecto titulado: **“Evaluación de los efectos de la cobertura de suelo en plantaciones bananeras sobre la riqueza y abundancia de herpetofauna”**, ha sido recibida al Comité de Ética, para el Uso y Cuidado Animal de la Universidad Del Valle de Guatemala (CEUCA – UVG).

Se ha realizado una revisión del protocolo con el fin de asegurar el trato ético a los animales que serán utilizados para cumplir con los propósitos del estudio. Se ha determinado que se cumple con los requisitos necesarios, así como también se ha cumplido con los procedimientos y lineamientos descritos por el comité.

Por este medio se le informa se autoriza llevar a cabo la práctica con animales tal y como se describe en el protocolo aprobado por un periodo de un año a partir de la fecha de la presente carta.

Se le solicita que, si hubiese necesidad de hacer cualquier otra modificación a lo descrito en la propuesta, se comunique previamente con el comité para que dichas enmiendas sean evaluadas de manera que se pueda garantizar que se cumple a cabalidad con los lineamientos del CEUCA-UVG y la regulación nacional. Asimismo, se solicita que, al terminar su estudio, sea enviado copia de sus resultados para adjuntar a su expediente.

Se enfatiza que es responsabilidad del tesista practicar la prevención y la prudencia en el manejo de animales y para el caso de serpientes deberá llevar a cada viaje de campo el kit de primeros auxilios que cuenta con un suero antiofídico que será solicitado y proveído por el departamento de Biología de la Universidad del Valle de Guatemala

Sin otro particular quedando a sus órdenes,



MV Vanessa Granados B
Médico Veterinario
Colegiado 997
CEUCA – UVG (Comité de Ética, Uso y Cuidado Animal), Universidad del Valle de Guatemala).

Apéndice 1. Carta de autorización bioética para la presente investigación.



Apéndice 2. Registro de *Enulius flavitorques*.



Apéndice 3. Registro de *Agkistrodon bilineatus*



Apéndice 4. Registro de *Boa imperator*



Apéndice 5. Registro de *Drymobius margaritiferus*



Apéndice 6. Registro de *Crotalus simus*



Apéndice 7. Registro de *Leptodeira septentrionalis*



Apéndice 8. Registro de *Anolis wellbornae*



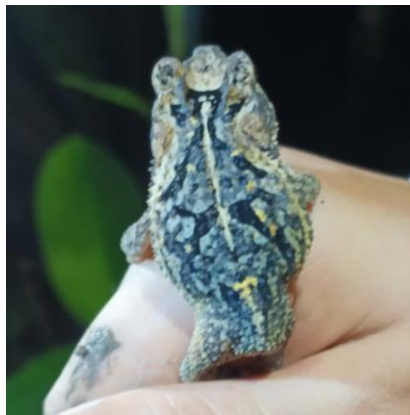
Apéndice 9. Registro de *Lithobates forreri*



Apéndice 10. Registro de *Smilisca baudinii*



Apéndice 11. Registro de *Rhinophrynus dorsalis*



Apéndice 12. Registro de *Incilius valliceps*



Apéndice 13. Registro de *Basiliscus vittatus*



Apéndice 14. Registro de *Scincella assata*



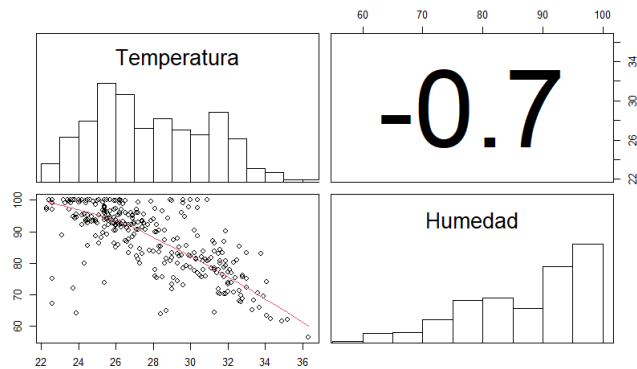
Apéndice 15. Registro de *Holcosus undulatus*



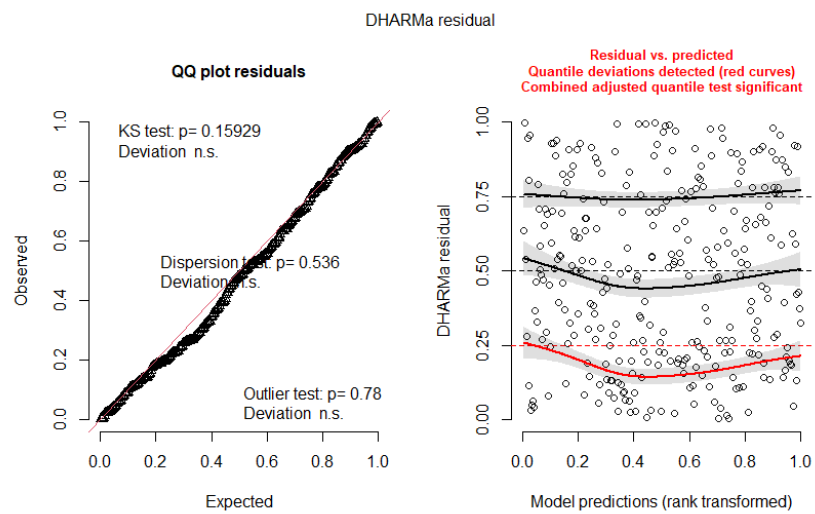
Apéndice 16. Registro de *Rhinella horribilis*



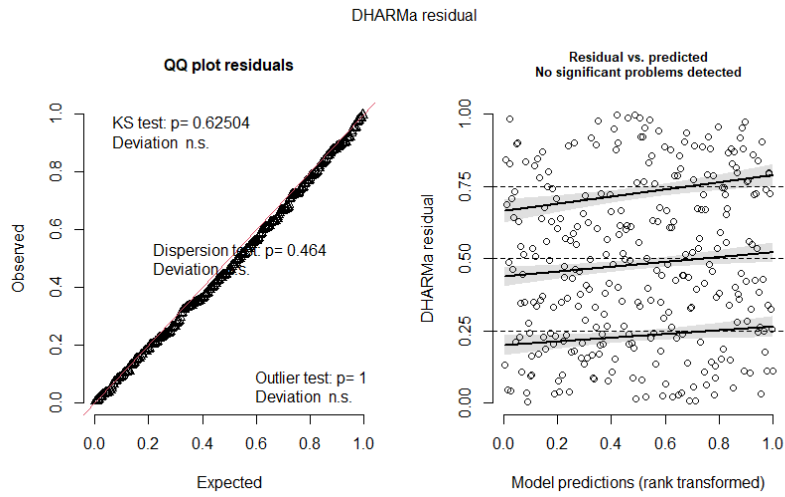
Apéndice 17. Registro de *Hypopachus variolosus*



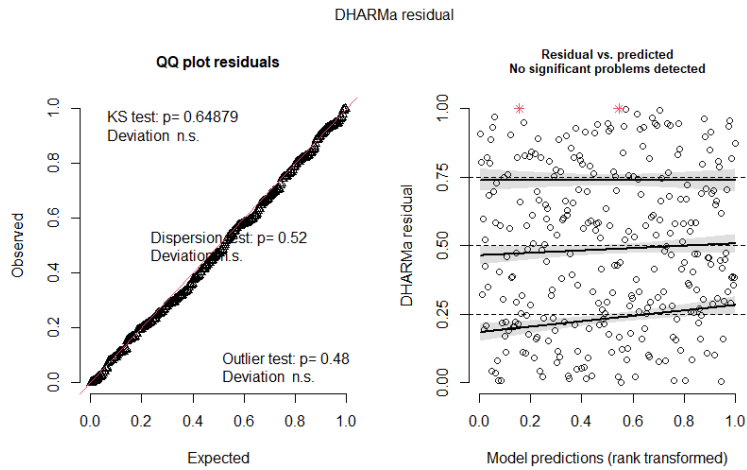
Apéndice 18. Prueba de homocedasticidad entre variables cuantitativas: temperatura y humedad relativa.



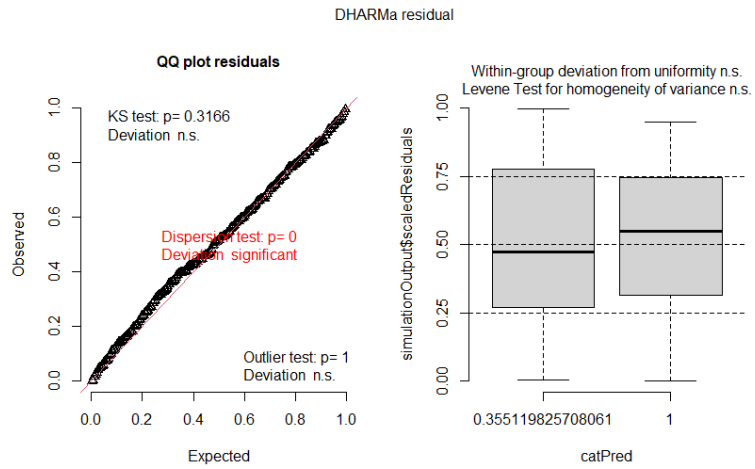
Apéndice 19. Prueba DHARMA de residuales para la validación del modelo de abundancia de anfibios.



Apéndice 20. Prueba DHARMa de residuales para la validación del modelo de riqueza de anfibios.



Apéndice 21. Prueba DHARMa de residuales para la validación del modelo de abundancia de reptiles.



Apéndice 22. Prueba DHARMA de residuales para la validación del modelo de riqueza de reptiles.