Pontificia Universidad Católica del Ecuador

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales

Escuela de Ciencias Biológicas

Caracterización del conjunto de murciélagos del Bosque Protector Privado Jardín de los Sueños con fines de conservación

Disertación previa a la obtención del título de Licenciada en Ciencias Biológicas

Andrea Salomé Caicedo Luna

Quito, 2020

Certifico que la Disertación de Licenciatura en Ciencias Biológicas de la Srta. Andrea Salomé Caicedo Luna ha sido concluida de conformidad con las normas establecidas; por lo tanto, puede ser presentada para la calificación correspondiente.

M. Sc. Santiago F. Burneo

Director de la Disertación

Quito, 27 de January de 2021

A mis padres

por su amor incondicional

AGRADECIMIENTOS

A la Pontificia Universidad Católica del Ecuador por el financiamiento otorgado para la realización de esta disertación.

A Santiago Burneo por su paciencia, por su continuo apoyo y por sus críticas constructivas que han enriquecido mi experiencia a lo largo de la carrera y me han permitido generar un pensamiento científico.

A mis lectores Andrés Merino y María Fernanda Checa por su tiempo y por sus acertadas sugerencias.

A Christophe Pellet por haber confiado en mí y por enseñarme a ver siempre el lado bueno de todas las cosas.

A mis padres Martha y Eduardo por su infinito amor y su apoyo incondicional. Por haberme dado la vida que me han dado. Por aceptarme y valorarme como soy, y por ser ese impulso que me ha permitido seguir adelante a pesar de todas las cosas. Me siento muy afortunada de tener una familia tan unida que me ha enseñado a volar y a ser quien soy.

A mi hermana por siempre enseñarme el camino. Por ser mi apoyo y estar presente siempre que la necesito. Sin duda, todo lo bueno que me ha pasado en la vida se debe a sus sugerencias y consejos. Gracias Michelle, por ser una excelente geógrafa, por toda tu paciencia y por siempre empujarme hacia adelante.

A mis asistentes de campo Paola Ayala, Berenice Benavides y José Tinajero por toda su paciencia, por su ayuda y por todos los momentos vividos en el campo. En especial a José, que me ha apoyado desde un inicio y siempre ha sabido motivarme cuando lo necesitaba.

A los miembros del museo QCAZ-M por todas las aventuras que hemos vivido juntos a lo largo de la carrera. En especial a Anita, que me ayudó con la preparación y la identificación de los especímenes colectados.

También, quisiera agradecer a todos mis amigos por darle colores a mi vida, por acompañarme en este proceso y por siempre apoyarme. Le agradezco a la vida por ponerlos en mi camino para enriquecer mi existencia.

TABLA DE CONTENIDOS

AGRADECIMIENTOS……..... v
TABLA DE CONTENIDOS……... vi
LISTA DE FIGURAS…..... viii
LISTA DE TABLAS……... ix
LISTA DE ANEXOS…….. x
1 RESUMEN……... 1
2 ABSTRACT……. 2
3 INTRODUCCIÓN……... 3
3.1 CAMBIOS DEL USO DEL SUELO…….. 3
3.2 ORDEN CHIROPTERA Y LOS EFECTOS DE LA PÉRDIDA Y FRAGMENTACIÓN DE HÁBITAT……. 5
3.3 ECOLOGÍA DE MURCIÉLAGOS…… 7
3.4 ÁREAS Y SITIOS DE IMPORTANCIA PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS MURCIÉLAGOS……. 9
3.5 OBJETIVOS…… 11
4 MATERIALES Y MÉTODOS…… 12
4.1 ÁREA DE ESTUDIO…….. 12
4.2 MUESTREO DE MURCIÉLAGOS……... 14
4.2.1 REDES DE NEBLINA……. 14
4.2.2 MONITOREO ACÚSTICO…….. 15
4.3 CLASIFICACIÓN DE MURCIÉLAGOS……..... 16
4.4 ANÁLISIS DE DATOS……... 17
4.4.1 CURVAS DE ACUMULACIÓN DE ESPECIES CON AJUSTE DE CLENCH……...…… 17
4.4.2 DIVERSIDAD ALFA…….. 18
4.4.3 DIVERSIDAD BETA…….. 19
4.4.3.1 SIMILARIDAD DE LOS TIPOS DE HÁBITAT…… 19
4.4.3.2 ÍNDICE DE WHITTAKER…….. 20

4.4.4 PREFERENCIA DE HÁBITAT……... 20
4.4.4.2 CURVAS DE RANGO - ABUNDANCIA…….. 20
4.4.4.3 OPORTUNIDAD RELATIVA…….. 21
5 RESULTADOS Y DISCUSIÓN……. 22
5.1 ASPECTOS GENERALES…….. 22
5.2 CURVAS DE ACUMUACIÓN DE ESPECIES CON AJUSTE DE CLENCH……..….... 28
5.3 DIVERSIDAD ALFA…….. 30
5.4 DIVERSIDAD BETA…….. 35
5.4.1 SIMILARIDAD DE LOS TIPOS DE HÁBITAT……. 35
5.4.2 ÍNDICE DE WHITTAKER…….. 36
5.5 PREFERENCIA DE HÁBITAT…….. 37
5.5.1 CURVAS DE RANGO – ABUNDANCIA…….. 37
5.5.2 OPORTUNIDAD RELATIVA……. 41
5.6 IMPLICACIONES PARA LA CONSERVACIÓN……. 46
6 CONCLUSIONES…….. 49
7 BIBLIOGRAFÍA……. 50
8 ANEXOS……. 68

LISTA DE FIGURAS

1. Área de estudio en el gradiente de intervención…… 13
2. Colonia de murciélagos en refugio……. 23
3. Conjuntos de murciélagos del cantón La Maná……. 28
4. Curvas de acumulación de especies con ajuste de Clench.……..... 29
5. Diagramas de barra representando las propiedades de diversidad……. 31
6. Dendrograma de similaridad del ensamblaje de murciélagos del cantón La Maná……... 36
7. Curvas de rango – abundancia del monitoreo tradicional……..... 39
8. Curvas de rango – abundancia del monitoreo acústico…….. 40
9. Oportunidad relativa de la preferencia de hábitat……..... 43

LISTA DE TABLAS

1. Esfuerzo de muestreo del monitoreo tradicional…… 22
2. Resumen de los datos del monitoreo tradicional y acústico…….. 24
3. Murciélagos registrados en el monitoreo tradicional y acústico……... 26
4. Valores del índice de Whitaker entre los tipos de hábitat……..... 36

LISTA DE ANEXOS

1. Formulario del Área de Importancia para la Conservación de los Murciélagos (AICOMs) del Bosque Protector Privado Jardín de los Sueños…… 68

1 RESUMEN

Con el aumento de la población, actividades como la expansión de la agricultura y la conversión de tierras han provocado una extensa pérdida de ecosistemas, siendo las regiones tropicales las más afectadas. La pérdida y fragmentación de hábitats impacta de manera directa a las diferentes comunidades de vertebrados. El grupo de los murciélagos es utilizado como bioindicador de disturbio ya que evidencian cambios en las medidas de biodiversidad. En el presente estudio se caracterizó la estructura de los conjuntos de murciélagos en un gradiente de disturbio (parche de bosque, zona de cultivos cercanos y zona de cultivos alejados) en el cantón la Maná, provincia de Cotopaxi, con el fin de proponer al Bosque Protector Privado Jardín de los Sueños como Área de Importancia para la Conservación de Murciélagos (AICOMs). Las especies de murciélagos fueron muestreadas por redes de neblina y acústicamente. Se registraron un total de 546 individuos pertenecientes a 35 especies en el monitoreo tradicional y se cuantificaron un total de 1192 individuos pertenecientes a 18 especies en el monitoreo acústico. Se registraron a seis conjuntos de murciélagos (frugívoro, nectarívoro, insectívoro, omnívoro, hematófago y piscívoro) los cuales variaron en composición entre los tipos de hábitat. Los resultados sugieren que los parches de bosque albergan una gran riqueza y abundancia de especies, lo que demuestra su importancia de conservación.

Palabras clave: Conjunto de murciélagos, diversidad, preferencia de hábitat, AICOMs, conservación

2 ABSTRACT

With population growth, activities such as the expansion of agriculture and land conversion have led to extensive loss of ecosystems, with tropical regions being the most affected. Habitat loss and fragmentation directly affect different vertebrate communities. The group of bats due to their diverse eating habits is used as a bioindicator of disturbance showing changes in biodiversity measures. In the present study, the structure of bat ensembles was characterized in a disturbance gradient (forest patch, nearby crop area, and remote crop area) in La Maná county, Cotopaxi province, in order to propose the Bosque Protector Privado Jardín de los Sueños as an Area of Importance for the Conservation of Bats (AICOMs, by its acronym in Spanish). Bat species were sampled by mist nets and acoustically. A total of 546 individuals belonging to 35 species were recorded in traditional monitoring and a total of 1192 individuals belonging to 18 species were counted in acoustic monitoring. Six bat ensembles were recorded (frugivore, nectarivore, insectivore, omnivore, hematophagous, and piscivore) which varied in composition between habitat types. The results suggest that forest patches harbor a great species richness and abundance, demonstrating their conservation importance.

Keywords: Bat ensemble, diversity, habitat preference, AICOMs, conservation

3 INTRODUCCIÓN

3.1 CAMBIOS DEL USO DE SUELO

Los seres humanos, por las dinámicas utilizadas para satisfacer sus necesidades, son los principales impulsores de la disminución de la biodiversidad, a través del tiempo, esta reducción se ha visto provocada por la sobreexplotación de especies, la agricultura y la conversión del uso de la tierra (Pimm y Raven, 2000; WWF, 2018). Esta última representa uno de los impactos ambientales más antiguos producidos por el hombre, según Bonan (2008) ya no quedan superficies intactas. En gran parte, la deforestación ha sido uno de los procesos claves en la historia de esta transformación (Williams, 2000). Actividades como la expansión de la agricultura y la extracción de madera han provocado una pérdida neta de ecosistemas terrestres de 7 – 11 millones de km^2 en los últimos 300 años (Ramankutty y Foley, 1999; Williams, 2000) y se estima que desde 1990 en el mundo se han perdido 420 millones de hectáreas de bosques (FAO, 2020).

Las regiones tropicales están altamente afectadas por estas modificaciones de hábitat (Foley et al., 2005) debido a particulares características demográficas, económicas y sociales que ejercen una gran presión sobre los ecosistemas (Geist y Lambin, 2001). Según Achard y colaboradores (2002), el principal proceso de conversión forestal en los trópicos se debe a la transformación de bosques cerrados, abiertos o fragmentados a la agricultura.

Varias entidades muestran cifras alarmantes de pérdida de hábitat en la región a lo largo del tiempo. Por ejemplo, la Plataforma Intergubernamental sobre Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos (IPBES, por sus siglas en inglés; 2019) estima que entre el año 2010 y 2015 se perdieron 32 millones de hectáreas de bosques primarios y en recuperación. Asimismo, según los datos publicados en Global Forest Watch por la Universidad de Maryland solo en el año 2019 se perdieron 11,9 millones de hectáreas de cubierta forestal (Hansen et al., 2013). América Latina, como consecuencia, ocupa el segundo lugar en cuanto a la mayor pérdida neta de bosques entre los años 2010 - 2020 con una pérdida de 2,6 millones de hectáreas. En el primer lugar se encuentra África con 3,9 millones de hectáreas (FAO, 2020).

El Ecuador a pesar de ser un país reconocido mundialmente por ser un *hotspot* importante de biodiversidad (Mittermeier, Myers, Thomsen, Da Fonseca y Olivieri, 1998; Myers, Mittermeier, Mittermeier, Da Fonseca y Kent, 2000) es uno de los países que presenta mayor tasa de deforestación en América del Sur (Mosandl, Günter, Stimm y Weber, 2008). Entre los años 2000 y 2008, en el país se perdió alrededor de 4,5 % de vegetación de remanentes de bosque, disminuyendo la superficie forestal a un 60 % (Sierra, 2013). Además, se estima que tan solo en 18 años (2001 - 2019) en el país ha disminuido el 21 % de bosques naturales remanentes en este periodo de tiempo (Global Forest Watch, 2014).

Un resultado importante de la deforestación es la pérdida de hábitats y la fragmentación de los bosques (Laurance, 1994). Ambos procesos están estrechamente vinculados, sin embargo, se sugiere que deben ser considerados independientemente (Didham, Kapos y Ewers, 2012). Fahrig (2017) define a la pérdida de hábitat como el proceso por el cuál un hábitat determinado se destruye con el paso del tiempo, mientras que, la fragmentación de hábitat es un cambio en la configuración del paisaje como resultado de la ruptura del hábitat. En comparación con la fragmentación, se menciona que la pérdida de hábitat es la que verdaderamente produce efectos negativos sobre la biodiversidad (Fahrig, 2003) y representa una de las mayores amenazas de la fauna y flora a nivel local, regional y global (Sala et al., 2000; Betts et al., 2017). En contraste, Fahrig (2003) señala que los efectos de la fragmentación de hábitat son generalmente más débiles y más probables de ser positivos. Entre algunos de los mecanismos que causan las respuestas positivas a la fragmentación están la competencia reducida, la mayor diversidad de hábitats y el éxito de movimiento entre parches de bosque (Fahrig, 2003, 2017).

Los remanentes de bosque creados como consecuencia de la degradación de hábitats además de ser importantes para la conservación de la biodiversidad (Laurance y Bierregaard, 1997; Gascon et al., 1999), pueden dividir y aislar diferentes poblaciones (Hanski, Pakkala, Kuussaari y Lei, 1995), y alterar la composición de comunidades (Haddad et al., 2015) influyendo en las medidas de diversidad como riqueza de especies, distribución, abundancia y dispersión de las poblaciones. Por ejemplo, en el trabajo de Laurance y colaboradores (2016) se sugiere que algunas poblaciones de especies con bajos requerimientos de hábitat (generalistas) pueden responder positivamente a la fragmentación de hábitat siendo menos susceptibles y

beneficiándose de estas alteraciones, mientras que, las especies dependientes de hábitat (especialistas) se verán confinadas en los parches de bosque remanentes ya que representan su único refugio (Watson, Whittaker y Dawson, 2004).

3.2 ORDEN CHIROPTERA Y LOS EFECTOS DE LA PÉRDIDA Y FRAGMENTACIÓN DE HÁBITAT

El orden Chiroptera conforma el 20 % del total de mamíferos en el mundo, con alrededor de 1300 especies descritas (Burgin, 2018; MDD, 2020). Este orden de mamíferos se caracteriza por haber desarrollado un sistema de ecolocación (Simmons y Vernon, 1971; Moss y Surlykke, 2001; Teeling, Dool y Springer, 2012; Amichai, Tal, Boonman y Yovel, 2019) y por ser el único grupo de mamíferos que tiene la capacidad de volar (Arita, 1997). Además, como resultado de sus variados hábitos alimenticios que incluyen insectos, pequeños vertebrados, néctar, frutos y sangre, proveen de importantes servicios ecosistémicos como dispersión de semillas, polinización y control de poblaciones de insectos (Kunz, de Torrez, Bauer, Lobova y Fleming, 2011). Los servicios ecosistémicos, como tal, son beneficios obtenidos por parte de los ecosistemas y las especies que lo componen permitiendo mantener las condiciones que sustentan y satisfacen la vida humana (Daily, 1997). Es así, que la contribución de los murciélagos está estrechamente relacionada con la salud y el bienestar de los ecosistemas, y de los seres humanos. Por ejemplo, los murciélagos insectívoros regulan poblaciones de insectos herbívoros que incluyen artrópodos vectores de enfermedades zoonóticas (Reiskind y Wund, 2009) y plagas de cultivos (Cleveland et al., 2006; Williams-Guillén, Perfecto y Vandermeer, 2008) reduciendo el uso de pesticidas dañinos para la salud (Cleveland et al., 2006) y beneficiando monetariamente a los productores de cultivos (Cleveland et al., 2006; Boyles, Cryan, McCracken y Kunz, 2011). Los murciélagos frugívoros, por otro lado, al dispersar semillas promueven una rápida regeneración forestal en zonas taladas (Gorchov, Cornejo, Ascorra y Jaramillo, 1993) proveyendo de hábitat para otros pequeños mamíferos y aves (Thomas, 1991). En cuanto al servicio de polinización, los murciélagos nectarívoros son capaces de llevar grandes cantidades de polen por largas distancias logrando efectivizar este proceso en una gran cantidad de plantas (Law y Lean, 1999), algunas con importancia económica como las plantas de género *Agave* de

las que se derivan diversas bebidas alcohólicas como tequila, mezcal y pulque (Trejo-Salazar, Eguiarte, Suro-Piñera y Medellín, 2016).

También, el grupo de los quirópteros, por su amplia distribución, diversidad y etología permite que sean usados como bioindicadores ecológicos y de disturbio de hábitat, ya que pueden mostrar los efectos de una degradación ambiental y la calidad del ecosistema (Medellín, Equihua y Amin, 2000; Jones, Jacobs, Kunz, Willig y Racey, 2009). Por ejemplo, la presencia abundante de murciélagos pertenecientes a la subfamilia Carollinae (*Carollia perspicillata* y C. *brevicaudum),* por sus requerimientos de hábitat generalistas, sugiere una clara indicación de disturbio, mientras que, los murciélagos pertenecientes a la subfamilia Phyllostominae (ej. *Chrotopterus auritus*, *Phyllostomus hastatus* y *P. discolor*) son sensibles a la degradación ambiental mostrándose raros en el disturbio (Medellín et al., 2000).

Existen varias investigaciones que evidencian los efectos de la pérdida y fragmentación de hábitat en el ensamblaje de los quirópteros. Algunos trabajos demuestran una clara disminución de riqueza y diversidad de especies en áreas disturbadas (Estrada et al., 1993; Brosset, Charles-Dominique, Cockle, Cosson y Masson, 1996; Schulze, Seavy y Whitacre, 2000), mientras que, otros autores como Gorresen y Willig (2004) y Ethier y Fahrig (2011) comprueban que los paisajes fragmentados moderados pueden complementar sitios de descanso y de forrajeo aportando con la diversidad de murciélagos de la zona. Es así, que Fenton y colaboradores (1992) y Schulze y colaboradores (2000) sugieren la existencia de especies tolerantes o adaptadas a la fragmentación cuando su abundancia se mantiene o incrementa y también existen otras que parecen ser sensibles al disturbio.

Dentro de los paisajes fragmentados en la región, la presencia de sistemas agrícolas rodeando dichos fragmentos de bosque remanentes pueden influir en procesos y características ecológicas como la presencia y distribución de la fauna dentro del paisaje (Schroth, Fonseca, Harvey, Vasconcelos, Gascon e Izac, 2004). Varios estudios han demostrado que en ciertos tipos de usos agrícolas existe un alto potencial de hábitat y recursos que pueden contribuir con la riqueza y, por ende, con los esfuerzos de conservación en paisajes fragmentados (Estrada y Coates-Estrada, 2002; Faria, Laps, Baumgarten y Cetra, 2006; Harvey y Villalobos, 2007; Medina, Harvey, Sánchez Merlo, Vilchéz y Hernández, 2007). Por ejemplo, en el trabajo de

Harvey y Villalobos (2007) se demostró que las plantaciones de cacao en comparación con el bosque presentaron una mayor riqueza de especies de murciélagos. De manera similar ocurrió en el trabajo de Estrada, Damon, Hernández, Pinto y Núñez (2006) donde se demostró que los murciélagos frugívoros y nectarívoros de la familia Phyllostomidae se beneficiaron de los cultivos de café y cacao. Si bien, en algunos casos como en los ejemplos previos se evidencia una alta riqueza de especies en zonas agrícolas, todavía se discute sobre su potencial de conservación ya que pueden albergar conjuntos de especies diferentes a los del bosque original y pueden carecer de especies dependientes que son las que poseen mayor interés para la conservación (Harvey y Villalobos, 2007).

3.3 ECOLOGÍA DE MURCIÉLAGOS

Patterson y colaboradores (2003) mencionan que el término "comunidad" está definido como un grupo de taxones que existen de manera contemporánea en el mismo sitio, o representa la parte biótica de un ecosistema por lo que no puede ser utilizado para describir a un solo taxón (ej. "comunidad de murciélagos"). Por consiguiente, varios ecologistas han propuesto dos conceptos que describen agrupaciones dentro de comunidades ecológicas: "Ensamblaje" para describir taxones (como ensamblaje de murciélagos neotropicales) y "Gremio" para describir características funcionales como la dieta o modo de forrajeo (Fauth et al., 1996). Por otro lado, para referirse a la interacción de ambos términos, se ha propuesto el término "Conjunto" (Monge-Nájera, 2015).

Las características funcionales utilizadas para estudiar conjuntos de murciélagos pueden combinarse o pueden ser tomadas individualmente (Patterson et al., 2003). Por ejemplo, Kalko y colaboradores (1996) utilizaron datos de la dieta, del modo de forrajeo y de la estructura del hábitat, en combinación, para describir los conjuntos del ensamblaje de murciélagos de la Isla de Barro Colorado en Panamá, así mismo, Estrada-Villegas, Meyer y Kalko (2010) utilizaron las tres características funcionales mencionadas anteriormente para estudiar el conjunto de murciélagos insectívoros en un paisaje fragmentado. Sin embargo, se menciona que una clasificación univariada con base al tipo de alimentación predominante (frutas, insectos, sangre, néctar, peces) también puede ser adecuada (Patterson et al., 2003). Por lo que, en el presente

trabajo, se ha tomado solo al tipo de alimentación para considerar las interacciones ecológicas entre murciélagos y se utilizó el término "Conjunto" de murciélagos.

En el Neotrópico, los gremios insectívoro y frugívoro son los predominantes. En algunas localidades se registra el dominio del gremio insectívoro (Stevens y Willig, 2000; Fenton et al., 2001; Sampaio, Kalko, Bernard, Rodríguez – Herrera y Handley, 2003; Ávila- Torresagatón, Hidalgo-Mihart y Guerrero, 2012), mientras que, en otras, el gremio frugívoro es el dominante (Schulze et al., 2000; Kalko y Handley Jr., 2001; Hice, Velazco y Willig, 2004; Faria et al., 2006; Harvey y Villalobos, 2007; Espinoza, Aguirre, Galarza y Gareca, 2008). Sin embargo, ambos patrones se registran en la región (Patterson et al., 2003). En proporciones más bajas se encuentra el gremio nectarívoro, piscívoro, carnívoro y hematófago (Ávila- Torresagatón et al., 2012).

Los diferentes conjuntos de murciélagos, por sus hábitos de consumo, se asocian a diferentes tipos de hábitat. Por ejemplo, los murciélagos frugívoros y nectarívoros son conocidos por tener requisitos de hábitat bastante generales y por poder alimentarse en diferentes sitios alterados (Estrada et al., 1993; Medellín et al., 2000; Estrada y Coates-Estrada, 2002), sin embargo, sus requisitos de alojamiento pueden ser dominados por vegetación natural (Ripperger, Kalko, Rodríguez Herrera, Mayer y Tschapka, 2015). Al contrario, los murciélagos del gremio insectívoro están relacionados a hábitats poco disturbados en el Neotrópico (Wilson, Ascorra y Solari, 1996; Brosset et al., 1996; Fenton et al., 1992; García-Morales, Badano y Moreno, 2013; Cisneros, 2014) siendo su abundancia generalmente mayor en bosques bien conservados (Wilson et al., 1996). De igual manera, los murciélagos carnívoros al ser depredadores tope están asociados a hábitats con poco disturbio (Fenton et al., 1992). Por otro lado, los murciélagos piscívoros se relacionan a hábitats abiertos con superficies acuáticas (Kalko, Schnitzler, Kaipf y Grinnell, 1998) y los murciélagos hematófagos a hábitats con intervención humana ya que preferencialmente se alimentan del ganado (Delpietro, Marchevsky y Simmonetti, 1992).

Por todo lo anterior mencionado y para comprender la importancia de conservación que poseen los distintos conjuntos de murciélagos en el paisaje fragmentado es necesario documentar los patrones de abundancia relativa, riqueza y su interés de conservación; también,

es necesario comprender cómo están estructurados los conjuntos de murciélagos de los remanentes de bosque para poder compararlos con los conjuntos existentes en los paisajes agrícolas, y de esta manera, poder obtener una visión más equilibrada del potencial de conservación que poseen los parches de bosque remanentes en el paisaje agrícola.

3.4 ÁREAS Y SITIOS DE IMPORTANCIA PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS MURCIÉLAGOS

La población del grupo de los murciélagos, en la actualidad, está en declive debido a severas amenazas producto de su mala reputación o por cambios en el uso de suelo. En Latinoamérica y el Caribe se han identificado cinco principales amenazas de este grupo: la pérdida de hábitat; la destrucción y perturbación de refugios; conflictos murciélago-humano y enfermedades emergentes; uso indiscriminado de sustancias tóxicas, y amenazas emergentes como la producción de energía eólica o la presencia de especies invasoras (RELCOM, 2010). Por esto, con el fin de salvaguardar los servicios ecosistémicos ofrecidos por este grupo, disminuir la extinción de las especies y asegurar la conservación de las mismas en el año 2007 se creó la Red Latinoamericana y del Caribe para la Conservación de Murciélagos (RELCOM) la cual garantiza la persistencia de este grupo con base a tres objetivos de acción: 1) investigación, 2) educación y 3) conservación. Como parte del tercer objetivo, en el año 2011 se produjeron las directrices para la creación, consolidación y reconocimiento de áreas y sitios importantes para la conservación de los murciélagos (AICOMs y SICOMs, respectivamente). En la primera, se incluyen áreas en las que los murciélagos llevan a cabo la mayor parte de sus actividades básicas de refugio y alimentación beneficiando no solo a las especies, sino también a los ecosistemas y a los procesos ecológicos, mientras que, en la segunda, se incluyen sitios más pequeños y puntuales importantes para el mantenimiento de especies en peligro de extinción o especies priorizadas para la conservación (RELCOM, 2010; Aguirre et al., 2014).

La RELCOM, actualmente, reconoce a 182 áreas en 21 países de América Latina y el Caribe. En general, todos los países pueden establecer los AICOMs y SICOMs necesarios para asegurar la conservación de murciélagos en cada territorio, siempre y cuando, cumpla con uno o más de los siguientes criterios:

- *Criterio 1*: El área contiene especies de preocupación de conservación nacional o global.
- *Criterio 2*: Contiene refugios usados por una o más especies de preocupación para la conservación.
- *Criterio 3*: El área contiene una gran riqueza de especies, independientemente de su nivel de amenaza.

En el Ecuador se registran hasta el momento nueve AICOMs (Bosque Protector Cerro Blanco, Reserva Ecológica Manglares Churute, Cuevas de la Comunidad Aguayacu, Centro turístico comunitario Chikillu, Cuevas de la comunidad Tamia Yura, Comuna Cauchiche en la Isla Puná, Túneles de la bocana de Lita, Área Nacional de Recreación Isla Santay y del Gallo y la Reserva Ecológica Arenillas) y tres SICOMs (Cueva de San Antonio de Pichincha, Cueva el Toglo y Gruta de la Paz) y en la actualidad se continúa el proceso de identificar y establecer otros (PCME, 2020).

3. 5 OBJETIVOS

OBJETIVO GENERAL:

Caracterizar la diversidad del conjunto de murciélagos del Bosque Protector Privado Jardín de los Sueños, para proponerlo como Área de Importancia para la Conservación de los Murciélagos.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS:

1. Caracterizar la estructura de los conjuntos de murciélagos del área de estudio en un gradiente de intervención (parche de bosque, zona de cultivos cercanos y zona de cultivos alejados).
2. Evaluar la importancia de parches de bosque cercanos a zonas de cultivo en la diversidad de murciélagos.
3. Proponer a la zona de estudio como un Área de Importancia para la Conservación de los Murciélagos, (AICOM) de acuerdo a los lineamientos propuestos por la Red Latinoamericana y del Caribe para la Conservación de los Murciélagos.

4 MATERIALES Y MÉTODOS

4.1 ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio se encuentra ubicada en el cantón La Maná, en la provincia de Cotopaxi (Figura 1). La temperatura media anual en el cantón varía entre los 23,6 °C y 25,2 °C, mientras que, la precipitación total anual oscila entre los 2000 - 3000 mm (GADMLM, 2015). Según el Sistema de Clasificación de los Ecosistemas del Ecuador Continental (MAAE, 2013) el área de estudio se encuentra en el Bosque Siempreverde Piemontano de la Cordillera Occidental de los Andes; este bosque se caracteriza por estar ubicado a una altura de 300 - 1400 m y por contener bosques siempreverdes multiestratificados, con un dosel entre 25 – 30 m (Guevara y Morales, 2013).

El área de estudio comprende diferentes elementos del paisaje, incluye parches de bosque, zonas de cultivo cercanas y zonas de cultivo alejadas del mismo (Figura 1). Los cultivos que predominan son de banano y orito, y en menor proporción cacao y tabaco (MAGAP y TCN, 2015). Mediante encuestas realizadas a los agricultores en el año 2019, se determinó que en los cultivos cercanos al bosque se invierte menor cantidad de dinero en el control de plagas de cultivo ya que en su mayoría solo se utiliza herbicidas y abonos orgánicos. Por otro lado, en los cultivos alejados se evidenció la pulverización de insecticidas en el aire por medio de avionetas, algunos de los componentes utilizados son clorpirifos (sustancia nociva para la salud; Wesseling et al., 2006), e imidacloprid (insecticida neuroactivo; Sheets, 2010).

El Bosque Protector Privado Jardín de los Sueños (BPJS) está ubicado en la cima del recinto Los Laureles (Figura 1), en un rango de altitud entre 362 - 629 m y representa un refugio importante para los diferentes grupos de biodiversidad en medio del paisaje agrícola. Se encuentra en zona de transición Sierra-Costa, y de este, nacen varias vertientes de agua que desembocan en varios puntos del bosque. En la temporada lluviosa, brotan 12 ojos de agua, ocho cascadas y una serie de quebradas que se unen al río Manguilita, importante recurso hídrico de la comunidad (Torres López, 2019).

En la actualidad, el BPJS, protege un bosque sucesional avanzado que ocupa una superficie de 107 hectáreas de las cuales 85 representan bosque secundario húmedo tropical, siete se encuentran en reforestación pasiva y el resto está dedicado a actividades de producción sostenible. Se han registrado especies arbóreas como: *Cordia alliodora*, *Swietenia macrophylla*, *Brownea herthae* y *Cedrela odorata* (Torres López, 2019).

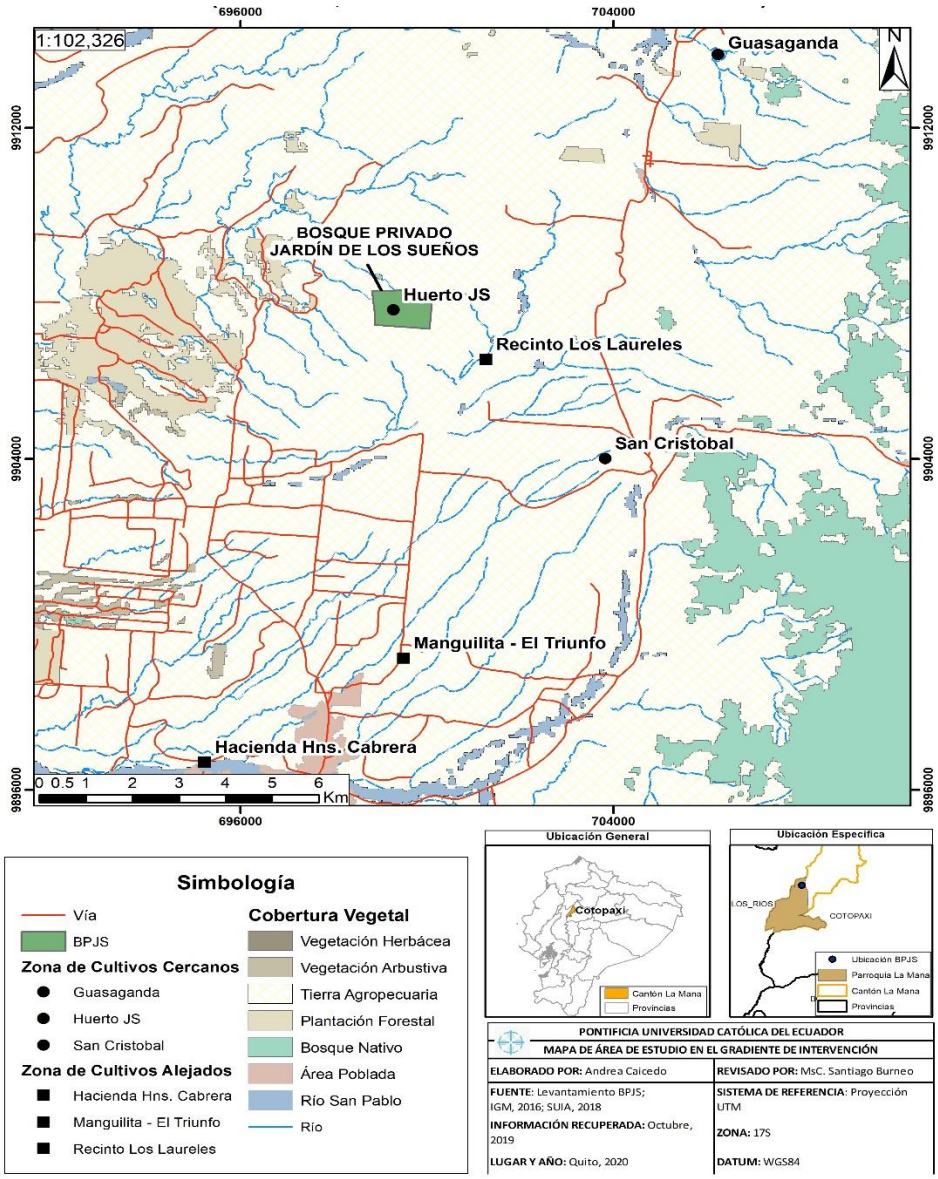


Figura 1. Área de estudio en el gradiente de intervención. Parche de bosque (BPJS), zona de cultivos cercanas y zona de cultivos alejadas en el cantón La Maná, provincia de Cotopaxi.

El presente estudio es parte del proyecto de investigación denominado *Evaluación del control biológico de plagas provisto por murciélagos en zonas agrícolas de la costa centro del Ecuador*, financiado por la Pontificia Universidad Católica del Ecuador.

4.2 MUESTREO DE MURCIÉLAGOS

Parte de los datos utilizados en este trabajo fueron obtenidos de la fase de campo del proyecto realizada en el año 2018 y 2019. Se realizó una salida adicional para realizar búsqueda de refugios y aumentar el esfuerzo de muestreo del BPJS en julio de 2020. Esta última, por la actual pandemia a causa de COVID-19 y su potencial peligro de transmisión por parte de los humanos hacia los murciélagos, fue realizada siguiendo la orientación provisional para actividades relacionadas con el manejo de murciélagos de vida silvestre en respuesta a COVID-19 realizada por el Departamento de Conservación de Missouri (MDC, 2020).

El estudio se realizó en el paisaje agrícola del cantón La Maná en siete sitios distribuidos en el gradiente de intervención: parche de bosque (BPJS), cultivos cercanos (Guasaganda, San Cristóbal y huerto Jardín de los Sueños) y cultivos alejados (Manguilita-El Triunfo, recinto Los Laureles y Hacienda de los hermanos Cabrera) (Figura 1). Los sitios fueron escogidos de acuerdo a su cercanía con otras áreas naturales, mas no, respecto al BPJS. El Bosque Protector Privado Jardín de los Sueños fue escogido como bosque control debido a su parecido más cercano a un área natural en la zona estudiada.

4.2.1 REDES DE NEBLINA

La técnica de muestreo por redes de neblina, es la técnica más rápida y efectiva para monitorear murciélagos por número de individuos capturados (Kunz, 1988; Flaquer, Torre y Arrizabalaga, 2007). En primera instancia, para el diseño experimental estuvo previsto el uso de seis redes de neblina por cuatro horas (18:00 – 22:00 h), por noche, en cada sitio de muestreo. Sin embargo, por limitaciones climáticas, el número de redes y horas implementadas no fueron homogéneas en todos los sitios de estudio de las zonas de cultivo cercanas y alejadas al parche de bosque. No obstante, el total del esfuerzo de muestreo en cada localidad pudo ser estandarizado para cada zona de estudio (cultivos cercanos y alejados).

De las seis redes de neblina utilizadas, tres tuvieron una medida de 12 m de largo x 2,6 m de alto, mientras que las tres restantes tuvieron una longitud de seis m x 2,6 m de alto. Estas mismas redes fueron utilizadas en todas las zonas de muestreo. Las redes fueron dispuestas de acuerdo a la heterogeneidad del paisaje y fueron revisadas cada 30 minutos.

Para obtener los datos del esfuerzo de muestreo se tomó el área de superficie total de cada red y se multiplicó por el número de redes utilizadas por noche y por el número de horas muestreadas.

Los individuos capturados fueron colocados en bolsas de tela individuales para su registro, fueron identificados según las medidas publicadas en la Guía de Campo de los Mamíferos del Ecuador (Tirira, 2017). Los especímenes considerados como especies raras o aquellos de identificación problemática fueron sacrificados y conservados en etanol al 70 % para su posterior depósito en la Sección de Mastozoología del Museo de Zoología de la Pontificia Universidad Católica del Ecuador (QCAZ-M), todo este procedimiento fue realizado bajo el protocolo de registro de datos, preparación y preservación de especímenes mastozoológicos del QCAZ-M (Camacho, 2018).

4.2.2 MONITOREO ACÚSTICO

Para complementar los datos de presencia de distintas especies de murciélagos que no fueron registradas por la técnica de muestreo tradicional, se utilizó la técnica de monitoreo acústico. Ambas técnicas son necesarias para obtener datos completos (Kuenzi y Morrison, 1998).

En los quirópteros, las llamadas de ecolocación varían entre especies (Schnitzler y Kalko, 2001; Ma, Liang, Zhang, Metzner, 2008). A su vez, estas diferencias en los ecos producidos permiten que sean identificados y estudiados sin la necesidad de capturarlos, siempre y cuando, estas llamadas se encuentren en bibliotecas acústicas en donde se almacenan las grabaciones de cada especie (Rivera y Burneo, 2013; Tinajero, 2017).

Para la detección y grabación de las llamadas de ecolocación emitidas por murciélagos se siguió el protocolo para grabación y análisis de llamadas de ecolocación realizado por Tinajero, Rivera y Burneo (2019). Las llamadas fueron grabadas en cada sitio de muestreo con

el detector de murciélagos Anabat Walkabout (Titley Scientific), que es un equipo de grabación activa, el cual es utilizado para grabar llamadas en vuelo libre, permitiendo que sean monitoreadas en tiempo real (Rivera y Burneo, 2013; Tinajero et al., 2019). Se utilizó un rango de frecuencias de 15 – 192 khz. Las grabaciones iniciaron a las 18:00 h y finalizaron a las 22:00 h. Para el análisis e identificación de los llamados obtenidos se utilizó el programa Kaleidoscope Pro (Wildlife Acoustics, Inc). El análisis de los llamados de ecolocación de la última salida fue realizado con la opción Bat Auto-ID del programa, la cual, sugiere la especie de murciélago más probable de manera automática. Las sugerencias obtenidas fueron verificadas manualmente con base a la literatura publicada y se descartaron ruidos o identificaciones de llamadas con menos de dos pulsos. Una vez realizadas las verificaciones el programa creó un informe con las identificaciones obtenidas y los metadatos (parámetros de las llamadas, marcas de tiempo, etc.) de cada llamada. Este informe permitió hacer un conteo de individuos al registrar una especie cada cinco minutos en cada sitio de muestreo, independientemente del número de llamadas que se registraron de esa especie en esos cinco minutos, de esta manera se evitó la seudoreplicación y se aseguró el análisis de abundancia relativa como se sugiere en la metodología de Estrada y colaboradores (2010).

4.3 CLASIFICACIÓN DE MURCIÉLAGOS

A todos los murciélagos identificados se les asignó el grupo alimenticio predominante en su historia natural basado en la literatura (Kalko, Handley y Handley, 1996; Tirira, 2017). Insectívoros (INS), Frugívoros (FRU), Nectarívoros (NEC), Omnívoros (OMN), Hematófagos (HEM) y Piscívoros (PIS). Además, cada especie identificada fue asignada a un grupo en función de su respuesta a la fragmentación de hábitat basado en tres categorías: A) hábitat dependiente, especies con requerimientos de hábitat y de alimentación especializados; B) vulnerable a la fragmentación, especies que se mueven a través de vegetación riparia y corredores sin alcanzar zonas abiertas; y C) Adaptable, especies generalistas, tolerantes a la transformación del ambiente (Galindo-González, 2004; Estrada-Villegas et al., 2010) y su estado de conservación según el Libro Rojo de los Mamíferos del Ecuador (Tirira, 2017) y la UICN (IUCN, 2020).

4.4 ANÁLISIS DE DATOS

Los datos obtenidos por el muestreo tradicional y el muestreo acústico fueron analizados de manera complementaria. Todas las comparaciones entre tipos de hábitat fueron estandarizadas para el esfuerzo de muestreo. Es decir, que para el tipo de hábitat bosque se utilizaron solo los datos obtenidos con el esfuerzo de muestreo comparable con las zonas de cultivo.

4.4.1 CURVA DE ACUMULACIÓN DE ESPECIES CON AJUSTE DE CLENCH

Se elaboraron curvas de acumulación de especies con ajuste de Clench con el número total de especies y el número de individuos registrados. En general, la forma en la que la curva de acumulación se presenta indica si el esfuerzo de muestreo fue suficiente como para tener una muestra representativa de la diversidad. Si la curva se acerca a una asíntota quiere decir que se han registrado la mayoría de las especies y que se pudo muestrear adecuadamente (Sampaio et al., 2003). Las curvas de acumulación de especies fueron construídas con el programa EstimateS (versión 9, Colwell, 2013) y para evaluar la eficiencia del muestreo realizado se aplicó la ecuación de Clench en el programa estadístico Statistica (Statsoft, 1998). La ecuación de Clench es una de las funciones más utilizadas para configurar la relación entre el número de especies y el esfuerzo de muestreo realizado y se recomienda su uso en estudios con tamaños de muestra grande (Soberón y Llorente, 1993) porque predice el aumento del número de especies mientras mayor sea el esfuerzo de muestreo (Moreno, 2001). Además, se realizó el ajuste por medio de la estimación no lineal del algoritmo de Simplex y Quasi-Newton que es una función que minimiza el error en el ajuste del modelo a los datos observados (Jiménez-Valverde y Hortal, 2002). Se obtuvieron gráficos para cada zona de muestreo individualmente y del monitoreo completo del Bosque Protector Privado Jardín de los Sueños.

Los porcentajes de representatividad de la verdadera riqueza de cada zona fueron obtenidos mediante la siguiente ecuación:

$$\% = \frac{S}{(A \div B)}$$

Donde S representa el número de especies encontradas en cada zona muestreada y A y B representan los valores predichos por la asíntota (Jiménez-Valverde y Hortal, 2002).

4.4.2 DIVERSIDAD ALFA

Se midieron y compararon cuatro propiedades de la diversidad: Riqueza, equidad, dominancia y rareza local de cada conjunto de murciélagos entre el gradiente de disturbio (parche de bosque, cultivos cercanos y cultivos alejados). Las métricas de riqueza, equidad y dominancia fueron comparadas mediante índices de diversidad alfa obtenidas en el programa Past 4.03 (Hammer, Harper y Ryan, 2001). Los índices utilizados fueron:

- Índice de Margalef. Es una medida de la riqueza de especies que puede ser calculada con la ecuación:

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

Donde S representa al número de especies y N es el número total de individuos de la muestra. Este índice fue escogido porque toma en cuenta el incremento de la riqueza de especies a medida que aumenta el esfuerzo de muestreo (Moreno, 2001). Gaimito (2010) menciona que es un índice sensible al tamaño de la muestra pero que puede ser utilizado junto con otros índices sensibles a la uniformidad o cambios en las especies dominantes como el índice de dominancia Berger-Parker.

- Índice Berger – Parker. Es una medida simple de dominancia que le da importancia numérica a las especies con mayor abundancia en una muestra (Berger y Parker, 1970). Para su cálculo se utiliza la siguiente ecuación:

$$d = \frac{N_{max}}{N}$$

Donde N_{max} representa el número de individuos de la especie más abundante y N el número total de individuos de la muestra (Moreno, 2001). Este índice tiene una relación analítica con la serie geométrica del modelo de abundancia de especies y reporta la abundancia proporcional solo de la mayoría de las especies abundantes de la población (Caruso, Pigino, Bernini, Bargagli y Migliorini, 2007). Este índice fue escogido para medir la dominancia de

cada conjunto de murciélagos independientemente, gracias a su alta sensibilidad a las especies más abundantes nos permitió analizar a la especie que domina cada conjunto.

- Índice de Shannon. El índice de Shannon también conocido como índice de Shannon–Wiener es una medida de la diversidad que evalúa la integridad de un ecosistema (Ulanowicz, 2001) y expresa la uniformidad de las especies asumiendo que los individuos son seleccionados al azar y que todas las especies se encuentran en la muestra (Moreno, 2001). Se utiliza la siguiente ecuación para su cálculo:

$$H' = \sum_{i=1}^{S} Pi \ \log Pi$$

Dónde *Pi* representa la proporción de individuos encontrados en "i" especies y *S* representa el número de especies en la comunidad. Este índice generalmente adquiere valores entre 1,5 y 3,5, en donde, los valores menores a 1,5 indican menor diversidad y los valores más altos, al contrario, indican mayor diversidad (Magurran, 2004).

- Rareza local. En esta propiedad se tomó al número de especies con abundancia relativa < 1/S, donde S representa la riqueza de especies de cada zona de estudio.

4.4.3 DIVERSIDAD BETA

4.4.3.1 SIMILARIDAD DE LOS TIPOS DE HÁBITAT

La similaridad de la composición de especies en cada tipo de hábitat fue comparado mediante un análisis de conglomerados en el cuál se utilizó el índice Euclidiano como medida de similitud. Esta distancia euclidiana es una métrica estándar que puede usarse ampliamente en problemas de agrupamiento y es considerada una métrica verdadera y efectiva (Huang, 2008). Las agrupaciones (clusters) fueron construidas por el método de grupos de pares no ponderados utilizando el algoritmo de promedios aritméticos a partir de las abundancias de cada especie en cada sitio del gradiente de muestreo (UPGMA) (Saitou y Nei, 1987). Los datos fueron obtenidos en el programa Past 4.03 (Hammer et al., 2001).

4.4.3.2 INDICE DE WHITTAKER

Para medir el grado de reemplazamiento de especies entre los tipos de hábitat estudiados: Parche de bosque, zona de cultivos cercanos y zona de cultivos alejados, se utilizó el índice de Whittaker, que es el más apropiado para medir reemplazo de las comunidades y puede calcularse con la siguiente fórmula:

$$\beta = \frac{S}{\alpha - 1}$$

Donde S representa al número de especies registradas en toda el área de estudio y α representa al número promedio de especies en todas las muestras del mismo tipo en cada zona de estudio (parche de bosque, cultivos cercanos y cultivos alejados) (Moreno, 2001). Este índice adquiere valores entre 0 y 1, en donde, los valores más altos indican que no se comparten especies y los valores más bajos, al contrario, indican similaridad entre la composición de las comunidades (Magurran, 2004). En el presente trabajo, estos datos fueron obtenidos en el programa Past 4.03 (Hammer et al., 2001).

4.4.4 PREFERENCIA DE HABITAT

4.4.4.1 CURVAS DE RANGO – ABUNDANCIA

Se compararon las curvas de rango - abundancia o de Whittaker obtenidas para cada tipo de hábitat. Estas curvas son una descripción de la abundancia (número de individuos observados) encontrada en una comunidad determinada (McGill et al., 2007) y son una herramienta importante en ecología ya que distribuye a todas las especies de una muestra en orden, desde la más común a la más rara permitiendo comparar entre comunidades y logrando analizar de manera temprana los efectos de disturbio en las comunidades ecológicas (Matthews y Whittaker, 2015). Las curvas de Whittaker fueron realizadas en la aplicación Microsoft Excel (2016). En el eje X se figuró la riqueza de especies en cada zona de muestreo, mientras que, en el eje Y se expuso a la abundancia total y relativa (en el monitoreo acústico) de cada especie encontrada.

4.4.4.2 OPORTUNIDAD RELATIVA

Para identificar las respuestas generales de los murciélagos hacia los disturbios humanos se utilizó la métrica de oportunidad relativa (OR). Esta es una medida del tamaño de un efecto determinado y evalúa la probabilidad de que un evento ocurra o no en dos grupos (McHugh, 2009), por lo que, en el presente trabajo nos permitió comparar la frecuencia de ocurrencia de especies entre dos tipos de hábitat muestreados (Parche de bosque vs. Zona de cultivos cercanos; Parche de bosque vs. Zona de cultivos alejados).

Para calcular la OR se siguió el formato de la siguiente tabla:

	Grupo control	Grupo tratamiento
Evento ocurrido	a	b
Evento no ocurrido	c	d

Y se aplicó la fórmula $OR = \frac{(a\ x\ d)}{(b\ x\ c)}$

Para los análisis se utilizaron las clasificaciones asignadas para cada especie registrada: grupo alimenticio, respuesta a la fragmentación de hábitat y categoría de conservación a nivel local y global. El Bosque Protector Privado Jardín de los Sueños fue analizado como grupo control mientras que las zonas de cultivo cercanas y las zonas de cultivo alejadas fueron consideradas como grupo tratamiento. De la abundancia total de cada tipo de hábitat, se tomó como evento ocurrido al número de individuos presentes dentro de la clasificación analizada, mientras que, en evento no ocurrido se expusieron al número de individuos que no presentaron dicha clasificación. La preferencia de hábitat fue considerada mediante los OR obtenidos. Valores > 0 fueron considerados como preferencia al grupo control, los OR < 0 fueron considerados como preferencia a los grupos tratamiento y los OR = 0 fueron tomados como no preferencia de hábitat.

5 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1 ASPECTOS GENERALES

El esfuerzo de muestreo obtenido en el monitoreo tradicional fue de un total de 3 369,6 h/m^2 de red en la zona de cultivos cercanos y la zona de cultivos alejados, mientras que, con la salida realizada en el año 2020, en el parche de bosque se obtuvo un total de 7 394,4 h/m^2 de red (Tabla 1). En el monitoreo acústico se grabaron 28 horas en cada zona de muestreo y se analizaron un total de 84 horas de grabación de llamadas de ecolocación (Tabla 2).

Entre ambas metodologías se registraron un total de 50 especies en el cantón La Maná (Tabla 2). Las especies *Molossus molossus, Myotis nigricans* y *M. riparius* fueron registradas en ambos monitoreos (tradicional y acústico) (Tabla 3).

Tabla 1. Esfuerzo de muestreo del monitoreo tradicional. Información detallada de los datos obtenidos.

Zonas de estudio	Sitios de estudio	N° noches	Horas /noche	Tamaño redes	N° redes	Superficie(m^2)	EM	EM/sitio (h/m^2)	EM total/zona (h/m^2)
Bosque	BPJS	1	4	12x2,6	3	31,2	374,4	7 394,4	7 394,4
				6x2,6	3	15,6	187,2		
		2	4	12x2,6	3	31,2	374,4		
				6x2,6	3	15,6	187,2		
		3	4	12x2,6	2	31,2	249,6		
				6x2,6	2	15,6	124,8		
		4	4	12x2,6	3	31,2	374,4		
				6x2,6	3	15,6	187,2		
		5	2	12x2,6	3	31,2	187,2		
				6x2,6	3	15,6	93,6		
		6	4	12x2,6	3	31,2	374,4		
				6x2,6	3	15,6	187,2		
		7	4	12x2,6	3	31,2	374,4		
				6x2,6	3	15,6	187,2		
		8	4	12x2,6	3	31,2	374,4		
				6x2,6	3	15,6	187,2		
		9	4	12x2,6	3	31,2	374,4		
				6x2,6	3	15,6	187,2		
		10	4	12x2,6	3	31,2	374,4		
				6x2,6	3	15,6	187,2		
		11	4	12x2,6	3	31,2	374,4		
				6x2,6	3	15,6	187,2		
		12	4	12x2,6	3	31,2	374,4		
				6x2,6	3	15,6	187,2		

Zonas de estudio	Sitios de estudio	N° noches	Horas /noche	Tamaño redes	N° redes	Superficie(m^2)	EM	EM/sitio (h/m^2)	EM total/zona (h/m^2)
		13	4	12x2,6 6x2,6	3 3	31,2 15,6	374,4 187,2		
		14	4	12x2,6 6x2,6	3 3	31,2 15,6	374,4 187,2		
Zona de cultivos cercanos	HJS	1	4	12x2,6 6x2,6	2 2	31,2 15,6	249,6 124,8	1 123,2	3 369,6
		2	4	12x2,6 6x2,6	2 2	31,2 15,6	249,6 124,8		
		3	4	12x2,6 6x2,6	2 2	31,2 15,6	249,6 124,8		
	GUA	1	4	12x2,6 6x2,6	6 6	31,2 15,6	748,8 374,4	1 123,2	
	SCRI	1	4	12x2,6 6x2,6	6 6	31,2 15,6	748,8 374,4	1 123,2	
Zona de cultivos alejados	HHCA	1	4	12x2,6 6x2,6	3 3	31,2 15,6	374,4 187,2	1 123,2	3 369,6
		2	4	12x2,6 6x2,6	3 3	31,2 15,6	374,4 187,2		
	MTRI	1	4	12x2,6 6x2,6	6 6	31,2 15,6	748,8 374,4	1 123,2	
	LLAU	1	4	12x2,6 6x2,6	2 2	31,2 15,6	249,6 124,8	1 123,2	
		2	4	12x2,6 6x2,6	2 2	31,2 15,6	249,6 124,8		
		3	4	12x2,6 6x2,6	2 2	31,2 15,6	249,6 124,8		

EM, Esfuerzo de muestreo; BPJS, Bosque Protector Privado Jardín de los Sueños; HJS, Huerto Jardín de los Sueños; GUA, Guasaganda; SCRI, San Cristóbal; HHCA, Hacienda de los hermanos Cabrera; MTRI, Manguilita el Triunfo; LLAU, recinto Los Laureles.

Mediante la búsqueda de refugios realizado en el año 2020 se localizó una colonia de murciélagos de la especie *Micronycteris megalotis* dentro del árbol hueco *Brownea herthae* (clavellín). El grupo familiar estuvo compuesto de siete individuos de la especie *M. megalotis* y un individuo del género *Carollia* sp. (Figura 2). Estos datos fueron tomados en cuenta dentro del análisis del monitoreo por redes de neblina.



Figura 2. Colonia de murciélagos en refugio. *Micronycteris megalotis* (orejones), *Carollia* sp. (mayor tamaño). Fotografía: José Tinajero.

Un total de 545 murciélagos de 35 especies fueron capturados en el monitoreo tradicional por redes de neblina (Tabla 2). Phyllostomidae fue la familia

representada con la mayor cantidad de especies (30 especies, 96 % de ocurrencia), siguiendo el patrón de otras comunidades en el Neotrópico con el uso de esta técnica (Stevens y Willig, 2000; Kalko y Handley, 2001; Espinoza et al., 2008 y Ávila-Cabadilla, Sánchez-Azofeifa, Stoner, Alvaréz-Añorve, Quesada y Portillo-Quintero, 2012), seguido de Vespertilionidae (tres especies, 2 % de ocurrencia), Molossidae y Thyropteridae con una sola especie (1,8 % y 0,18 % de ocurrencia respectivamente) (Tabla 3).

Las especies más frecuentes en este monitoreo fueron *Carollia brevicaudum* (39 % de todas las capturas), seguido por *Carollia perspicillata* (27 %) y *Glossophaga soricina* (5 %), las 32 especies restantes representan menos del 5 % del total de capturas. Los murciélagos del género *Carollia* y *Glossophaga soricina* son conocidos por tener requerimientos de hábitat generalistas y por su amplia distribución (Galindo-González, 2004; Meyer y Kalko, 2008; Tirira, 2017), esto explica su dominancia en el área de estudio.

Tabla 2. Resumen de los datos del monitoreo tradicional y acústico. Información de los diferentes tipos de hábitat del cantón La Maná, Ecuador.

Tipo de hábitat	Muestreo Tradicional					Muestreo Acústico				
	h/m2 de red	I	F	G	E	Horas de grabación	I	F	G	E
Bosque	7 394	269	2	14	24	28	460	4	12	18
Ecotono	3 369	154	4	11	14	28	303	4	9	11
Cultivo	3 369	122	2	11	17	28	429	4	11	14
TOTAL	**14 132**	**545**	**4**	**20**	**35**	**84**	**1 192**	**5**	**13**	**18**

I, número de individuos registrados; F, número de familias; G, número de géneros; E, número de especies.

En este monitoreo predominó el gremio de los frugívoros (19 especies) con el 85,5 % de todos los murciélagos capturados (Tabla 3). El gremio de los nectarívoros fue el segundo más común representado con seis especies, con el 7,5 % del total de capturas. A este, le siguen el gremio de los insectívoros (siete especies, 5,7 % de capturas) en el que se incluye a la especie insectívora *Micronycteris megalotis*, registrada en la búsqueda de refugios. Seguido por el gremio de los omnívoros con dos especies del género *Phyllostomus* (1,1 % de capturas) y el gremio hematófago en el que se capturó a un único individuo de la especie *Desmodus rotundus*

(0,18 % de capturas), en general, altos niveles de abundancia de esta especie indica disturbio de hábitat (Medellín et al., 2000), sin embargo, la captura de un único individuo nos revela que el hábitat se encuentra en buen estado. Como se puede inferir en la Tabla 3, de las 35 especies capturadas, seis son consideradas como dependientes de hábitat (17 %), 14 como vulnerables a la fragmentación (40 %) y 12 como adaptables (34 %).

Por otro lado, en el monitoreo acústico se cuantificaron 1 192 individuos de 18 especies de murciélagos (Tabla 2) y se registraron cuatro familias: la familia Vespertilionidae fue la más representativa con siete especies, seguida de Emballonuridae (seis especies), Molossidae (cuatro especies) y Noctilionidae con una única especie. Las especies más frecuentes en este monitoreo fueron *Myotis nigricans* (con el 24 % del total del recuento), seguido de *Molossus molossus* (17 %), *Saccopteryx bilineata* (14,4 %) y *Eptesicus chiriquinus* (11 %), las 14 especies restantes representan menos del 6 % del total del recuento de individuos.

El gremio de los insectívoros fue el más distintivo con 17 especies (99 % de ocurrencia) y el gremio piscívoro solo presentó una especie (*Noctilio leporinus*). De las 18 especies registradas siete son consideradas como dependientes de hábitat (37 %), seis como vulnerables a la fragmentación (32 %) y tres como adaptables (21 %) (Tabla 3).

Como se pudo apreciar anteriormente ambas metodologías utilizadas en el presente estudio evidenciaron diferencias en cuanto a los registros obtenidos, por ejemplo, en el monitoreo tradicional por redes de neblina se registró el 96 % de ocurrencia de la familia Phyllostomidae, con una deficiencia de representatividad del gremio insectívoro, mientras que, en el monitoreo acústico se registró el 99 % de ocurrencia de murciélagos insectívoros con una deficiencia en detección de filostómidos. Esto se debe a que los murciélagos que pertenecen a esta familia son de fácil captura en redes (Simmons y Voss, 1998) pero emiten llamados de ecolocación de baja intensidad por lo que no son detectados por los equipos acústicos (MacSwiney, Clarke y Racey, 2008). Al contrario, los murciélagos insectívoros son de fácil detección acústica (Schnitzler y Kalko, 2001), pero de difícil captura (MacSwiney et al., 2008). En el presente estudio, al igual que en el trabajo de MacSwiney y colaboradores (2008) y Tinajero (2017), se puede inferir que para el estudio de ensamblajes de murciélagos es de suma

importancia utilizar ambas metodologías ya que se complementan y aumentan la integridad de los inventarios de especies.

Tabla 3. Murciélagos registrados en el monitoreo tradicional y acústico. Lista de registros de murciélagos del cantón La Maná, Cotopaxi, clasificados de acuerdo a su gremio alimenticio, su respuesta a la fragmentación de hábitat y su categoría de amenaza a nivel local y global. La lista incluye los registros obtenidos en el monitoreo completo del BPJS.

Familia/Especie	Código	Tipo de hábitat			Gremio	RFr	Tirira (2011)	UICN
		B	CC	CL				
REDES DE NEBLINA								
Molossidae								
Molossus molossus	Mmol		10		I	C	LC	LC
Phyllostomidae								
Anoura cultrata	Acul	2			N	B	NT	LC
Anoura geoffroyi	Ageo	2			N	B	LC	LC
Artibeus aequatorialis	Aaeq	1		1	F	-	-	LC
Artibeus lituratus	Alit	4		7	F	C	LC	LC
Artibeus ravus	Arav	3	2	1	F	C	LC	LC
Artibeus rosenbergii	Aros	10			F	A	LC	DD
Carollia brevicaudum	Cbre	88	79	45	F	C	LC	LC
Carollia castanea	Ccas	21	1	2	F	C	LC	LC
Carollia perspicillata	Cper	85	44	20	F	C	LC	LC
Chiroderma salvini	Csal	3			F	B	LC	LC
Choeroniscus godmani cf. *	Cgod	1			N	B	-	LC
Desmodus rotundus	Drot			1	H	C	LC	LC
Enchisthenes hartii	Ehar	1			F	A	LC	LC
Glossophaga soricina	Gsor	1	5	22	N	C	LC	LC
Lonchophylla concava	Lcon	3			N	A	VU	LC
Lonchophylla robusta	Lrob		2	3	N	C	LC	LC
Mesophylla macconnelli	Mmac			1	F	B	LC	LC
Micronycteris hirsuta	Mhir	1			I	A	LC	LC
Micronycteris megalotis +	Mmeg	7			I	A	LC	LC
Phyllostomus discolor	Pdis		1	4	O	B	LC	LC
Phyllostomus hastatus	Phas	1			O	B	LC	LC
Platyrrhinus dorsalis chocoensis	Pdor	3			F	B	EN	VU
Platyrrhinus helleri	Phel	3	1	1	F	B	VU	LC
Platyrrhinus matapalensis	Pmat			1	F	B	NT	NT
Rhinophylla alethina	Rale	9			F	B	NT	NT
Sturnira bakeri	Sbak	7			F	-	-	LC
Sturnira aff. lilium	Slil			3	F	C	LC	LC
Sturnira ludovici	Slud		1		F	C	LC	LC
Sturnira luisi	Slui	11	5	2	F	-	LC	LC

Familia/Especie	Código	Tipo de hábitat			Gremio	RFr	Tirira (2011)	UICN
		B	CC	CL				
Uroderma convexum	Ucon		1		F	C	-	-
Thyropteridae								
Thyroptera tricolor	Ttri		1		I	A	LC	LC
Vespertilionidae								
Eptesicus innoxius	Einn			6	I	B	VU	NT
Myotis nigricans	Mnig	1	1	2	I	B	LC	LC
Myotis riparius	Mrip	1			I	B	LC	LC
ECOLOCACIÓN								
Emballonuridae								
Centronycteris centralis	Ccen	21	22		I	C	LC	LC
Diclidurus albus	Dalb	5		3	I	A	LC	LC
Peropteryx kappleri	Pkap	14	17	34	I	-	DD	LC
Peropteryx macrotis	Pmac	2		1	I	-	LC	LC
Rhynchonycteris naso	Rnas	1		17	I	A	LC	LC
Saccopteryx bilineata	Sbil	87	42	43	I	A	LC	LC
Molossidae								
Molossus molossus	Mmol	40	65	102	I	C	LC	LC
Molossus rufus	Mruf	20	22	35	I	C	LC	LC
Nyctinomops macrotis	Nmac	23		1	I	B	LC	LC
Tadarida brasiliensis	Tbra	1	8	28	I	B	LC	LC
Noctilionidae								
Noctilio leporinus	Nlep	1	1	6	P	A	LC	LC
Vespertilionidae								
Eptesicus chiriquinus	Echi	48	42	40	I	B	DD	LC
Eptesicus furinalis	Efur	4			I	A	-	LC
Lasiurus blossevilii	Lblo	35	13	23	I	A	LC	LC
Lasiurus ega	Lega	2			I	A	LC	LC
Myotis keaysi	Mkea	11			I	B	LC	LC
Myotis nigricans	Mnig	131	65	90	I	B	LC	LC
Myotis riparius	Mrip	14	6	6	I	B	LC	LC

B, parche de bosque; CC, cultivos cercanos; CL, cultivos alejados. *=Nuevo registro para Ecuador. += colonia de murciélagos en refugio. Gremios: F, frugívoros; I, insectívoros; N, nectarívoros, O, omnívoros; H, hematófagos; P, piscívoros. Rfr (respuesta a la fragmentación de hábitat): A, dependientes de hábitat; B, vulnerable a la fragmentación; C, adaptable; Categoría de amenaza local y global: LC, preocupación menor; NT, casi amenazada; VU, vulnerable; EN, en peligro; DD, datos insuficientes.

Al complementar ambas metodologías de muestreo (tradicional y acústico), se evidenció la predominancia del gremio insectívoro en el ensamblaje de murciélagos del cantón La Maná. Se registró el 69 % de abundancia relativa (Figura 3), siguiendo el patrón de varias localidades del Neotrópico como Brasil (Stevens y Willig, 2000), Belice (Fenton et al., 2001), Costa Rica (Sampaio et al., 2003) y México (Ávila-Torresagatón et al., 2012). Este conjunto dominó en

todos los tipos de hábitat estudiados (parche de bosque, zona de cultivos cercanos y zona de cultivos alejados). Seguido por el conjunto de murciélagos frugívoros con una abundancia relativa de 26,9 %, nectarívoros (2,4 %), piscívoro (0,5 %), omnívoro (0,3 %) y, por último, el conjunto de murciélagos hematófagos (0,1 %; Figura 3).

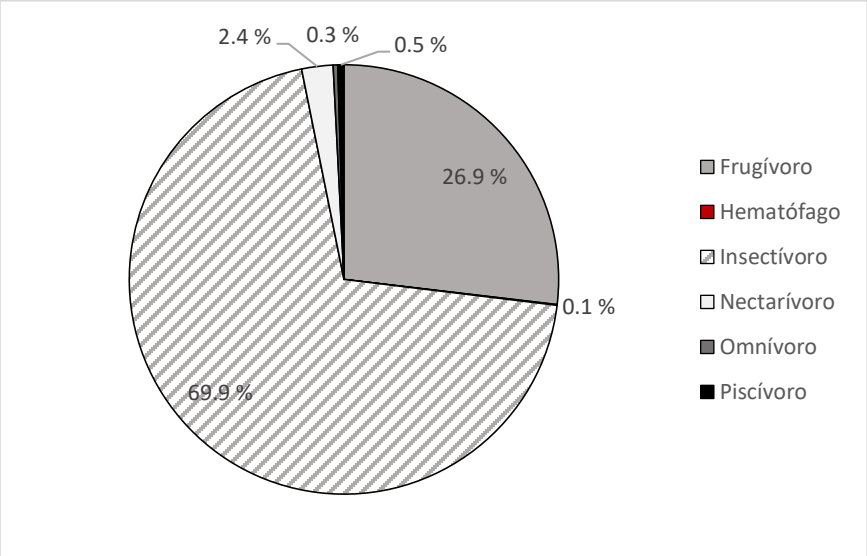


Figura 3. Conjuntos de murciélagos del cantón La Maná. Porcentaje de la abundancia relativa de cada conjunto de murciélagos del ensamblaje de murciélagos del cantón la Maná. Monitoreo tradicional y acústico complementados.

5.2 CURVAS DE ACUMULACIÓN DE ESPECIES CON AJUSTE DE CLENCH

Los resultados sugieren una eficiencia de muestreo por redes de neblina similar en cada tipo de hábitat. En el parche de bosque se registró el 74 % de representatividad de la verdadera riqueza, en la zona de cultivos cercanos el 75 % y en la zona de cultivos alejados el 78 %. Es importante mencionar que a partir del 70 % la riqueza asintótica ya es considerada estable (Jiménez-Valverde y Hortal, 2003), por lo que, en el presente estudio se puede inferir que el esfuerzo de muestreo fue suficiente y, por lo tanto, los datos obtenidos en los diferentes tipos de hábitat son comparables (Figura 4). En el esfuerzo de muestreo completo del Bosque Protector Privado Jardín de los Sueños (7 394,4 h/m^2 de red) se registró el 83 % de las especies predichas.

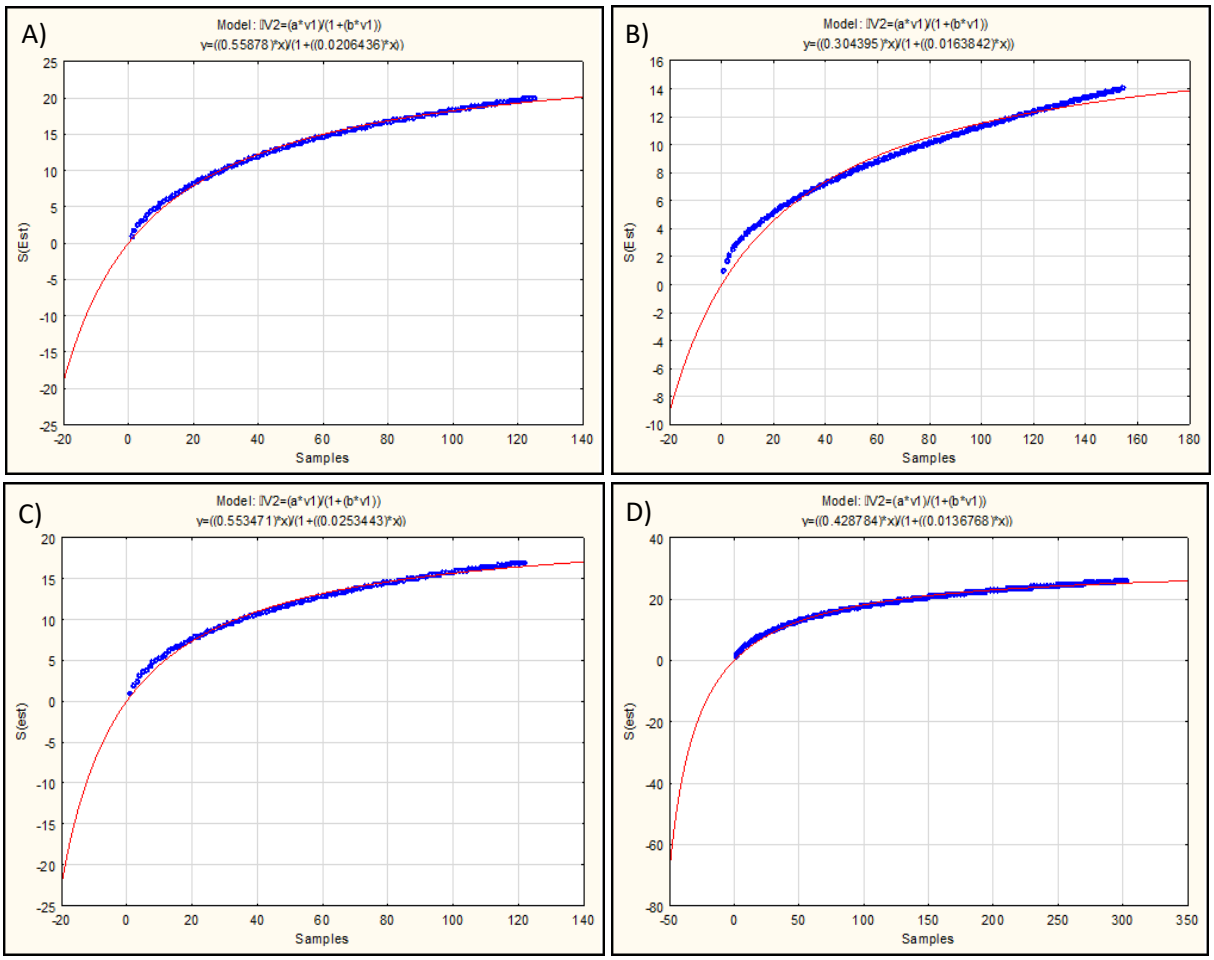


Figura 4. Curvas de acumulación de especies con ajuste de Clench. A) Parche de bosque; B) Zona de cultivos cercanos; C) Zona de cultivos alejados y D) BPJS (esfuerzo de muestreo completo).

En contraste, las curvas de acumulación de especies del monitoreo acústico no funcionaron de igual manera. La función de Clench no fue precisa y no expuso la acumulación de datos esperados. De manera similar ocurrió en el trabajo de Tinajero (2017) donde se menciona que la falta de precisión de las curvas con ajuste de Clench puede deberse a la sobre abundancia de datos obtenidos acústicamente.

A pesar de la falta de fidelidad de las curvas de acumulación de especies, el programa sugirió que la eficiencia de muestreo fue bastante alta en las zonas de estudio. Para el parche de bosque, se registraron el 97 % de especies representativas, en el parche de la zona de cultivos

cercanos el 98 % y en la zona de cultivos alejados el 100 %. Para garantizar que este porcentaje de representatividad fue correcto, se comparó con el valor de Chao 1 obtenido en el programa EstimateS (versión 9, Colwell, 2013), este es un valor predictivo de la riqueza de especies de una comunidad determinada (Moreno, 2001) y en el presente trabajo predijo que en el parche de bosque se deberían encontrar 19 especies (18 registradas), en los cultivos cercanos 11 especies (11 registradas) y en la zona de cultivos alejados 15 especies (14 registradas). Con esto, se puede deducir que la eficiencia de muestreo en el monitoreo acústico fue adecuada.

5.3 DIVERSIDAD ALFA

El conjunto de los murciélagos omnívoros y hematófagos fueron excluidos de este análisis debido a que sus especies representan bajo tamaño de muestra. Los omnívoros registraron dos especies: *Phyllostomus discolor* (un individuo en la zona de cultivos cercanos y cuatro en la zona de cultivos alejados) y *P. hastatus* (un individuo en el parche de bosque). Se registró un único murciélago hematófago, *Desmodus rotundus,* en la zona de cultivos alejados (Tabla 3).

Conjunto de murciélagos frugívoros

Se capturaron un total de 334 murciélagos frugívoros representados por 19 especies, todas pertenecientes a la familia Phyllostomidae. Cinco especies fueron registradas en los tres tipos de hábitat (*Artibeus ravus, Carollia brevicaudum, C. castanea, C. perspicillata* y *Sturnira luisi*; Tabla 3). La riqueza, dominancia y rareza local de los frugívoros varió de manera consistente entre los tipos de hábitat. El parche de bosque presentó mayor riqueza (D_{MG} = 2,5), equidad (H´= 1,8) y rareza de especies (diez especies), mientras que, la zona de cultivos cercanos tuvo mayor dominancia (D= 0,6; Figura 5). Esta dominancia es una consecuencia de la cantidad de individuos de las especies *C. brevicaudum* y *C. perspicillata* que, como se había mencionado anteriormente, son especies generalistas y con amplia distribución (Galindo-González, 2004; Meyer y Kalko, 2008; Tirira, 2017). Esto explica su dominancia en la zona de cultivos cercanos.

Como se puede apreciar en la Figura 5, la diversidad de los frugívoros se mantuvo más alta en el parche de bosque (vegetación secundaria). Varios estudios han demostrado que los bosques secundarios proveen de recursos y refugios a los murciélagos frugívoros en paisajes

fragmentados en el trópico (ej. Arroyo Rodríguez et al., 2016); Vleut y colaboradores (2015) demostraron que *Artibeus lituratus* usualmente forrajea en bosques secundarios a pesar de que sus refugios preferenciales son árboles grandes de bosques primarios. La predominancia de especies frugívoras en el parche de bosque y la dominancia en la zona de cultivos cercanos a este puede deberse al crecimiento dominante de plantas pioneras de género *Piper*, *Solanum* y *Cecropia* (Arroyo Rodríguez, Pineda, Escobar y Benítez-Malvido, 2009) que representan un recurso usado comúnmente por los murciélagos de este conjunto (Vleut, Levy-Tacher, de Boer, Galindo-González y Vázquez, 2013). Uno de los ejemplos más claros son las especies del género *Carollia*, *Sturnira y Artibeus* (los más abundantes en este estudio) que se alimentan, respectivamente, el 60, 55 y 67 % de *Piper, Solanum* y frutos de *Cecropia* (Saldaña-Vázquez et al., 2013).

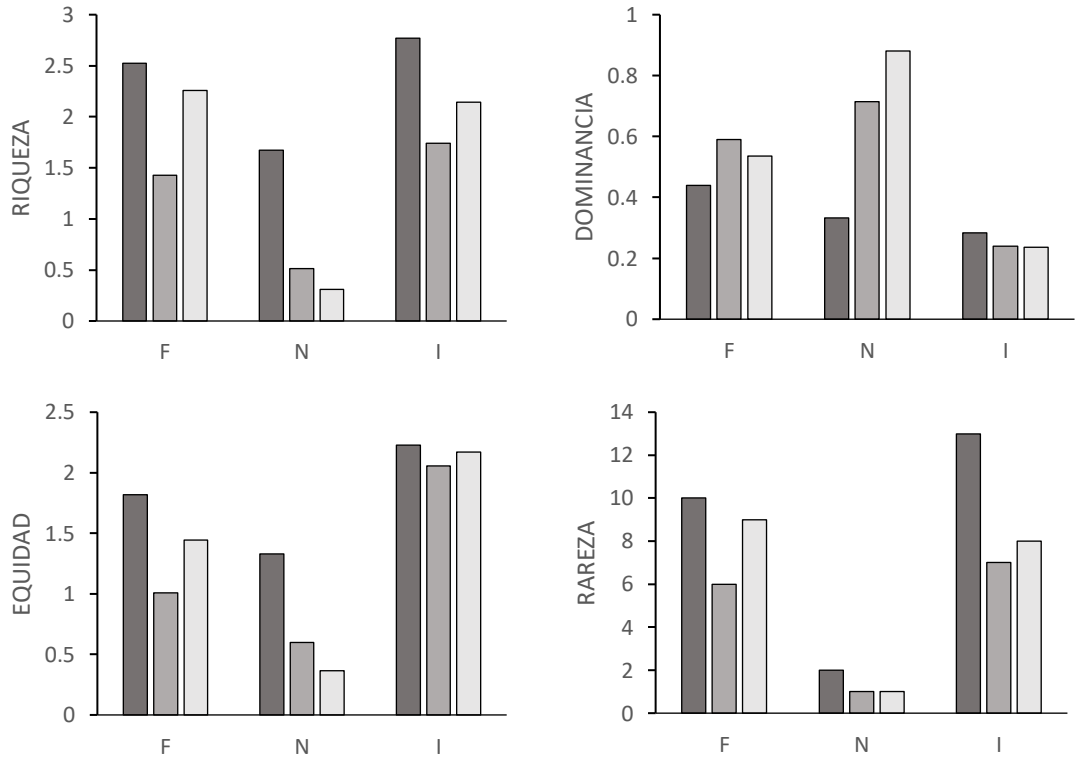


Figura 5. Diagramas de barra representando las propiedades de diversidad. F, conjunto de murciélagos frugívoros; N, conjunto de murciélagos nectarívoros; I, conjunto de murciélagos insectívoros. Color oscuro (parche de bosque), color intermedio (zona de cultivos cercanos), color claro (zona de cultivos alejados).

Por otro lado, la zona de cultivos alejados exhibió mayor riqueza (D_{MG} = 2,3), equidad (H´=1,4) y rareza local (nueve especies) en comparación con la zona de cultivos cercanos al parche de bosque (Figura 5), esto puede deberse a la alta disponibilidad de recursos alimenticios en la zona agrícola y, además, porque se conoce que muchos murciélagos frugívoros son capaces de volar largas distancias (Morrison 1978, Loayza y Loiselle 2008, Meyer et al., 2009) permitiéndoles moverse entre parches de bosque remanentes separados por la agricultura (Cleary, Waits y Finegan, 2016).

Entre las especies raras del parche de bosque se registraron *Artibeus aequatorialis, A. lituratus, A. ravus, A, rosenbergi, Chiroderma salvini, Enchisthenes hartii, Platyrrhinus dorsalis chocoensis, Rhynophylla alethina, Sturnira bakeri y S. luisi* de las cuales dos están ubicadas en alguna categoría de amenaza (*P. chocoensis y R. alethina*; Tabla 3). En algunos trabajos se ha demostrado que las plantaciones agrícolas pueden proveer de recursos a especies raras que pueden tener alguna clasificación de importancia de conservación (Harvey y Villalobos, 2007), estas inferencias se confirman ya que en las zonas agrícolas estudiadas se registró a la especie amenazada *Platyrrhinus matapalensis.* Su categoría de amenaza (NT) se debe a la transformación de hábitats ya que habita principalmente bosques primarios (IUCN, 2020). Sin embargo, se conoce que es una especie generalista con bajos requerimientos de hábitat (Tirira, 2017) y en algunos estudios en el Ecuador se ha demostrado que tolera zonas perturbadas (Carrera et al., 2010) y ha demostrado una preferencia de hábitats cercanos a cultivos agrícolas, en especial, cultivos frutales (Paz-Ramírez, Hing-Cujilán y Salas, 2018). Esto explicaría su presencia solo en la zona de cultivos. Además de *P. matapalensis* se registraron otras cuatro especies exclusivamente en estas zonas: *Mesophylla macconnelli, Sturnira* aff. *lilium, S. ludovici y Uroderma convexum*. Esto indica que estas especies probablemente dependen de perturbaciones de hábitat para mantener sus poblaciones**.**

Conjunto de murciélagos nectarívoros

Los 38 murciélagos nectarívoros capturados representan a seis especies, todas pertenecientes a la familia Phyllostomidae. Las especies *Glossophaga soricina* y *Lonchophylla robusta* fueron capturadas en las zonas de cultivo (cercanas y alejadas) y, además, fueron las especies dominantes en estos tipos de hábitat (Tabla 3). Algunos estudios han informado que

estas especies de preferencias de hábitat y de alimentación generalista no se ven afectadas por los cambios en el uso del suelo y pueden incluso aumentar su abundancia en vegetaciones intervenidas (Estrada et al., 1993; Brosset et al., 1996; Fenton et al., 1992; Meyer y Kalko, 2008; Harvey y Villalobos, 2007; Mancina, García-Rivera y Capote, 2007). Esto se confirma en el presente estudio puesto que en la zona intervenida (zona de cultivos alejados) se evidenció la mayor dominancia de estas especies nectarívoras (D=0,9; Figura 5). Este patrón de abundancia de nectarívoros en este tipo de hábitat, también, puede explicarse por la alta disponibilidad de néctar en las plantaciones de oritos.

En contraste, la riqueza, la dominancia y la rareza local del conjunto de los murciélagos nectarívoros varió en el parche de bosque y presentó la mayor riqueza (D_{MG} = 1,7), equidad (H´= 1,3) y rareza de especies (dos especies). Entre las especies raras se encuentran *Anoura cultrata* y *Choeroniscus godmani* cf. Estas, solo fueron registradas en este tipo de hábitat (Figura 5).

Conjunto de murciélagos insectívoros

El conjunto de murciélagos insectívoros registrado en el monitoreo acústico demostró ser más completo que el obtenido en el monitoreo tradicional (17 especies vs. seis especies en el monitoreo tradicional). Esto se debe a que la mayoría de especies insectívoras forrajean en espacios abiertos sobre dosel y su probabilidad de captura es muy baja (Simmons y Voss, 1998; O'Farrell, Miller y Gannon, 1999). Esta parte de los inventarios de murciélagos insectívoros generalmente no está bien representada en otros estudios que se basan solo en el monitoreo por redes de neblina. Sin embargo, en el presente estudio estos datos pudieron complementarse exhibiendo de mejor manera a este conjunto.

Se registraron 1 206 individuos entre ambas metodologías que representan a 20 especies insectívoras pertenecientes a las familias Phyllostomidae, Thyropteridae, Emballonuridae, Molossidae, y Vespertilionidae (Tabla 3). Las especies *Eptesicus chiriquinus, Lasiurus blossevillii, Molossus molossus, M. rufus, Myotis nigricans, M. riparius, Peropteryx kappleri, Saccopteryx bilineata* y *Tadarida brasiliensis* fueron registradas en los tres tipos de hábitat. Su presencia en las diferentes zonas de estudio nos indica que vuelan en espacios abiertos y que no se ven afectadas por los disturbios (Estrada-Villegas et al., 2010).

Varios trabajos han demostrado que las especies insectívoras tienen una fuerte asociación a los parches de bosque (Estrada-Villegas et al., 2010) y a zonas bien conservadas (Wilson et al., 1996) por lo que se les atribuye el papel de bioindicador de hábitat (García-Morales, Badano y Moreno, 2013) y se acentúa la importancia de conservación de esta vegetación (Estrada-Villegas et al., 2010). Estas inferencias se confirman en el presente trabajo ya que el parche de bosque fue el tipo de hábitat que presentó la mayor diversidad: riqueza (D_{MG} = 2,8), dominancia (D= 0,3), equidad (H´= 2,2) y rareza de especies (13 especies; Figura 5) entre los tipos de hábitat y entre los demás conjuntos analizados.

Por otro lado, la zona de cultivos cercanos al parche de bosque fue el tipo de hábitat con las medidas de diversidad más bajas: riqueza (D_{MG} = 1,7), equidad (H´= 2) y rareza de especies (siete especies; Figura 5). En otros estudios similares en zonas agrícolas como en Cleary y colaboradores (2016) se evidenció que el conjunto de murciélagos insectívoros es afectado negativamente a medida que se alejan de los parches de bosque y se explica que puede deberse al tamaño y la forma de las alas (cortas y anchas) de los murciélagos que pueden representar un impedimento para cruzar largas distancias; también, en un estudio en plantaciones de café en México se encontró que la abundancia de murciélagos insectívoros disminuyó junto con una mayor aplicación de pesticidas en los cultivos (García-Estrada et al., 2006), sin embargo, en el presente estudio, ocurrió todo lo contrario y se evidenció que las zonas de cultivos alejados fueron los más diversos, después del parche de bosque, a pesar de que incluso en estas zonas existe un uso extensivo de pesticidas controladores de plagas. Se conoce que los murciélagos insectívoros son importantes controladores biológicos ya que consumen una gran fracción de estas plagas (Boyles et al., 2011) por lo que nuestros resultados revelan que a pesar del uso extensivo de pesticidas en los cultivos alejados todavía existe una gran abundancia de plagas de cultivos que se evidencia en la alta diversidad de murciélagos en esta zona.

Otra posibilidad que podría explicar la alta diversidad de murciélagos insectívoros en la zona de cultivos alejados al parche de bosque podría ser la presencia del río San Pablo que cruza por dos de los sitios elegidos para esta zona (Hacienda de los Hermanos Cabrera y Manguilita-El Triunfo; Figura 1). En el trabajo de Espinoza y colaboradores (2008) se menciona que los murciélagos pertenecientes a este conjunto prefieren forrajear y obtener su alimento en cursos de aguas o alumbrados públicos. Esto podría representar una explicación para las métricas de

diversidad obtenidas, lo que significaría que no necesariamente la zona agrícola alejada es más diversa, sino, que la presencia del río estaría influyendo en los resultados.

5.4 DIVERSIDAD BETA

5.4.1 SIMILARIDAD DE LOS TIPOS DE HÁBITAT

Se evidencia una diferenciación de la composición de especies de murciélagos entre el gradiente de intervención. De las 50 especies registradas en ambas metodologías (estandarizadas con el esfuerzo de muestreo), solo 17 se registraron en los tres tipos de hábitat. Esto demuestra que los ensamblajes de murciélagos son distintos entre los diferentes usos de la tierra. En contraste, se registraron 23 especies en un solo tipo de hábitat, de estas, 15 fueron registradas en el parche de bosque, tres en la zona de cultivos cercanos y cinco en la zona de cultivos alejados (Tabla 3).

Las especies que se encontraron exclusivamente en el parche de bosque fueron: *Anoura cultrata, A. geoffroyi, Artibeus rosenbergi, Choeroniscus godmani, Chiroderma salvini, Eptesicus furinalis, Enchisthenes hartii, Lonchophylla concava, Lasiurus ega, Micronycteris hirsuta, Myotis keaysi, Platyrrhinus dorsalis chocoensis, Phyllostomus hastatus, Rhynophylla alethina* y *Sturnira bakeri*. De las cuales seis (*Artibeus rosenbergi, Enchisthenes hartii, Eptesicus furinalis, Lasiurus ega, Lonchophylla concava* y *Micronycteris hirsuta*) están catalogadas como especies dependientes de hábitat (A) y ocho (*Anoura cultrata, A. geoffroyi, Chiroderma salvini, Choeroniscus godmani, Myotis keaysi, Phyllostomus hastatus, Platyrrhinus chocoensis* y *Rhynophylla alethina*) como vulnerables a la fragmentación (B; Tabla 3). Esto explicaría su ocurrencia exclusiva en el tipo de hábitat bosque.

El análisis de conglomerados basado en el índice euclidiano de similaridad separó el gradiente de intervención en dos grupos principales, uno que contiene el parche de bosque y otro que contiene a las zonas de cultivos (Figura 6). En otros trabajos realizados en paisajes agrícolas como en Harvey y Villalobos (2007) el análisis de conglomerados agrupó al bosque y a las plantaciones de cacao y banano en un mismo grupo demostrando que estos tipos de hábitat se componen de especies similares, sin embargo, en nuestro análisis no se pudo demostrar lo mismo y las diferencias pueden deberse al tipo de datos utilizados. En el presente, se

complementaron datos acústicos y por redes de neblina, mientras que, en Harvey y Villalobos (2007) solo se utilizó la técnica de muestreo tradicional.

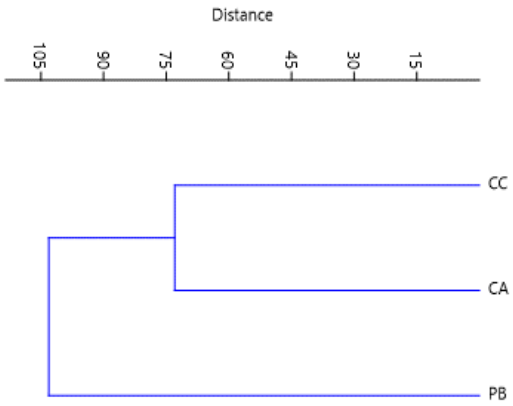


Figura 6. Dendrograma de similaridad del ensamblaje de murciélagos del cantón La Maná. PB, bosque; CC) zona de cultivos cercanos y CA) zona de cultivos alejados. Los análisis se basan en el indice euclidiano.

5.4.2 INDICE DE WHITTAKER

El mayor reemplazo de murciélagos entre las zonas de estudio fue entre el parche de bosque y la zona de cultivos cercanos (β= 0,46), mientras que, el valor más bajo fue entre las zonas de cultivos cercanos y alejados al parche de bosque (β= 0,28). A este le sigue el valor entre el parche de bosque y la zona de cultivos alejados (β= 0,37; Tabla 4).

Tabla 4. Valores del índice de Whittaker entre los tipos de hábitat. B, bosque; CC, zona de cultivos cercanos y CA, zona de cultivos alejados.

	PB	**CC**	**CA**
PB	0	0.46667	0.37313
CC	0.46667	0	0.28302
CA	0.37313	0.28302	0

El valor del reemplazo de especies obtenido por el índice de Whittaker indica que entre el parche de bosque y las zonas de cultivo alejadas existe un menor reemplazo de especies, es

decir, que una cantidad de especies se comparten entre las zonas. Esto traducido a porcentajes significaría que, al menos el 40 % de especies se comparten. Esto podría deberse a que las especies compartidas, en su mayoría, son las comunes, como *Glossophaga soricina, Myotis nigricans, Peropteryx kappleri, y Saccopteryx bilineata* (Tabla 3). Al contrario, el valor más bajo de reemplazamiento de especies fue entre las zonas de cultivos (cercanos y alejados) por lo que se infiere que comparten entre ellos al menos 70 % de especies. Esto concuerda con el análisis de conglomerados del previo subcapítulo ya que agrupó a estas zonas dentro de un mismo grupo demostrando que tienen la mayor similaridad.

5.5 PREFERENCIA DE HABITAT

5.5.1 CURVAS DE RANGO – ABUNDANCIA

En la Figura 7 se puede visualizar el patrón de la ordenación jerárquica de las especies capturadas en los diferentes tipos de hábitat (Figura 7D) y se evidencian pocas especies abundantes y algunas especies raras con pocos individuos. Nuestro estudio mostró que algunas especies de murciélagos generalistas dominan en los diferentes tipos de hábitat, por ejemplo, *Carollia brevicaudum* demostró ser la dominante en todas las zonas de estudio. Esta especie muestra una abundancia relativa de captura mayor en las zonas de cultivo cercanas con el 51 % del total de capturas, seguido por el parche de bosque (con el 41 %) y la zona de cultivos alejados con la menor abundancia relativa (36 % de capturas). *Carollia perspicillata* es la segunda especie con mayor dominancia en el parche de bosque y la zona de cultivos cercanos con el 20 % y el 28 % de capturas, respectivamente, mientras que, su ocurrencia se reduce significativamente en la zona de cultivos alejados ubicándola en el noveno lugar de la jerarquía de abundancia con el 16 % de representación (Figura 7). Para esta zona de estudio, la segunda especie con mayor abundancia fue *Glossophaga soricina* con el 18 % del total de capturas, esta, a su vez, es la tercera más abundante en la zona de cultivos cercanos (Figura 7B).

Las especies menos abundantes en el bosque fueron *Artibeus aequatorialis*, *Enchisthenes hartii*, *Platyrrhinus dorsalis chocoensis*, *Myotis riparius*, *Micronycteris hirsuta*, *Anoura cultrata*, *Choeroniscus godmani* y *Phyllostomus hastatus* (Figura 7A). Si bien, en su mayoría, son especies categorizadas como dependientes de hábitat (*E. hartii*, *M. hirsuta*) y vulnerables a la fragmentación (*P. chocoensis, M. riparius, A. cultrata, C. godmani, P. hastatus*;

Tabla 3), su rareza en el parche de bosque, en el caso de los frugívoros *Artibeus aequatorialis, Enchisthenes hartii* y *Platyrrhinus chocoensis* podría ser explicada por la escasa presencia de especies arbóreas del género *Ficus*, recurso alimenticio predilecto de estas especies (Tirira, 2017). Por otro lado, la rareza de los nectarívoros *A. cultrata y C. godmani* puede deberse a la falta de refugios como cuevas y grietas en rocas ya que se ha sugerido que su abundancia acrecienta en localidades que presentan dichos refugios (Tamsitt y Nagorsen, 1982). A su vez, la baja representatividad de los murciélagos insectívoros *Micronycteris hirsuta* y *Myotis riparius* puede deberse a su manera de obtener los alimentos. Por un lado, los murciélagos del género *Micronycteris* son conocidos por habitar troncos huecos o troncos caídos de los cuales obtienen sus presas directamente del sustrato (Williams y Genoways, 2007) obligándolos a salir ocasionalmente de sus refugios. Por otro lado, se conoce que los murciélagos del género *Myotis* capturan sus presas mientras vuelan por encima del dosel (Siemers, Stilz y Schnitzler, 2001). Esto indicaría que *M. riparius* no es raro en el bosque, en contraste, su probabilidad de captura por redes de neblina es bajo.

Con respecto a la zona de cultivos cercanos, las especies menos abundantes fueron *Carollia castanea, Molossus molossus, Myotis nigricans, Platyrrhinus discolor, P. helleri, Sturnira ludovici, Thyroptera tricolor y Uroderma convexum* (Figura 7B). Mientras que, en la zona de cultivos alejados las menos abundantes fueron *Artibeus aequatorialis, A. ravus, Desmodus rotundus, Mesophylla macconelli, Platyrrhinus helleri y P. matapalensis* (Figura 7C). La rareza de las especies categorizadas como vulnerables a la fragmentación como: *M. nigricans, P. discolor, P. helleri, P. matapalensis* y *M. macconelli* (Tabla 3), en estas zonas, indica que, a pesar de que habitan fragmentos de bosque están utilizando los cultivos de banano y orito como corredores biológicos lo que acentúa las características que describen esta categoría. Por otro lado, la rareza del murciélago *Thyroptera tricolor* en la zona de cultivos cercanos se debe a su preferencia a zonas con abundante presencia de heliconias, recurso que es usado como refugio (Rodríguez-Herrera, Medellín y Timm, 2007) y que se encuentra en abundancia en el huerto Jardín de los Sueños (sitio de registro de la especie).

Especies registradas en los tres tipos de hábitat como *Artibeus ravus, Carollia castanea* y *Sturnira luisi* evidencian un cambio en su abundancia entre el gradiente de disturbio. Por ejemplo, *Artibeus ravus* y *Sturnira luisi* son menos abundantes en la zona de cultivos, pero

incrementan su ocurrencia cuando se acercan al bosque. De la misma forma, *Carollia castanea* no es tan frecuente en la zona de cultivos cercanos, pero su abundancia es mayor en la zona de cultivos alejados y el parche de bosque, ubicándola en el tercer lugar de rango abundancia de este último.

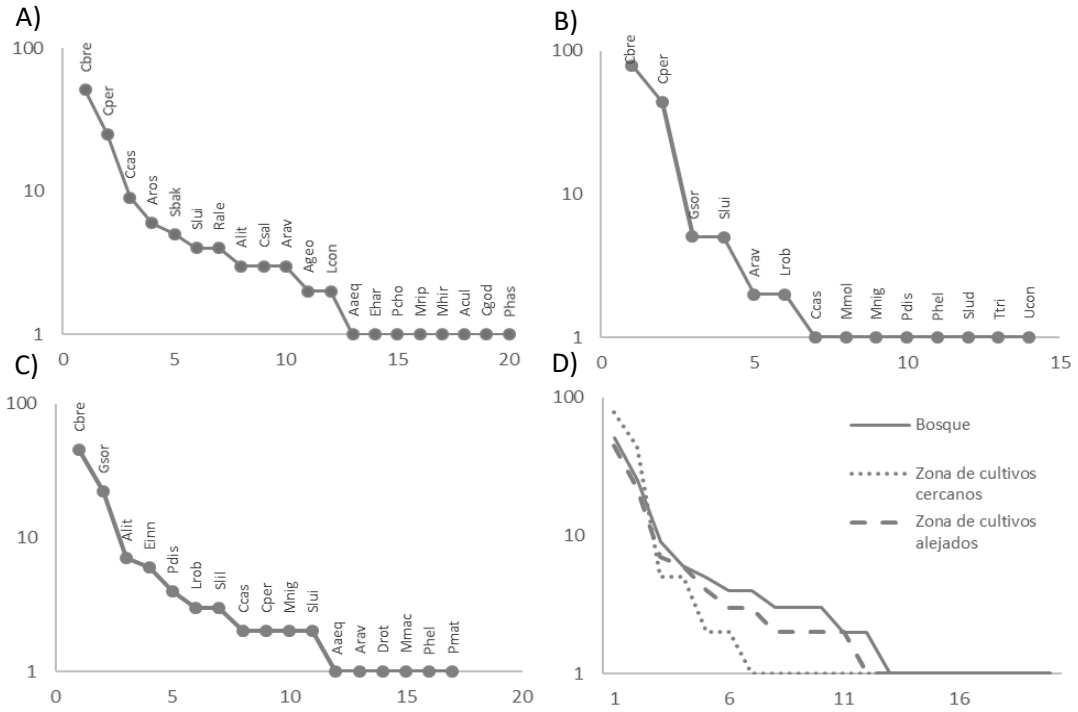


Figura 7. Curvas de rango – abundancia del monitoreo tradicional. A) Bosque Protector Privado Jardín de los Sueños, B) Zona de cultivos cercanos y C) Zona de cultivos alejados. En la figura D) se muestra las diferencias entre zonas de muestreo. El eje X muestra el rango de especies y el eje Y el Log 10 de la abundancia relativa. Véase los códigos en la Tabla 3.

De manera similar, las curvas de rango – abundancia obtenidas con los registros del monitoreo acústico presentan diferencias entre los tipos de hábitat (Figura 8D), sin embargo, en comparación con las curvas obtenidas en el monitoreo tradicional (Figura 7) se evidencian pendientes más suaves y con poca diferenciación entre las especies dominantes y el resto de especies ubicadas en la jerarquía. También, se muestra mayor cantidad de especies abundantes y menos especies raras con pocos individuos. Esto puede deberse a que el monitoreo acústico

fue más eficiente y permitió tener un inventario más completo indicando la presencia de especies difíciles de capturar.

La especie *Myotis nigricans* fue la dominante en el bosque y la segunda más abundante en el la zona de cultivos cercanos y la zona de cultivos alejados. Por otro lado, la especie *Molossus molossus* fue la dominante en ambos tipos de hábitat. La segunda especie dominante de la curva jerárquica del bosque fue *Saccopteryx billineata.* Esta especie tiene una alta representatividad también en la zona de cultivos cercanos y la zona de cultivos alejados posicionándola en el cuarto y tercer lugar, respectivamente (Figura 8).

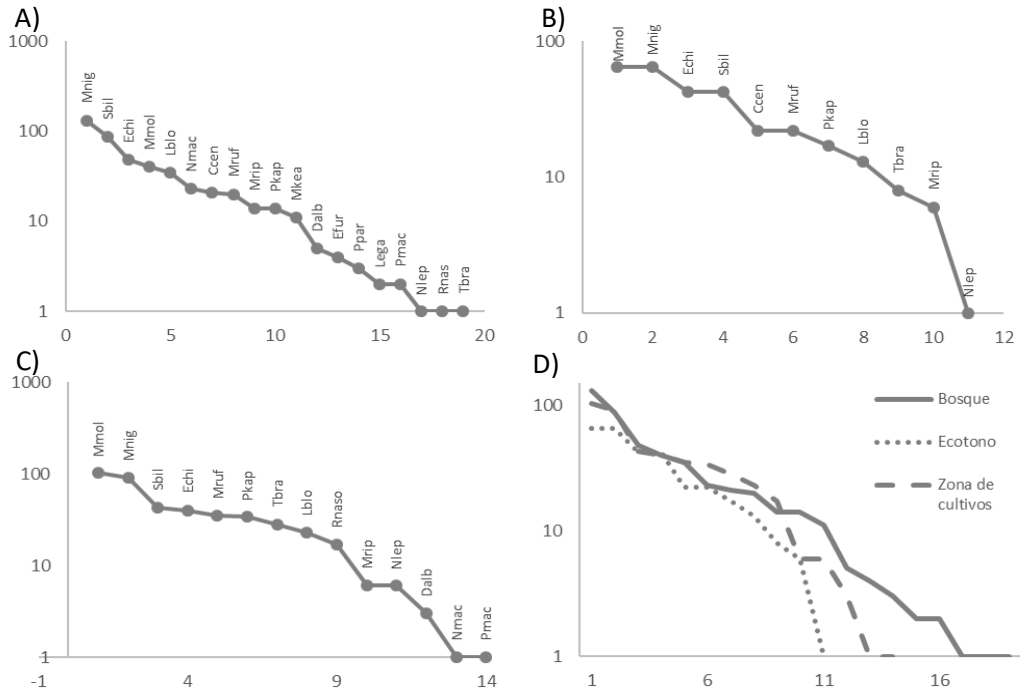


Figura 8. Curvas de rango – abundancia del monitoreo acústico. A) Parche de bosque, B) Zona de cultivos cercanos y C) Zona de cultivos alejados. En la figura D) se muestra las diferencias entre los tipos de hábitat. El eje X muestra el rango de especies y el eje Y el Log 10 de la abundancia relativa. Véase los códigos en la Tabla 3.

Las especies menos abundantes en el bosque fueron: *Noctilio leporinus*, *Rhynchonycteris naso* y *Tadarida brasiliensis* (Figura 8A), mientras que, Noctilio leporinus fue también la menos abundante en los cultivos cercanos. En la zona de cultivos alejados fueron *Nyctinomops macrotis* y *Peropteryx macrotis.*

5.5.2 OPORTUNIDAD RELATIVA

Los patrones de preferencia de ocurrencia basados en los grupos alimenticios, respuesta a la fragmentación de hábitat y las categorías de conservación local y global se asociaron positivamente al parche de bosque (Figura 9). Esto puede deberse a que la cantidad de datos obtenidos no fueron suficientes como para demostrar una preferencia a los grupos tratamiento (Zonas de cultivo cercanas y alejadas).

Grupos alimenticios

En el parche de bosque se evidenció una clara preferencia de ocurrencia de los conjuntos de murciélagos frugívoros, insectívoros y nectarívoros (Figura 9A y 9B). En el trabajo de Ávila-Cabadilla y colaboradores (2012) se ha determinado que la abundancia y riqueza de especies frugívoras incrementa en estructuras de vegetación complejas y que, si bien son conocidos por soportar hábitats disturbados, sus requisitos de hábitat pueden depender de árboles huecos de bosques maduros o en etapas sucesionales avanzadas, esto explicaría su alta ocurrencia en el parche de bosque, el cual, además, les ofrece una gran variedad de recursos alimenticios y de hábitat.

También, la familia Phyllostomidae, por los requerimientos alimenticios de sus especies, es utilizada comúnmente como bioindicadores de hábitat y su distribución puede reflejar un nivel de disturbio (Fenton et al., 1992). En el presente trabajo, esto se evidencia ya que la familia presentó la mayor cantidad de especies (19 especies) y la mayor abundancia (258 individuos) de frugívoros y de nectarívoros en el parche de bosque (Tabla 3) demostrando una clara preferencia por hábitats bien conservados (Figura 9A y 9B). Sin embargo, la ocurrencia de nectarívoros se acercó más al punto de no preferencia de hábitat en la comparación con zonas de cultivo alejadas (Figura 9B) y se debe a la abundancia de la especie *Glossophaga soricina* que fue la predominante en esta zona.

De igual manera, García Morales y colaboradores (2013) mencionan que, además de utilizar a los filostómidos como bioindicadores de las distintas actividades humanas; también los murciélagos insectívoros de la familia Emballonuridae responden negativamente a los disturbios y sugiere que incluso pueden ser más sensibles a los cambios en los usos del suelo. Esta, fue la segunda familia más abundante en el monitoreo acústico y se pudo corroborar que su abundancia fue mayor en el bosque (seis especies, 130 individuos), mientras que, su

ocurrencia se redujo en la zona de cultivos cercanos (tres especies, 81 individuos) y en la zona de cultivos alejados (cinco especies, 98 individuos), esto confirma su uso como bioindicadores de hábitat ya que su riqueza y abundancia es negativamente afectada en los disturbios, mientras que, se mantiene más alta en el parche de bosque. Además, con nuestros resultados se puede inferir que no solo la familia Emballonuridae puede ser usada como bioindicadora de disturbio, sino más bien, todo el conjunto de murciélagos insectívoros que responde de manera negativa a las alteraciones (Figura 9). Por ejemplo, las especies insectívoras de las familias Phyllostomidae y Vespertilionidae que fueron registradas exclusivamente en el parche de bosque y que son especies dependientes de hábitat (*Micronycteris hirsuta, M. megalotis, Lasiurus ega*) y vulnerables a la fragmentación (*Myotis keaysi*).

En la comparación con la zona de cultivos alejados, la ocurrencia de los murciélagos hematófagos, piscívoros y omnívoros, de igual manera, se relacionaron positivamente al parche de bosque, aunque sus valores de ocurrencia fueron cercanos al cero (Figura 9B). Esto indica, que a pesar de que la cantidad de los datos no fueron representativos como para asociarlos a este tipo de hábitat, tienen un acercamiento de preferencia que se debe al registro de individuos mayoritario en esta zona. Por ejemplo, se registró la ocurrencia de un único individuo del murciélago hematófago *Desmodus rotundus* en la zona de cultivos alejados, sin embargo, su preferencia no fue representada en el gráfico. De igual manera, la ocurrencia del murciélago pescador *Noctilio leporinus* en la zona antropizada fue mayor resultando su cercanía al cero. No obstante, su actividad en este tipo de hábitat estaría influenciada por la presencia del rio San Pablo (Figura 1) y su afinidad a cuerpos de agua (Tirira, 2017), mas no, a la zona de cultivos como tal. De la misma forma, la ocurrencia del murciélago omnívoro *Phyllostomus discolor* fue mayor en la zona de cultivos alejados con cuatro individuos, mientras que, en el parche de bosque solo se registró un individuo de *P. hastatus.* Por otro lado, el parche de bosque en comparación con la zona de cultivos cercanos no tuvo diferenciación en cuanto a los conjuntos de murciélagos omnívoro y piscívoro (Figura 9A). Esto se debe a que en ambas zonas solo se registró un individuo omnívoro y un individuo piscívoro (Tabla 3).

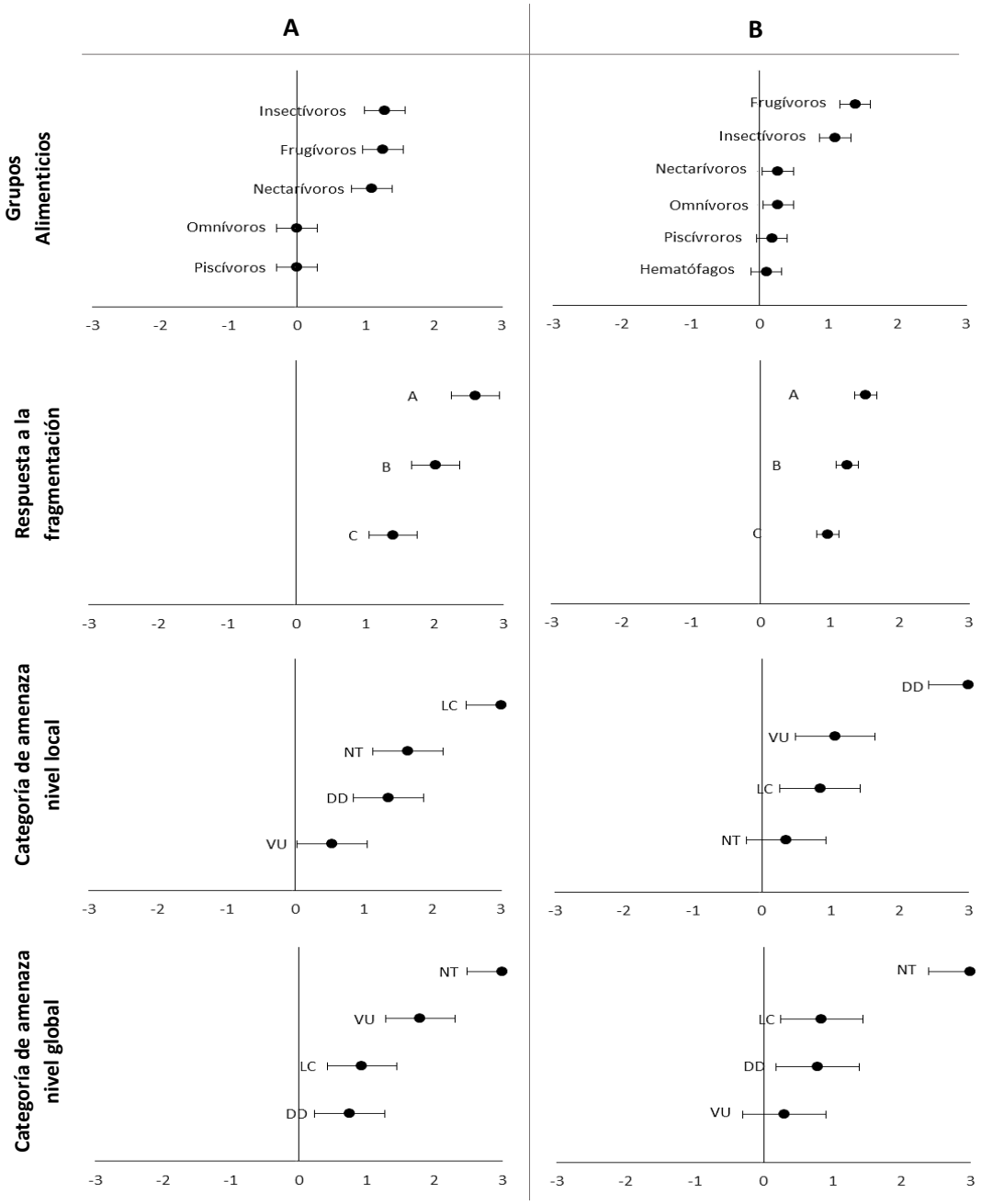


Figura 9. Oportunidad Relativa de la preferencia de hábitat. (A) Cultivos cercanos vs. Parche de bosque, (B) Cultivos alejados vs. Parche de bosque. Valores positivos, preferencia al parche de bosque; cero representa ninguna diferenciación.

Respuesta a la fragmentación de hábitat

Los murciélagos de la Maná constituyen el 28 % del total de la diversidad de los murciélagos del Ecuador (Tirira, Brito y Burneo, 2020). De las 49 especies registradas en ambas metodologías, con el esfuerzo de muestreo comparable, 12 son consideradas como dependientes

de hábitat, 18 como vulnerables a la fragmentación, 14 como adaptables (Tabla 3) y cinco no tuvieron una categoría en el listado de Galindo-González (2004) por lo que no fueron tomadas en cuenta en estos resultados.

Como se puede observar en la Figura 9A y 9B todas las categorías de respuesta a la fragmentación de hábitat (A, B y C) mostraron asociarse positivamente al parche de bosque y mientras más dependientes de hábitat son, más están asociadas al hábitat natural. La ocurrencia preferencial hacia el bosque se debe a la cantidad de individuos que se presentaron en cada categoría. Se registraron 158 individuos en la categoría A, 254 en la categoría B y 283 en la categoría C. Esta preferencia nos indica que en el paisaje agrícola tanto las especies dependientes de hábitat como vulnerables a la fragmentación y adaptables están relacionadas a hábitats naturales, sin embargo, las especies de las categorías A y B están siendo más afectadas a los cambios en los usos del suelo ya que la mayoría de especies solo fueron registradas en ese tipo de hábitat (Tabla 3).

Por otro lado, se puede apreciar que de las tres categorías de respuesta a la fragmentación de hábitat la C tiene la tendencia de acercarse a las zonas de cultivos, esto se debe a que una gran cantidad de individuos de estas zonas fueron registrados en esta categoría (254 en la zona de cultivos cercanos y 241 en la zona de cultivos alejados) y, además, siete de las 14 especies de esta categoría fueron registradas en las tres zonas de estudio lo que nos permite inferir que estas especies se están beneficiando del paisaje fragmentado. Entre las especies más beneficiadas por la modificación de hábitat están: *Artibeus ravus, Carollia brevicauda, C. castanea, C. perspicillata, Glossophaga soricina, Molossus molossus y M. rufus.*

Categoría de amenaza

Todas las categorías de amenaza a nivel local y global respondieron de manera positiva al parche de bosque (Figura 9A y 9B). De las 49 especies registradas en ambas metodologías, a nivel local, 42 están categorizadas como preocupación menor (LC), dos como datos insuficientes (DD; *Sturnira bakeri* y *Uroderma convexum)*, cuatro como casi amenazadas (NT; *Anoura cultrata, Eptesicus innoxius, Platyrrhinus matapalensis* y *Rinophylla alethina*) y una como vulnerable (VU; *P. dorsalis chocoensis*).

En el parche de bosque se registraron la mayoría de individuos bajo alguna categoría de amenaza lo que explica la asociación positiva a este tipo de hábitat. En la categoría DD se registraron siete individuos de *Sturnira bakeri*; en la categoría NT, nueve individuos de *Rinophylla alethina* y dos de *Anoura cultrata* y en la categoría de vulnerables se registraron tres individuos de *Platyrrhinus dorsalis chocoensis.* Por otro lado, en la zona de cultivos cercanos solo se registró un individuo de *Uroderma convexum* en la categoría DD; y, en la zona de cultivos alejados se registraron dos especies en la categoría de NT, seis individuos de *Eptesicus innoxius* y un único individuo de *Platyrrhinus matapalensis.*

A nivel global (Figura 9A y 9B), de las 49 especies registradas en ambas metodologías, 39 están categorizadas como preocupación menor (LC), cuatro como datos insuficientes (DD; *Choeroniscus godmani, Eptesicus chiriquinus, Sturnira bakeri* y *Uroderma convexum),* dos como casi amenazadas (NT; *Platyrrhinus matapalensis* y *Rinophyla alethina*), tres como vulnerables (VU; *Eptesicus innoxius, Lonchophylla concava* y *Platyrrhinus dorsalis chocoensis*) y una (*E. furinalis*) no ha sido evaluada por lo que no fue tomada en cuenta en este análisis.

De la misma forma, el parche de bosque fue el tipo de hábitat en el cual se registraron la mayor cantidad de individuos bajo alguna categoría de amenaza. Se registraron 56 individuos dentro de la categoría de DD: *Choeroniscus godmani* (un individuo), *Eptesicus chiriquinus* (48 individuos) y *Sturnira bakeri* (siete individuos). En la categoría NT se presentaron nueve individuos de la especie *Rinophylla alethina* y se registraron tres de *Lonchophylla concava* y tres de *Platyrrhinus dorsalis chocoensis*. Por otro lado, en la zona de cultivos cercanos solo se registraron 43 individuos en la categoría de DD, 42 pertenecen a la especie *E. chiriquinus* y un único individuo a *Uroderma convexum*. En la zona de cultivos alejados se registraron 40 individuos de *E. chiriquinus* (DD), un único individuo de *P. matapalensis* (NT) y seis individuos de *E. innoxius* (VU).

La ocurrencia preferencial hacia el parche de bosque por parte de todas las categorías de amenaza nos indica que este tipo de hábitat está albergando una gran cantidad de especies de importancia para la conservación y, además, está manteniendo a las poblaciones de murciélagos en el paisaje fragmentado.

5.6 IMPLICACIONES PARA LA CONSERVACIÓN

En el presente trabajo se ha evidenciado que el parche de bosque (vegetación secundaria) es la zona de estudio que presentó la mayor riqueza (39 especies) y abundancia de murciélagos (Tabla 2). La zona de cultivos alejados, de manera similar, demostró tener una alta riqueza y abundancia de especies, indicando que estos sistemas agrícolas proveen de recursos alimenticios a los diferentes conjuntos de murciélagos y parecen contribuir a la biodiversidad de especies de la zona con registros únicos en ese tipo de hábitat (ej. *Desmodus rotundus, Eptesicus innoxius, Messophylla macconnelli, Platyrrhinus matapalensis* y *Sturnira* aff. *lilium*). Sin embargo, se evidenció que las especies de interés de conservación con altos requerimientos de hábitat y de alimentación tienen una clara preferencia al tipo de hábitat bosque. Esto nos muestra que los bosques secundarios son importantes para la conservación de los murciélagos ya que pueden aportar de recursos para las diferentes especies (de la Pena-Cuéllar, Stoner, Ávila-Cabadilla, Martínez-Ramos y Estrada, 2012; Arroyo Rodríguez et al., 2016).

Por otro lado, con estos resultados también se infiere la importancia de preservar no solo parches de bosque de tamaño grande sino también remanentes de tamaño pequeño. Un gran ejemplo, es el Bosque Protector Privado Jardín de los Sueños que con solo 107 hectáreas de bosque protector en medio del paisaje agrícola alberga una gran cantidad de especies (42 especies de murciélagos). Este es un número alto en comparación con otros inventarios realizados en otros bosques protectores de la costa ecuatoriana. Por ejemplo, en el bosque protector Cerro Blanco, con un área de 6078 hectáreas (57 veces más grande), se registraron un total de 33 especies (Tinajero, 2017). Si bien un bosque Piemontano es naturalmente más diverso que un bosque seco y no se puede comparar su riqueza, este ejemplo funciona para dar importancia al tamaño del parche de bosque y nos indica el valor de conservación que tienen estos remanentes de bosque ya que contribuyen sustancialmente a la preservación de los murciélagos en los paisajes neotropicales fragmentados.

De las 42 especies presentes en el BPJS, 41 fueron registradas en el presente trabajo y una constó previamente en la lista de especies del bosque (BPJS, 2020). En esta lista se registra al gran falso murciélago vampiro, *Vampyrum spectrum.* Este, al ser un depredador tope (carnívoro) posee altos requerimientos de hábitat (Romero, 2019) por lo que en el Ecuador esta

categorizado como Vulnerable y a nivel global como Casi amenazada. La presencia de murciélagos animalívoros con altos requerimientos de hábitat suelen ser más abundantes en bosques primarios y, por lo general, son los primeros en verse afectados por la fragmentación (Farneda, 2018), por lo que, la presencia de este murciélago en el BPJS indica que el bosque se encuentra en una etapa sucesional avanzada y que puede ofrecer condiciones favorables para la recolonización de especies con altos requerimientos (Meyer y Kalko, 2008; Farneda, 2018).

Las principales amenazas que ponen en riesgo a la población de los murciélagos en el bosque protector son la colonización, la construcción de infraestructura de servicios para la población humana, la pérdida y fragmentación de hábitat, la extracción de madera, y el uso de pesticidas químicos en cultivos (Burneo, Proaño y Tirira, 2015). Por esto, creo necesario enfatizar que iniciativas de conservación se deben priorizar con el fin de reducir las amenazas de este grupo de murciélagos y con el objetivo de preservar sus servicios ecosistémicos como: dispersión de semillas, polinización y control de plagas.

En el Anexo 1 se presenta el formulario de la propuesta de Área de Importancia para la Conservación de Murciélagos del Bosque Protector Privado Jardín de los Sueños siguiendo los tres criterios establecidos por la Red Latinoamericana y del Caribe para la Conservación de Murciélagos (RELCOM):

- *Criterio 1* (el área contiene especies de interés de conservación nacional o regional). Se registraron a seis especies con interés de conservación. Entre ellas están *Platyrrhinus dorsalis chocoensis, Vampyrum spectrum, Lonchophylla concava, Anoura cultrata, Rhinophylla alethina, Platyrrhinus helleri* y, además, se identificó un nuevo registro para Ecuador (*Choeroniscus godmani*; Tabla 2).
- *Criterio 2* (contiene refugios usados por una o más especies de preocupación de conservación). Se registraron varios refugios naturales como árboles huecos y tiendas en hojas. En el árbol hueco *Brownea herthae* (clavellín), se documentó a un grupo familiar de murciélagos de la especie *Micronycteris megalotis* que utilizan este refugio de manera permanente. También, se identificaron refugios temporales en hojas utilizadas por el murciélago *Thyroptera tricolor*.
- Criterio 3 (el área contiene una alta riqueza de especies independientemente de su amenaza). Hasta el momento, en el bosque protector se registraron 42 especies entre raras y

generalistas pertenecientes a los gremios tróficos frugívoro, nectarívoro, piscívoro, carnívoro e insectívoro. En comparación con otros AICOMs establecidos en la Costa ecuatoriana que cumplen con este criterio como el Bosque Protector Cerro Blanco y la Reserva Ecológica Manglares Churute (con 33 y 25 especies, respectivamente) se evidencia mayor diversidad. Sin embargo, como se mencionó anteriormente, los bosques Piemontanos son naturalmente más diversos que los bosques secos por lo que no se debería comparar su riqueza. De cualquier manera, se enfatiza que al proteger la diversidad en los diferentes bosques se asegura el mantenimiento de los servicios ecosistémicos brindados por los murciélagos, en el caso del BPJS, en el paisaje agrícola.

Entre los actores involucrados de esta propuesta participan: el Gobierno Autónomo Descentralizado Parroquial de Guasaganda, el Ministerio de Educación, la Pontificia Universidad Católica del Ecuador y el Programa de Conservación de los Murciélagos del Ecuador. Además, en busca de apoyar la iniciativa, el BPJS, se compromete a realizar un sendero educativo con temática de murciélagos. En el mismo, se presentarán afiches educativos y se replicarán algunos refugios utilizados por los mismos en el cual se pueda educar y concientizar con el fin de conservar.

6 CONCLUSIONES

1. Los conjuntos de murciélagos del parche de bosque demostraron ser más diversos que las zonas de cultivos. Sin embargo, las zonas agrícolas parecen proveer de recursos alimenticios a una gran cantidad de especies contribuyendo a la biodiversidad de la zona. Por otro lado, las zonas de cultivo cercanas al parche de bosque presentaron las medidas de diversidad más bajas de entre los tipos de hábitat estudiados. El total de ecosistemas estudiados conforman zonas de alta diversidad y compleja estructura de comunidades de murciélagos.

2. Los conjuntos de murciélagos insectívoros, frugívoros y nectarívoros, tanto como las especies dependientes de hábitat y vulnerables a la fragmentación, y las de interés de conservación mostraron una clara preferencia al parche de bosque, lo que evidencia que provee de refugio y manutención de las poblaciones de murciélagos de la zona.

3. El presente estudio demuestra que el Bosque Protector Privado Jardín de los Sueños alberga una gran cantidad de especies (42 especies), de las cuales, seis tienen interés de conservación a nivel local o global (*Anoura cultrata, Lonchophylla concava, Platyrrhinus dorsalis chocoensis, Platyrrhinus helleri, Rinophylla alethina, Vampyrum spectrum*). Por lo que, con el fin de proteger los servicios ecosistémicos brindados y reducir las principales amenazas en el paisaje agrícola como pérdida y fragmentación de hábitat, extracción de madera y uso indiscriminado de pesticidas en cultivos, se propone al Bosque Protector Privado Jardín de los Sueños como Área de Importancia para la Conservación de Murciélagos (AICOM).

7 BIBLIOGRAFÍA

Achard, F., Eva, H. D., Stibig, H.-J., Mayaux, P., Gallego, J., Richards, T., y Malingreau, J. P. (2002). Determination of Deforestation Rates of the World's Humid Tropical Forests. *Science*, *297*(5583), 999-1002.

Aguirre, L. F., Nassar, J. M., Barques, R. M., Medellín, R. A., Navarro, L., Rodríguez-Durán, A. y Rodríguez-Herrera, B. (2014). De esfuerzos locales a una iniciativa regional: La Red Latinoamericana y del Caribe para la Conservación de los Murciélagos (RELCOM). *Ecología en Bolivia, 49*(2): 45-50.

Amichai, E., Tal, S., Boonman, A. y Yovel, Y. (2019). Ultrasound Imaging Reveals Accelerated In-utero Development of a Sensory Apparatus in Echolocating Bats. *Scientific Reports, 9*(1), 1-7.

Arita, H. T. y Fenton, B. M. (1997). Flight and echolocation in the ecology and evolution of bats. *Trends in Ecology and Evolution, 12*(2): 53-58. doi: 10.1016/S0169-5347(96)10058-6

Arroyo-Rodríguez, V., Pineda, E., Escobar, F. y Benítez-Malvido, J. (2009). Value of small patches in the conservation of plant-species diversity in highly fragmented rainforest. *Conservation Biology, 23*(3), 729-739. doi: 10.1111/j.1523-1739.2008.01120.x

Arroyo Rodríguez, V., Rojas, C., Saldaña-Vázquez, R. A. y Stoner, K. E. (2016). Landscape composition is more important than landscape configuration for phyllostomid bat assemblages in a fragmented biodiversity hotspot. *Biological Conservation, 198*, 84-92. doi: 10.1016/j.biocon.2016.03.026

Ávila-Torresagatón, L. G., Hidalgo-Mihart, M., y Guerrero, J. A. (2012). La importancia de Palenque, Chiapas, para la conservación de los murciélagos de México. *Revista Mexicana de Biodiversidad, 83*(1), 184-193.

Ávila-Cabadilla, L. D., Sánchez-Azofeifa, G. A., Stoner, K. E., Alvarez-Añorve. M. Y., Quesada, M. y Portillo-Quintero, C. A. (2012). Local and Landscape Determining

Ocurrence of Phyllostomid Bats in Tropical Secundary Forests. *PlosOne, 7*(4): e35228. doi: 10.1371/journal.pone.0035228

Berger, W. H. y Parker, F. L. (1970). Diversity of Planktonic Foraminifera in Deep-See Sediments. *Science. 168*(3937), 1345-1347. doi:10.1126/science.168.3937.1345

Betts, M. G., Wolf, C., Ripple, W. J., Phalan, B., Millers, K. A., Duarte, A., Butchart, S. H. y Levi, T. (2017). Global forest loss disproportionately erodes biodiversity in intact landscapes. *Nature, 547*(7664), 441-444. doi: :10.1038/nature23285

Brosset, A., Charles-Dominique, P., Cockle, A., Cosson, J. F. y Masson, D. (1996). Bat communities and deforestation in French Guiana. *Canadian Journal of Zoology, 74*(11), 1974-1982.

Bonan, G. (2008). Land use and land-cover change. In Ecological Climatology: Concepts and Applications (pp. 432-469). Cambridge: Cambridge University Press. doi:10.1017/CBO9780511805530.028

Bosque Protector Privado Jardín de los Sueños (BPJS). (2020). Lista de especies del Bosque Protector Privado Jardín de los Sueños. La Maná, Cotopaxi.

Boyles, J. G., Cryan, P. M., McCracken, G. F. y Kunz, T. H. (2011). Economic importance of bats in agriculture. *Science, 332*(6025), 41-42.

Burgin, C. J., Colella, J. P., Kahn, P. L., y Upham, N. S. (2018). How many species of mammals are there? *Journal of Mammalogy, 99*(1), 1-14. doi: 10.1093/jmammal/gyx147

Camacho, M. A. (2018). Registro de datos, preparación y preservación de especímenes mastozoológicos: Procedimientos para colectas de campo. Recuperado de https://n9.cl/8mtcz

Carrera, J., Solari, S., Larsen, P., Alvarado, D., Brown, A., Carrión, C., Tello, J., y Baker, R. (2010). Bats of the Tropical Lowlands of Western Ecuador: Results of the Sowell Expeditions to Ecuador. Special Publications. Museum of Texas Tech University and Pontificia Universidad Católica del Ecuador.

Caruso, T., Pigino, G., Bernini, F., Bargagli, R. y Migliorini, M. (2007). The Berger – Parker index as an effective tool for monitoring the biodiversity of disturbed soils: a case study on Mediterranean oribatid (Acari: Oribatida) assemblages. *Biodiversity and Conservation. 16*: 3277 – 3285. doi: 10.1007/s10531-006-9137-3

Cisneros, L. M. (2014). Effects of Human-Modified Landscapes on Metacommunity Structure and Multiple Dimensions of Biodiversity (Doctoral Disertation). University of Conneticut Graduate School. Connecticut, United States.

Cleary, K. A., Waits, L. P. y Finegan, B. (2016). Agricultural intensification alters bat assemblage composition and abundance in a dynamic Neotropical landscape. *Biotrópica, 0*(0): 1-10. doi: 10.1111/btp.12327

Cleveland, C. J., Betke, M., Federico, P., Frank, J. D., Hallam, T. G., Horn, J., López, J. D., McCracken, G. F., Medellín, R. A., Moreno-Valdez, A., Sansone, C. G., Westbrook, J.K. y Kunz, T.H. (2006). Economic value of the pest control service provided by Brazilian free-tailed bats in south-central Texas. *Frontiers in Ecology and the Environment, 4*(5), 238-243. Doi: 10.1890/1540-9295(2006)004[0238:EVOTPC]2.0.CO;2

Colwell, R. K. (2013). EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9.

Cosson, J. F., Pons, J. M. y Masson, D. (1999). Effects of forest fragmentation on frugivorous and nectarivorous bats in French Guiana. *Journal of Tropical Ecology, 15*(4): 515-534.

Daily, G. C. (1997). Introduction: What are Ecosystem Services? In G. C. Daily (Eds.). Nature's services: societal dependence on natural ecosystems (pp. 1-10). Washington, DC. y California: Island Press.

de la Pena-Cuéllar, E., Stoner, K. E., Avila-Cabadilla, L. D., Martínez-Ramos, M. y Estrada, A. (2012). Phyllostomid bat assemblages in different successional stages of tropical rain forest in Chiapas, Mexico. *Biodiversity and Conservation, 21*(6), 1381-1397. doi: 10.1007/s10531-012-0249-7

Delpietro, H. A., Marchevsky, N., y Simonetti, E. (1992). Relative population densities and predation of the common vampire bat (*Desmodus rotundus*) in natural and cattle-raising areas in north-east Argentina. *Preventive Veterinary Medicine, 14*(1-2), 13–20.

Didham, R. K., Kapos, V. y Ewers, R. M. (2012). Rethinking the conceptual foundations of habitat fragmentation research. *Oikos, 121*(2), 161-170. doi: 10.1111/j.1600-0706.2011.20273.x

Espinoza, A. V., Aguirre, L. F., Galarza, M. I. y Gareca, E. (2008). Ensamble de murciélagos en sitios con diferente grado de perturbación en un bosque montano del Parque Nacional Carrasco, Bolivia. *Mastozoología Neotropical, 15*(2), 297-308.

Estrada A, Coates-Estrada R y Meritt D, Jr. (1993) Bat species richness and abundance in tropical rain forest fragments and in agricultural habitats at Los Tuxtlas, Mexico. *Ecography, 16*: 309–318. doi: 10.1111/j.1600-0587.1993.tb00220.x

Estrada, A. y Coates-Estrada, R. (2002). Bats in continuous forest, forest fragments and in an agricultural mosaic habitat-island at Los Tuxtlas, Mexico. *Biological Conservation, 103*(2), 237-245. doi: 10.1016/S0006-3207(01)00135-5

Estrada, C., Damon, A., Hernández, C. S., Pinto, L. S. y Núñez, G. I. (2006). Bat diversity in montane rainforest and shaded coffee under different management regimes in southeastern Chiapas, Mexico. *Biological Conservation, 132*(3), 351-361. doi: 10.1016/j.biocon.2006.04.027

Estrada-Villegas, S., Meyer, C. y Kalko, E. K. V. (2010). Effects of tropical forest fragmentation on aerial insectivorous bats in a land-bridge island system. *Biological Conservation, 143*(2010): 597–608. doi: 10.1016/j.biocon.2009.11.009

Ethier, K. y Fahrig, L. (2011). Positive effects of forest fragmentation, independent of forest amount, on bat abundance in eastern Ontario, Canada. *Landscape Ecology, 26*(6), 865-876.

Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, 34*(1), 487-515. doi: 10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419

Fahrig, L. (2017). Ecological responses to habitat fragmentation per se. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, 48*, 1-23. doi: 10.1146/annurev-ecolsys-110316-022612

Faria, D., Laps, R. R., Baumgarten, J. y Cetra, M. (2006). Bat and bird assemblages from forests and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic Forest of southern Bahia, Brazil. *Biodiversity and Conservation, 15*: 587-612. doi: 10.1007/s10531-005-2089-1

Farneda, F. Z., Rocha, R., López-Baucells, A., Sampaio, E. M., Palmeirim, J. M., Bobrowiec, P. E., Grelle, C. E. V. y Meyer, C. F. (2018). Functional recovery of Amazonian bat assemblages following secondary forest succession. *Biological Conservation, 218*(2018): 192-199. doi: 10.1016/j.biocon.2017.12.036

Fenton, M. B., Acharya, L., Audet, D., Hickey, M. B. C., Merriman, C., Obrist, M. K., Syme, D. M. y Adkins, D. (1992). Phyllostomid Bats (Chiroptera: Phyllostomidae) as Indicators of Habitat Disruption in the Neotropics. *Biotrópica, 24*(3): 440-446. Doi: 10.2307/2388615

Fenton, M. B., Bernard, E., Bouchard, S., Hollis, L., Johnston, D. S., Lausen, C. L., Ratcliffe, J. M., Riskin, D. K., Taylor, J. R. y Zigouris, J. (2001). The Bat Fauna of Lamanai, Belize: Roosts and Trophic Roles. *Journal of Tropical Ecology, 17*(4): 511-524.

Food and Agriculture Organization (FAO). (2020). Evaluación de los recursos forestales mundiales 2020 - Principales Resultados. Roma. FAO. 16 p. doi: 10.4060/ca8753es.

Fauth, J., Bernardo, J., Camara, M., Resetarits Jr, W., Van Buskirk, J. y McCollum, S. (1996). Simplifying the Jargon of Community Ecology: A Conceptual Approach. *The American Naturalist, 147*(2), 282-286.

Flaquer, C., Torre, I. y Arrizabalaga, A. (2007). Comparison of sampling methods for inventory of bat communities. *Journal of Mammalogy*, *88*(2), 526-533. doi: 10-1644/06-mamm-a-135r1.1

Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., Chapin, F. S., Coe, M. T., Daily, G. C., Gibbs, H. K., Helkowski, J. H., Holloway, T., Howard, E. A., Kucharik, C. J., Monfreda, C., Patz, J. A., Prentice, I, C., Ramankutty, N. y Snyder, P. (2005). Global consequences of land use. *Science*, *309*(5734), 570-574. doi: 10.1126/science.1111772

Gaimito, S. (2010). Caution is needed when applying Margalef diversity index. *Ecological Indicators. 10*(2): 550 - 551. doi: 10.1016/j.ecolind.2009.07.006

Galindo-González, J. (2004). Clasificación de los murciélagos de la región de Los Tuxtlas, Veracruz, respecto a su respuesta a la fragmentación del hábitat. *Acta Zoológica Mexicana*, *20*(2), 239-243.

García-Morales, R., Badano, E. I. y Moreno, C. E. (2013). Response of Neotropical bat assemblages to human land use. *Conservation Biology*, *27*(5), 1096-1106. doi: 10.1111/cobi.12099

Gardner, T. A., Hernández, M. I., Barlow, J. y Peres, C. A. (2008). Understanding the biodiversity consequences of habitat change: the value of secondary and plantation forests for neotropical dung beetles. *Journal of Applied Ecology*, *45*(3), 883-893. doi: 10.1111/j.1365-2664.2008.01454.x

Gascon, C., Lovejoy, T. E., Bierregaard Jr, R. O., Malcolm, J. R., Stouffer, P. C., Vasconcelos, H. L., Laurance, W. F., Zimmerman, B., Tocher, M. y Borges, S. (1999). Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation*, *91*(2-3), 223-229. doi: 10.1016/S0006-3207(99)00080-4

Geist, H. J. y Lambin, E. F. (2001). What drives tropical deforestation. Land Use and Cover Change Report Series, *4*, 116.

Gobierno Autónomo Descentralizado Municipal de La Maná (GADMLM). (2015). Plan de Desarrollo y Ordenamiento Territorial del Cantón La Maná 2015 – 2020. Recuperado de https://n9.cl/klmy

Global Forest Watch. (2014). "Tree cover loss in Ecuador". World Resources Institute. Disponible en: www.globalforestwatch.org. (Fecha de consulta: 14/11/2020).

Gorchov, D. L., Cornejo, F., Ascorra, C., y Jaramillo, M. (1993). The role of seed dispersal in the natural regeneration of rain forest after strip-cutting in the Peruvian Amazon. *Vegetatio, 107*(1), 339-349.

Gorresen, P. M. y Willig, M. R. (2004). Landscape responses of bats to habitat fragmentation in Atlantic forest of Paraguay. *Journal of Mammalogy, 85*(4), 688-697. doi: 10.1644/BWG-125

Guevara, J. y Morales, C. (2013). Páginas 83 - 84 en: Ministerio del Ambiente del Ecuador 2012. Sistema de Clasificación de los Ecosistemas del Ecuador Continental. Ministerio del Ambiente del Ecuador. Quito.

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., Nicholls, A. O., Orrock, J. L., Song, D. X. y Townshend, J. R. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances, 1*(2), e1500052. doi: 10.1126/sciadv.1500052

Hansen, M. C., Potapov P. V., Moore R., Hancher M., Turubanova S. A., Tyukavina A., Thau, D., Stehman, S. V., Goetz, S.J., Loveland, T. R., Kommareddy, A., Egorov, A., Chini, L., Justice, C. O. y Townshend, J. R. G. (2013). High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. *Science, 342* (6160): 850–53. Disponible en: http://earthenginepartners.appspot.com/science-2013-global-forest. (Fecha de consulta: 11/09/2020).

Hammer, O., Harper, D. A. y Ryan, P. D. (2001). PAST: Paleontological Statistics Software package for education and data analysis. *Palaentologia Electronica, 4*(1), 9.

Hanski, I., Pakkala, T., Kuussaari, M. y Lei, G. (1995). Metapopulation persistence of an endangered butterfly in a fragmented landscape. *Oikos, 72*(1): 21-28. doi: 10.2307/3546033

Harvey, C. A. y Villalobos, J. A. G. (2007). Agroforestry systems conserve species-rich but modified assemblages of tropical birds and bats. *Biodiversity and Conservation, 16*(8), 2257-2292. doi: 10.1007/s10531-007-9194-2

Hice, C. L., Velazco, P. M. y Willig, M. R. (2004). Bats of the Reserva Nacional Allpahuayo-Mishana, Northeastern Peru, With Notes on Community Structure. *BioOne, 6*(2): 319-334. doi: 10.3161/001.006.0210

Huang, A. (2008). Similarity Measures for Text Document Clustering. *Proceedings of the Sixth New Zealand Computer Science Research Student Conference. 4*(1), 9-56.

Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES). (2019). Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. S. Díaz, J. Settele, E. S. Brondízio E.S., H. T. Ngo, M. Guèze, J. Agard, A. Arneth, P. Balvanera, K. A. Brauman, S. H. M. Butchart, K. M. A. Chan, L. A. Garibaldi, K. Ichii, J. Liu, S. M. Subramanian, G. F. Midgley, P. Miloslavich, Z. Molnár, D. Obura, A. Pfaff, S. Polasky, A. Purvis, J. Razzaque, B. Reyers, R. Roy Chowdhury y. J. Shin, I. J. Visseren-Hamakers, K. J. Willis, and C. N. Zayas (eds.). IPBES secretariat, Bonn, Germany. 56 pages. doi: https://doi.org/10.5281/zenodo.3553579

The International Union for Conservation of Nature and Natural Resources. (IUCN). (2020). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2020-2. Recuperado de https://www.iucnredlist.org/

Jiménez-Valverde, A. y Hortal, J. (2003). Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Revista Ibérica de Aracnología. 8*(1), 151-161.

Jones, G. (1999). Scaling of Echolocation Call Parameters in Bats. *The Journal of Experimental Biological, 202:* 3359-3367.

Jones, G., Jacobs, D. S., Kunz, T. H., Willig, M. R. y Racey, P. A. (2009). *Carpe noctem*: the importance of bats as bioindicators. *Endangered Species Research, 8*(1-2), 93-115. doi: 10.3354/esr00182

Kalko, E. K. V., Handley, C. O. y Handley, D. (1996). Organization, Diversity, and Long-Term Dynamics of a Neotropical Bat Community. En M. L. Cody y J. A. Smallwood (Eds). Long-Term Studies of Vertebrate Communities (pp. 503-553). Academic Press.

Kalko, E. K., Schnitzler, H. U., Kaipf, I. y Grinnell, A. D. (1998). Echolocation and foraging behavior of the lesser bulldog bat *Noctilio albiventris*: preadaptation for piscivory. *Behavioral Ecology and Sociobiology, 42:*305-319. Doi: 10.1007/s002650050443

Kalko, E. K. y Handley, C. O. (2001). Neotropical bats in the canopy: diversity, community structure and implications for conservation. *Plant Ecology. 153*(1-2), 319-333.

Kuenzi, A. J. y y Morrison, M. L. (1998). Detection of bats by mist-nets and ultrasonic sensors. *Wildlife Society Bulletin, 26*(2),307-311.

Kunz, T. H. y Parsons, S. (1988). Ecological and behavioral methods for the study of bats. Washington, DC: Smithsonian Institution Press.

Kunz, T. H., de Torrez, E. B., Bauer, D., Lobova, T., y Fleming, T. H. (2011). Ecosystem services provided by bats. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1-38. doi: 10.1111/j.1749-6632.2011.06004.x

Laurance, W. F. (1994). Rainforest fragmentation and the structure of small mammal communities in tropical Queensland. *Biological Conservation, 69*(1), 23-32. doi: 10.1016/0006-3207(94)90325-5

Laurance, W. F. y Bierregaard, R. O. (1997). Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities. Chicago: University of Chicago Press.

Laurance, W. F., Lovejoy, T. E., Vasconcelos, H. L., Bruna, E. M., Didham, R. K., Stouffer, P. C., Gascon, C., Bierregaard, R. O., Laurance, S. G. y Sampaio, E. (2002). Ecosystem Decay of Amazonian Forest Fragments: a 22-Year Investigation. *Conservation Biology, 16*(3): 605-618.

Laurance, W. F., Camargo, J. L., Feanrside, P. M., Lovejoy, T. E., Williamson, G. B., Mesquita, R. C. G., Meyer, C. F. J., Bobrowiec, P. E. D., Cohn-Haft, M. y Laurance, S. G. W. (2016). An Amazonian Forest and Its Fragments as a Laboratory of Global Change. En L. Nagy, B. R. Forsberg y P. Artaxo (Eds). Interactions Between Biosphere, Atmosphere and Human Land Use in the Amazon Basin (pp. 407-440). Springer.

Law, B. S. y Lean, M. (1999). Common blossom bats (*Syconycteris australis*) as pollinators in fragmented Australian tropical rainforest. *Biological Conservation, 91*(2-3): 201-2012. doi: 10.1016/S0006-3207(99)00078-6

Ma, J., Liang, B., Zhang, S. y Metzner, W. (2008). Dietary composition and echolocation call design of three sympatric insectivorous bat species from China. *Ecological Research, 23*(1), 113-119. doi: 10.1007/s11284-007-0344-5

MacSwinney, M. C., Clarke, F. M. y Racey, P. A. (2008). What you see is not what you get: the role of ultrasonic detectors in increasing inventory completeness in Neotropical bat assemblages. *Journal of Applied Ecology, 45*(5): 1364-1371. doi: 10.1111/j.1365-2664.2008.01531.x

Magurran, A. E. (2004). Measuring Biological Diversity. Blackwell Publishing, pp. 18-59. Oxford. United Kingdom.

Mammal Diversity Database (MDD). (2020). Mammal Diversity Database (Version 1.2) [Data set]. Zenodo. http://doi.org/10.5281/zenodo.4139818

Mancina, C. A., García-Rivera, L. y Capote, R. T. (2007). Habitat use by Phyllostomid Bat Assemblages in Secondary Forests of the Sierra del Rosario Biosphere Reserve, Cuba. *Acta Chiropterologica, 9*(1), 203-218. doi: 10.3161/150811007781694499

Matthews, T. J. y Whittaker, R. J. (2015). On the species abundance distribution in applied ecology and biodiversity management. *Journal of Applied Ecology*. *52*(2): 443 – 454. doi: 10.1111/1365-2664.12380

McGill, B. J., Etienne, R. S., Gray, J. S., Alonso, D., Anderson, M. J., Benecha, H. K., Dornelas, M., Enquist, B. J., Green, J. L., He, F., Hulbert, A. H., Magurran, A. E., Marquet, P. A., Maurer, B. A., Ostling, A., Soykan, C. U., Ugland, K. I. y White, E. P. (2007). Species abundance distributions: moving beyond single prediction theories to integration within an ecological framework. *Ecology Letters, 10*: 995-1015. doi: 10.1111/j.1461-0248.2007.01094.x

McHugh, M. L. (2009). The odds ratio: calculation, usage, and interpretation. *Biochemia Medica*. *19*(2): 120 – 126.

Medellín, R. A., Equihua, M. y Amin, M. A. (2000). Bat diversity and abundance as indicators of disturbance in Neotropical rainforests. *Conservation Biology, 14*(6), 1666-1675. doi: 10.1111/j.1523-1739.2000.99068.x

Medina, A., Harvey, C. A., Sánchez Merlo, D., Vílchez, S. y Hernández, B. (2007). Bat Diversity and Movement in Agricultural Landscape in Matiguás, Nicaragua. *Biotrópica, 39*(1): 120-128.

Meyer, C. F. y Kalko, E. K. (2008). Assemblage-Level Responses of Phyllostomid Bats to Tropical Forest Fragmentation: Land-Bridge Islands as a Model System. *Journal of Biogeography*, *35*(9), 1711-1726. doi: 10.1111/j.1365-2699.2008.01916.x

Ministerio de Agricultura, Ganadería, Acuacultura y Pesca (MAGAP) y Consorcio Tracasa/Nipsa (TCN). (2015). Levantamiento de cartografía temática. Escala 1:25:000, LOTE 1. Cobertura y uso de la tierra, sistemas productivos, zonas homogéneas de cultivo. Cantón La Maná/Bloque 1.4. Recuperado de https://n9.cl/eexn4

Ministerio del Ambiente y Agua del Ecuador (MAAE). (2013). Sistema de clasificación de los ecosistemas del Ecuador continental. Subsecretaría de Patrimonio Natural. Recuperado de https://n9.cl/1wkk

Missouri Department of Conservation (MDC). (2020). COVID-19: Interim guidance for bat-related activities. Interim guidance for wildlife collector permit bat-related activities in response to COVID-19 (SARS-COV-2). Recuperado de https://n9.cl/bhug

Mittermeier, R. A., Myers, N., Thomsen, J. B., Da Fonseca, G. A. y Olivieri, S. (1998). Biodiversity hotspots and major tropical wilderness areas: approaches to setting conservation priorities. *Conservation Biology, 12*(3): 516-520.

Monge-Nájera, J. (2015). ¿Existen realmente los ensambles y ensamblajes ecológicos? *Revista de Biología Tropical, 63*(3), 575-577.

Moreno, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T–Manuales y Tesis SEA, Vol. 1. Zaragoza: CYTED, ORCYT/UNESCO Y SEA.

Mortelliti, A., Fagiani, S., Battisti, C., Capizzi, D. y Boitani, L. (2010). Independent effects of habitat loss, habitat fragmentation and structural connectivity on forest-dependent birds. *Diversity and Distributions, 16*(6), 941-951. doi: 10.1111/j.1472-4642.2010.00701.x

Mosandl, R., Günter, S., Stimm, B. y Weber, M. (2008). Ecuador suffers the highest deforestation rate in South America. In E. Beck, I. Kottke, J. Bendix, F. Makeschin y R. Mosandl (Eds). Gradients in a tropical mountain ecosystem of Ecuador (pp. 37-40). Heidelberg y Berlín: Springer.

Moss, C. F. y Surlykke, A. (2001). Auditory scene analysis by echolocation in bats. *The Journal of the Acoustical Society of America, 110*(4), 2207-2226. doi: 10.1121/1.1398051

Moya, M., Pacheco, L., Aguirre, L. 2015. Relación de los ataques de *Desmodus rotundus* con el manejo del ganado caprino y algunas características del hábitat en la prepuna de Bolivia. *Mastozoología Neotropical, 22*: 73-84.

Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A. y Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature, 403*(6772), 853-858.

O'Farrell, M. J., Miller, B. W. y Gannon, W. L. (1999). Qualitative identification of free-flying bats using the Anabat detector. *Journal of Mammalogy, 80*(1), 11-23. doi: 10.2307/1383203

Patterson, B. D., Willig, M. R. y Stevens, R. D. (2003). Trophic Strategies, Niche Partitioning, and Patterns of Ecological Organization. In T. H. Kunz y M. B. Fenton (Eds.). Bat Ecology (pp. 536-568). Chicago and London: The University of Chicago Press.

Paz-Ramírez, T., Hing Cujilán, A. A. y Salas, J. A. (2018). Notas Sobre Algunas Especies de Quirópteros en Tres Bosques Protectores Periurbanos de Guayaquil, con Comentarios Sobre su Estado de Conservación. *Investigatio, 11:*41-56. DOI: 10.31095/investigatio.2018.11.4

Programa para la Conservación de los Murciélagos del Ecuador (PCME). (2020). Áreas y Sitios Importantes para la Conservación de los Murciélagos. Recuperado de https://n9.cl/kweim

Pimm, S. L. y Raven, P. (2000). Extinction by numbers. *Nature, 403*(6772), 843-845.

Ramankutty, N. y Foley, J. A. (1999). Estimating historical changes in global land cover: Croplands from 1700 to 1992. *Global Biogeochemical Cycles, 13*(4), 997-1027. doi: 10.1029/1999GB900046

Reiskind, M. H., y Wund, M. A. (2009). Experimental assessment of the impacts of northern long-eared bats on ovipositing Culex (Diptera: Culicidae) mosquitoes. *Journal of Medical Entomology, 46*(5), 1037-1044. Doi: 10.1603/033.046.0510

Red Latinoamericana y del Caribe para la Conservación de Murciélagos (RELCOM). (2010). Estrategia para la conservación de los murciélagos de Latinoamérica y el Caribe. Recuperado de https://n9.cl/n1io

Ripperger, S. P., Kalko, E. K., Rodríguez-Herrera, B., Mayer, F., y Tschapka, M. (2015). Frugivorous Bats Maintain Functional Habitat Connectivity in Agricultural Landscapes but Rely Strongly on Natural Forest Fragments. *PloS One, 10*(4), e0120535. doi: 10.1371/journal.pone.0120535

Rivera, P. y Burneo, S. F. (2013). Primera biblioteca de llamadas de ecolocalización de murciélagos del Ecuador. *Therya, 4*(1), 79-88.

Rodríguez-Herrera, B., Medellín, R. A. y Timm, R. M. (2007). Murciélagos neotropicales que acampan en hojas. Primera Edición. Costa Rica: Instituto Nacional de Biodiversidad.

Romero, V. 2019. *Vampyrum spectrum* En: Brito, J., Camacho, M. A., Romero, V. Vallejo, A. F. (eds). Mamíferos del Ecuador. Version 2018.0. Museo de Zoología, Pontificia Universidad Católica del Ecuador. Disponible en: https://n9.cl/gshnp (fecha de consulta: 10 de noviembre de 2020).

Saitou, N. y Nei, M. (1987). The Neighbor-joining Method: A New Method for Reconstructing Phylogenetic Trees. *Molecular and Evolution, 4*(4), 406 – 425. doi: 10.1093/oxfordjournals.molbev.a040454

Sala, O. E., Chapin, F. S., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L. F., Jackson, R. B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D. M., Mooney, H. A., Oesterheld, M. O., Poff, N. L., Sykes, M. T., Walker, B. H., Walker, M. y Wall, D. H. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science, 287*(5459), 1770-1774. doi: 10.1126/science.287.5459.1770

Saldaña-Vázquez, R. A., Sosa, V. J., Iñiguez-Dávalos, L. I. y Schondube, J. E. (2013). The role of extrinsic and intrinsic factors in Neotropical fruit bat–plant interactions. *Journal of Mammalogy, 94*(3), 632-639. doi: 10.1644/11-MAMM-A-370.1

Sampaio, E. M., Kalko, E. K., Bernard, E., Rodríguez-Herrera, B. y Handley, C. O. (2003). A biodiversity assessment of bats (Chiroptera) in a tropical lowland rainforest of Central Amazonia, including methodological and conservation considerations. *Studies on Neotropical Fauna and Environment, 38*(1), 17-31. doi: 10.1076/snfe.38.1.17.14035

Schnitzler, H. U. y Kalko, E. K. (2001). Echolocation by Insect-Eating Bats. *Bioscience, 51*(7), 557-569. doi: 10.1641/0006-3568(2001)051[0557:EBIEB]2.0.CO;2

Schulze, M. D., Seavy, N. E. y Whitacre, D. F. (2000). A Comparison of the Phyllostomid Bat Assemblages in Undisturbed Neotropical Forest and in Forest Fragments of a Slash-and-

Burn Farming Mosaic in Petén, Guatemala 1. *Biotropica*, *32*(1), 174-184. doi: 10.1111/j.1744-7429.2000.tb00459.x

Schroth, G., da Fonseca, G. A. B., Harvey, C. A., Vasconceos, H. L., Gascon, C. y Izac, A. M. (2004). Introduction: The Role of Agroforestry in Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes. In G. Schroth, G. A. B. da Fonseca, C. A. Harvey, C. Gascon, H. L. Vasconcelos y A. M. Izac (Eds.). Agroforestry and Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes (pp. 1-13). Washington, Covelo y London: Island Press.

Sheets, L. P. (2010). Chapter 95 – Imidacloprid: A Neonicotinoid Insecticide. In R, Krieger (Eds.). Haye´s Handbook of Pesticide Toxicology (pp. 2055-2064). Riverside: Academic Press.

Siemers, B. M., Stilz, P. y Schnitzler, H. U. (2001). The acoustic advantage of hunting at low heights above water: behavioural experiments on the European 'trawling' bats *Myotis capaccinii, M. dasycneme* and *M. daubentonii*. *The Journal of Experimental Biology, 204*, 3843-3854.

Sierra, R. (2013). Patrones y factores de deforestación en el Ecuador continental, 1990-2010. Y un acercamiento a los próximos 10 años. Conservación Internacional Ecuador y Forest Trends. Quito, Ecuador.

Simmons, J. A. y Vernon, J. A. (1971). Echolocation: discrimination of targets by the bat, *Eptesicus fuscus*. *Journal of Experimental Zoology, 17*6(3), 315-328. doi: 10.1002/jez.1401760307

Simmons, N. B. y Voss, R. S. (1998). The mammals of Paracou, French Guiana, a Neotropical lowland rainforest fauna. Bulletin of the American Museum of Natural History. N° 237.

Soberón, J. y Llorente, B. J. (1993). The use of species accumulation functions for the prediction of species richness. *Conservation Biology. 7*(3), 480-288. doi:10.1046/j.1523-1739.1993. 07030480.x

StatSoft. (1998). Statistica Software (Version 13.5.0.17). Germany: StatSoft Europe.

Stevens, R. D. y Willig, M. R. (2000). Density compensation in New World bat communities. *Oikos, 89*(2), 367-377. doi: 10.1034/j.1600-0706.2000.890218.x

Tamsitt, J. R. y Nagorsen, D. (1982). Anoura cultrata. *The American Society of Mammalogists*, 179, 1-5. doi: https://doi.org/10.2307/3503899

Teeling, E., Dool, S. y Springer, M. (2012). Phylogenies, fossils and functional genes: the evolution of echolocation in bats. In G. F. Gunnell y N. B. Simmons (Eds.). *Evolutionary History of Bats: Fossils, Molecules, and Morphology* (pp. 1-22). New York: Cambridge University Press. doi: 10.1017/CBO9781139045599.002

Thomas, D. W. (1991). On fruits, seeds, and bats. *Bats Magazine*, *9*(4): 8-13.

Tinajero Romero, J. G. (2017). Composición de los ensambles de comunidades de murciélagos del Bosque Protector Cerro Blanco, Guayaquil (Disertación de pregrado). Pontificia Universidad Católica del Ecuador. Quito, Ecuador.

Tinajero J. G., Rivera, M. D. y Burneo, S. F. 2019. Protocolo para grabación y análisis de llamadas de ecolocación. Pontificia Universidad Católica del Ecuador. Disponible en <https://bioweb.bio/faunaweb/mammaliaweb/Ecolocacion/>, (2/04/2020).

Tirira, D. G. (2017). Guía de campo de los mamíferos del Ecuador. 2da edición. Quito: Asociación Ecuatoriana de Mastozoología y Editorial Murciélago Blanco.

Tirira, D. G., Brito, J., Burneo, S. F. y Comisión de Diversidad de la AEM. (2020). Mamíferos del Ecuador: Lista actualizada de especies/ Mammals of Ecuador: Updated checklist species. Versión 2020.2. Asociación Ecuatoriana de Mastozoología. Quito. ‹http://aem.mamiferosdelecuador.com› (16/12/2020).

Trejo-Salazar, R. E., Eguiarte, L. E., Suro-Piñera, D. y Medellín, R. A. (2016). Save Our Bats, Save Our Tequila: Industry and Science Join Forces to Help Bats and Agaves. *Natural Areas Journal*, *36*(4): 523-530. doi: 10.3375/043.036.0417

Torres López, Á. D. (2019). Plan de manejo del Bosque Privado Jardín de los sueños localizado en el recinto Los Laureles, parroquia La Maná, cantón La Maná, provincia de Cotopaxi

(Disertación de pregrado). Escuela Superior Politécnica de Chimborazo. Riobamba, Ecuador.

Ulanowickz, R. E. (2002). Information Theory in Ecology. *Computers and Chemistry. 25*(4), 393-399.

Vleut, I., Levy-Tacher, S. I., de Boer, W. F., Galindo-González, J. y Vázquez, L. B. (2013). Tropical secondary forest management influences frugivorous bat composition, abundance and fruit consumption in Chiapas, Mexico. *PloS One, 8*(10), e77584. doi: 10.1371/journal.pone.0077584

Vleut, I., Levy-Tacher, S. I., Galindo-González, J. y de Boer, W. F. (2015). Positive effects of surrounding rainforest on composition, diversity and late-successional seed dispersal by bats. *Basic and Applied Ecology, 16*(4), 308-315. doi: 10.1016/j.baae.2015.02.001

Watson, J. E., Whittaker, R. J. y Dawson, T. P. (2004). Habitat structure and proximity to forest edge affect the abundance and distribution of forest-dependent birds in tropical coastal forests of southeastern Madagascar. *Biological Conservation, 120*(3), 311-327. doi: 10.1016/j.biocon.2004.03.004

Wesseling, C., Aragón, A., Rojas, M., Blanco, L., López, L., Soto, A., Fúnez, A., Ruepert, C., Miranda, J. y López, I. (2006). Efectos del clorpirifos en la salud de trabajadores bananeros de La Lima, Honduras. Programa Salud y Trabajo en América Central (SALTRA).

Williams, M. (2000). Dark ages and dark areas: global deforestation in the deep past. *Journal of Historical Geography, 26*(1), 28-46. doi: 10.1006/jhge.1999.0189

Williams S. y Genoways, H. (2007). Subfamily Phyllostominae. In A. L. Gardner (Eds.). Mammals of South America, Volume 1: Marsupials, Xenarthans, Shrews, and Bats (pp. 273-281). Chicago y London: University of Chicago Press.

Williams-Guillén, K., Perfecto, I., y Vandermeer, J. (2008). Bats limit insects in a neotropical agroforestry system. *Science, 320*(5872), 70-70. doi: 10.1126/science.1152944

Willig, M. R., Presley, S. J., Plante, J.-L., Bloch, C. P., Solari, S., Pacheco, V. y Weaver, S. C. (2019). Guild-level responses of bats to habitat conversion in a lowland Amazonian rainforest: species composition and biodiversity. *Journal of Mammalogy, 100*(1), 223-238. doi: 10.1093/jmammal/gyz023

Wilson, D. E., Ascorra, C. F. y Solari, S. (1996). Bats as Indicators of Habitat Disturbance. *Manu: The Biodiversity of Southeastern Peru*, 613-625.

World Wildlife Fund (WWF). (2018). Living Planet Report - 2018: Aiming Higher. Grooten, M. and Almond, R.E.A. (Eds). WWF, Gland, Switzerland.

Xu, X., Xie, Y., Qi, K., Luo, Z. y Wang, X. (2018). Detecting the response of bird communities and biodiversity to habitat loss and fragmentation due to urbanization. *Science of the Total Environment, 624*, 1561-1576. doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.12.143

8 ANEXO

Formulario de la Red Latinoamericana y del Caribe para la declaración del Bosque Protector Privado Jardín de los Sueños como Área de Importancia para la Conservación de los Murciélagos.

El formulario ha sido validado por el M.Sc. Santiago F. Burneo, como Coordinador Nacional del Programa para la Conservación de los Murciélagos del Ecuador.

FORMULARIO DE SOLICITUD

1.-MODALIDAD

AICOM (Área de importancia para la conservación de los murciélagos)

2.-NOMBRE PROPUESTO

Nombre Completo: Bosque Protector Privado Jardín de los Sueños
Nombre Abreviado: BPJS

3. INFORMACIÓN DEL SOLICITANTE

Nombre del PCM responsable: Programa para la Conservación de los Murciélagos del Ecuador
Nombre y correo electrónico del coordinador: Santiago F. Burneo
País: Ecuador
Autores de la propuesta: Andrea Caicedo Luna
Fecha de solicitud: 27/01/2021

4. JUSTIFICACIÓN

Marque los criterios que correspondan:

X	**Criterio 1.** El área/sitio contiene especies de interés de conservación nacional o regional (incluye especies amenazadas y casi amenazadas en listas rojas de los países, especies en la lista de IUCN, endémicas, migratorias, raras, con Datos Deficientes, rol importante en el funcionamiento ecosistémico, especies con rangos de distribución pequeño o restringido, o especies presentes en su límite de distribución).
X	**Criterio 2.** El área/sitio contiene refugios con una o varias especies de interés para la conservación y que sean usados de manera permanente o temporal, o en parte significativa de su ciclo de vida, como en el caso de refugios de maternidad o sitios de agregación por migración (puede ser un sistema de cuevas, refugios específicos como construcciones antrópicas, entre otros).
X	**Criterio 3.** El área/sitio contiene una alta riqueza de especies independientemente de su amenaza.

Marque las amenazas que correspondan:

Indique cuál o cuáles de las siguientes amenazas, de acuerdo a la Estrategia Latinoamericana para la Conservación de los Murciélagos (RELCOM, 2010).

X	**Amenaza 1.** Pérdida de hábitat.
X	**Amenaza 2.** Destrucción y perturbación de refugios.
	Amenaza 3. Conflictos murciélago—humano y enfermedades emergentes.
X	**Amenaza 4.** Uso indiscriminado de sustancias tóxicas.
	Amenaza 5. Amenazas emergentes (eólicas, especies invasoras, síndrome de nariz blanca).

Resumen de la justificación:

Se propone la declaratoria de AICOM para el Bosque Privado Jardín de los Sueños (BPJS) que se encuentra ubicado en el recinto Los Laureles, perteneciente al cantón La Maná, provincia de Cotopaxi, Ecuador. El área forma parte del Bosque Siempreverde Piemontano de la Cordillera Occidental de los Andes y representa un refugio importante para la biodiversidad de la zona en medio del paisaje agrícola predominado por cultivos de banano y orito. Hasta el momento se registran 42 especies pertenecientes a los gremios tróficos insectívoro, frugívoro, nectarívoro, piscívoro y carnívoro. Varias de las especies documentadas proveen de importantes servicios ecosistémicos en el paisaje agrícola como polinización, dispersión de semillas y control de poblaciones de insectos como plagas de cultivos. Seis especies registradas tienen interés de conservación a nivel local y global (*Anoura cultrata, Lonchophylla concava, Platyrrhinus dorsalis chocoensis, P. helleri, Rhinophylla alethina* y *Vampyrum spectrum)*. Además, se han registrado varios refugios naturales como árboles huecos y tiendas en hojas y, refugios artificiales en construcciones antrópicas.

La gran riqueza de esta pequeña reserva privada la convierte en un importante remante de bosque del litoral ecuatoriano que se encuentra sometido a una gran presión de conservación de las zonas aledañas que buscan convertir las áreas naturales en zonas agrícolas.

Criterio 1.

El BPJS contiene especies de interés de conservación nacional y global. Se obtuvieron registros del murciélago de nariz ancha del Chocó *Platyrrhinus dorsalis chocoensis* catalogado como Vulnerable (VU) por la UICN y En peligro (EN) a nivel nacional; el gran falso murciélago vampiro *Vampyrum spectrum* catalogado como Vulnerable en la Lista roja del Ecuador y Casi Amenazado (NT) por la UICN. También, se registraron los murciélagos *Lonchophylla concava* y *Platyrrhinus helleri* que a nivel nacional se encuentran como Vulnerables (VU). Asimismo, se registraron especies evaluadas a nivel nacional como Casi Amenazadas (NT) como el murciélago rabón negro *Anoura cultrata y* el

murciélago frutero pequeño peludo *Rhinophylla alethina.* La última, está catalogada como Casi Amenazadas (NT) también a nivel global. Del mismo modo, se registraron especies catalogadas como Datos Insuficientes (DD) a nivel local y global. El murciélago cara de perro grande *Peropteryx kappleri* y el murciélago de hombros amarillos de Baker *Sturnira bakeri* a nivel nacional y, el murciélago frutero de Rosenberg *Artibeus rosenbergi* a nivel global. Además, se registró al murciélago lenguetón de Godman *Choeroniscus godmani* por primera vez en el país.

Priorización del Criterio 1.

El murciélago de nariz ancha del Chocó, el murciélago nectario de Centroamérica, el murciélago de nariz ancha de Heller y el gran falso murciélago vampiro son especies priorizadas dentro del Plan de Acción de Murciélagos del Ecuador (Burneo, Tirira y Proaño, 2015). Estos murciélagos son considerados En Peligro y Vulnerables a nivel nacional debido a sus amenazas principales que son la deforestación y la fragmentación de hábitat que es más grave en el occidente del país. El murciélago rabón negro y el murciélago frutero pequeño peludo están categorizados a nivel nacional como especies Casi amenazadas por su situación actual y las amenazas que comparten. En el Plan de Acción de Murciélagos del Ecuador (2015) se menciona que las especies en esta categoría son de particular atención porque probablemente varias de ellas califiquen a categorías de amenaza en siguientes evaluaciones. Según el libro rojo de los mamíferos del Ecuador (Tirira, 2011) se debe garantizar la preservación y conservación de bosques nativos y remanentes de bosque en las que estas especies se encuentren.

Criterio 2

En el bosque privado se han registrado varios refugios naturales como árboles huecos y tiendas en hojas. En el árbol hueco *Brownea herthae* (clavellín), se documentó a un grupo familiar de *Micronycteris megalotis* que utilizan este refugio de manera permanente. También, se han identificado refugios temporales en hojas utilizadas por el murciélago *Thyroptera tricolor.*

Priorización del criterio 2.-

Se necesita monitorear y mantener un seguimiento de las fluctuaciones poblacionales de murciélagos que utilicen el árbol hueco de manera permanente o temporal.

Criterio 3.

El Bosque Privado Jardín de los Sueños (BPJS) por su ubicación y altura contiene una alta riqueza de especies. Hasta el momento se han registrado 42 especies pertenecientes a 5 familias distintas: Phyllostomidae (23), Vespertilionidae (7), Emballonuridae (6), Molossidae (4), Thyropteridae (1) y Noctilionidae (1).

Priorización del criterio 3.-

El BPJS es un parche de bosque con una extensión de 107 hectáreas que se encuentra en el Bosque Siempreverde Piemontano de la Cordillera Occidental de los Andes (MAAE, 2013). Además, es parte del Chocó ecuatoriano, zona de gran importancia biológica para el mundo. Las principales amenazas de este bosque son la pérdida y fragmentación del hábitat, la deforestación, la colonización, la extracción de madera, la construcción de infraestructura de servicios para la población humana y el uso de pesticidas químicos en cultivos (Proaño, 2015).

Se han escogido las amenazas como prioritarias para esta área porque alrededor del bosque la vegetación originaria ha sido desplazada principalmente por la agricultura, predominando cultivos de banano y orito (MAGAP-PRAT y TRACASA-NIPSA, 2015). La presión agrícola no solamente contribuye a la pérdida de hábitat y alteración de refugios basados en la vegetación boscosa, sino que además impone una presión adicional por las sustancias tóxicas que se utilizan como plaguicidas y fertilizantes en los cultivos, que se pueden bioacumular especialmente en las especies insectívoras.

Se requiere un programa de educación ambiental a largo plazo a favor de la conservación de los murciélagos y sus hábitats para concientizar sobre los servicios ecosistémicos que ofrecen y el beneficio que obtiene la comunidad al preservar parches de bosque que sirven de refugio para las diferentes especies de murciélagos.

5. PRINCIPALES ESPECIES A PROTEGER



FAMILIA PHYLLOSTOMIDAE

SUBFAMILIA STENODERMATINAE

***Platyrrhinus dorsalis chocoensis (*Alberico y Velasco, 1991)**

Murciélago de nariz ancha del ancha del Chocó

(Foto: Berenice Benavides)

Distribución. El murciélago de nariz ancha del Chocó ha sido documentado en las tierras bajas del sur de Panamá, en la región del Pacífico de Colombia, y en la Costa norte y estribaciones noroccidentales del Ecuador (Gardner 2007; Velasco y Gardner 2009). En el país ha sido registrada en bosques húmedos tropicales y subtropicales, de 2 680 m de altitud (Tirira 2017).

Estado de conservación. Según la Lista Roja del Ecuador es una especie catalogada como En Peligro y, según la UICN es una especie Vulnerable. A nivel nacional, la especie posee esta categorización, En Peligro, debido a la intensa deforestación de sus hábitats en las últimas décadas (Tirira 2011).

Comentarios. Es una especie de tamaño mediano que posee una coloración marrón oscura en el dorso y pelos del vientre bicoloreados. En su rostro y espalda posee líneas tenues y poco pronunciadas; los pliegues de las orejas son definidos y, el borde de la membrana caudal posee denso pelaje (Tirira 2017).

Información adicional: *Platyrrhinus dorsalis* (bioweb.bio)



FAMILIA PHYLLOSTOMIDAE
SUBFAMILIA LONCHOPHYLLINAE
***Lonchophylla concava* (Goldman, 1914)**
Murciélago nectario de Centroamérica
(Foto: José Tinajero)

Distribución. El murciélago nectario de Centroamérica está distribuido en el occidente de Colombia y Ecuador y, en algunas localidades de Panamá y Nicaragua (Griffiths y Gardner 2008). En la Costa norte del Ecuador, habita en bosques húmedos tropicales y subtropicales, entre 10-1500 m de alto; también se ha registrado en el bosque seco cerca de Chone, Manabí (Tirira, 2017).

Estado de conservación. A nivel nacional el murciélago nectario de Centroamérica es considerado Vulnerable debido a su dependencia de hábitats que actualmente se encuentran altamente amenazados por la deforestación, pérdida y fragmentación de bosques. Los bosques tropicales del centro y del noroeste del Ecuador son los más afectados (Tirira 2011).

Comentarios. Es una especie de tamaño pequeño con el hocico largo y angosto, presenta el dorso de una coloración que va de marrón oscuro a marrón rojizo oscuro; la región ventral es de color gris oscuro a marrón grisáceo, más pálido en el dorso y posee antebrazos peludos en la base (Tirira 2017).

Información adicional: *Lonchophylla concava* (bioweb.bio)



FAMILIA PHYLLOSTOMIDAE
SUBFAMILIA PHYLLOSTOMINAE
***Vampyrum spectrum* (Linnaeus, 1758)**
Gran falso murciélago vampiro
(Foto: Jefferson García Loor)

Distribución. El gran falso murciélago vampiro está distribuido desde el sur de México hasta Bolivia, en el norte y suroccidente de Brasil y, en algunas localidades de Guayanas (Williams y Genoways 2007). En el Ecuador, se distribuye en la Costa, Amazonía y estribaciones de los Andes en los bosques tropicales y subtropicales, entre 50 y 1550 m de altitud. Ocupa bosques primarios, secundarios y poco intervenidos. Prefiere áreas abiertas y zonas próximas al agua (Tirira 2017).

Estado de conservación. Según la Lista roja del Ecuador está categorizado como Vulnerable y, Casi Amenazado, según la UICN. Sus principales amenazas son la deforestación y fragmentación de hábitat que son más graves en la Costa y Amazonía norte del país. Su categorización se debe a que se estima que su población disminuyó más del 30 % en las últimas generaciones y continuará decreciendo en el futuro (Burneo, Proaño y Tirira 2015).

Comentarios. Es el murciélago más grande de América, con una envergadura de hasta 900 mm. Posee pelaje mediano y suave de color marrón oscuro, castaño o anaranjado en el dorso; la región ventral es más pálida y presenta un color grisáceo a marrón amarillento con pelo escaso y más corto. Su cabeza es larga con hocico pronunciado; posee el rostro desnudo con la piel de color rosa pálido; hoja nasal mediana de coloración blancuzca y en forma de lanza con la base bien separada del labio superior que forma una concavidad alrededor de los orificios nasales. Posee orejas grandes y redondeadas. Alas con puntas oscuras y, membrana caudal sin cola (Tirira 2017).

Información adicional: *Vampyrum spectrum* (bioweb.bio)



FAMILIA PHYLLOSTOMIDAE
SUBFAMILIA STENODERMATINAE
***Platyrrhinus helleri* (Peters, 1866)**
Murciélago de nariz ancha de Heller
(Foto: Berenice Benavides)

Distribución. El murciélago de nariz ancha de Heller se distribuye desde el sur de México hasta el norte de Colombia, noroeste de Venezuela y el oeste del Ecuador (Gardner 2007). En el país se extiende por la Costa y estribaciones occidentales en bosques húmedos tropicales y subtropicales, entre 10 – 1250 m de altitud (Tirira, 2017).

Estado de conservación. Según la Lista Roja del Ecuador, esta especie está categorizada como Vulnerable (VU) debido a sus amenazas que son la pérdida y fragmentación de hábitat que son más graves en la costa ecuatoriana (Tirira 2011).

Comentarios. Es un murciélago de tamaño pequeño, con el pelaje de color marrón pálido a oscuro. En su rostro posee dos líneas prominentes que se hacen más evidentes en la parte superior y alrededor de la hoja nasal expone siete vibrisas. En el dorso posee una línea brillante y estrecha y el borde de la membrana caudal posee gran cantidad de pelos largos (Tirira 2017).

Información adicional: *Platyrrhinus helleri* (bioweb.bio)



FAMILIA PHYLLOSTOMIDAE

SUBFAMILIA GLOSSOPHAGINAE

***Anoura cultrata* (Handley, 1960)**

Murciélago rabón negro

(Foto: José Tinajero)

Distribución. El murciélago rabón negro se expande por Costa Rica, Venezuela, Panamá, desde Colombia hasta el noreste de Bolivia (Griffiths y Gardner 2007). En el Ecuador se ha documentado en las estribaciones noroccidentales y Amazonía baja. Se lo encuentra habitando en bosques húmedos y semihúmedos, tropicales, subtropicales y templados; entre 150 - 2200 m de altitud (Tirira 2017).

Estado de conservación. A nivel global, esta especie es considerada como Preocupación menor (LC), sin embargo, su población continúa decreciendo (IUCN 2020). Según la Lista Roja del Ecuador a nivel nacional está categorizada como Casi amenazada (NT) debido a que se desconoce el tamaño real de sus poblaciones y el grado de resistencia que posee frente a ambientes de intervención. Sus principales amenazas son la pérdida y fragmentación de hábitat (Tirira 2011).

Comentarios. Cabeza larga y angosta con el labio inferior más grande que el superior. Dorso de color marrón obscuro a negruzco, posee cola corta y una membrana caudal en forma de u invertida y estrecha (menos de 3.5 mm). El primer premolar inferior es evidentemente más grande que el siguiente (Tirira 2017).

Información adicional: *Anoura cultrata* (bioweb.bio)



FAMILIA PHYLLOSTOMIDAE
SUBFAMILIA CAROLLIINAE
***Rhinophylla alethina* (Handley, 1966)**
Murciélago frutero pequeño peludo
(Foto: Berenice Benavides)

Distribución. El murciélago frutero pequeño peludo se distribuye al oeste de Colombia y Ecuador (McLellan y Koopman 2007). En el país, esta especie ocurre en la Costa y estribaciones noroccidentales, en bosque húmedos tropicales y subtropicales, de 10 a 1600 m (Tirira 2017).

Estado de conservación. A nivel global y a nivel nacional esta especie esta categorizada como Casi amenazada (NT). Según el Libro Rojo de los Mamíferos del Ecuador (2011), se desconoce su estado de conservación y el tamaño de sus poblaciones. Y, se ignora su grado de resistencia a la deforestación intensiva que ocurre al noroccidente del Ecuador.

Comentarios. Dorso de color marrón negruzco, membrana caudal menor a 5 mm; posee patas y pies peludos (Tirira 2017).

Información adicional: *Rhinophylla alethina* (bioweb.bio)

6. LISTADO DE ESPECIES PRESENTES EN EL ÁREA

FAMILIA PHYLLOSTOMIDAE

SUBFAMILIA CAROLLIINAE
1. *Carollia brevicaudum*
2. *Carollia castanea*
3. *Carollia perspicillata*
4. *Rhinophylla alethina* *

SUBFAMILIA GLOSSOPHAGINAE
5. *Anoura cultrata* *
6. *Anoura geoffroyi*
7. *Choeroniscus godmani*
8. *Glossophaga soricina*

SUBFAMIIA LONCHOPHYLLINAE
9. *Lonchophylla concava* *

SUBFAMILIA PHYLLOSTOMINAE
10. Micronycteris hirsuta
11. Micronycteris megalotis
12. Phyllostomus hastatus
13. Vampyrum spectrum *

SUBFAMILIA STENODERMATINAE
14. Artibeus aequatorialis
15. Artibeus lituratus
16. Artibeus ravus
17. Artibeus rosenbergi
18. Chiroderma salvini
19. Enchisthenes hartii
20. Platyrrhinus dorsalis chocoensis *
21. Platyrrhinus helleri
22. Sturnira bakeri
23. Sturnira luisi

FAMILIA NOCTILIONIDAE:
24. *Noctilio leporinus*

FAMILIA VESPERTILIONIDAE

VESPERTILIONINAE
25. *Eptesicus chiriquinus*
26. *Eptesicus furinalis*
27. *Lasiurus blossevillii*
28. *Lasiurus ega*

SUBFAMILIA MYOTINAE
29. *Myotis keaysi*
30. *Myotis riparius*
31. *Myotis nigricans*

FAMILIA MOLOSSIDAE

SUBFAMILIA MOLOSSINAE
32. *Molossus molossus*
33. *Molossus rufus*
34. *Nyctinomops macrotis*
35. *Tadarida brasiliensis*

FAMILIA EMBALLONURIDAE

SUBFAMILIA DICLIDURINAE
36. *Diclidurus albus*

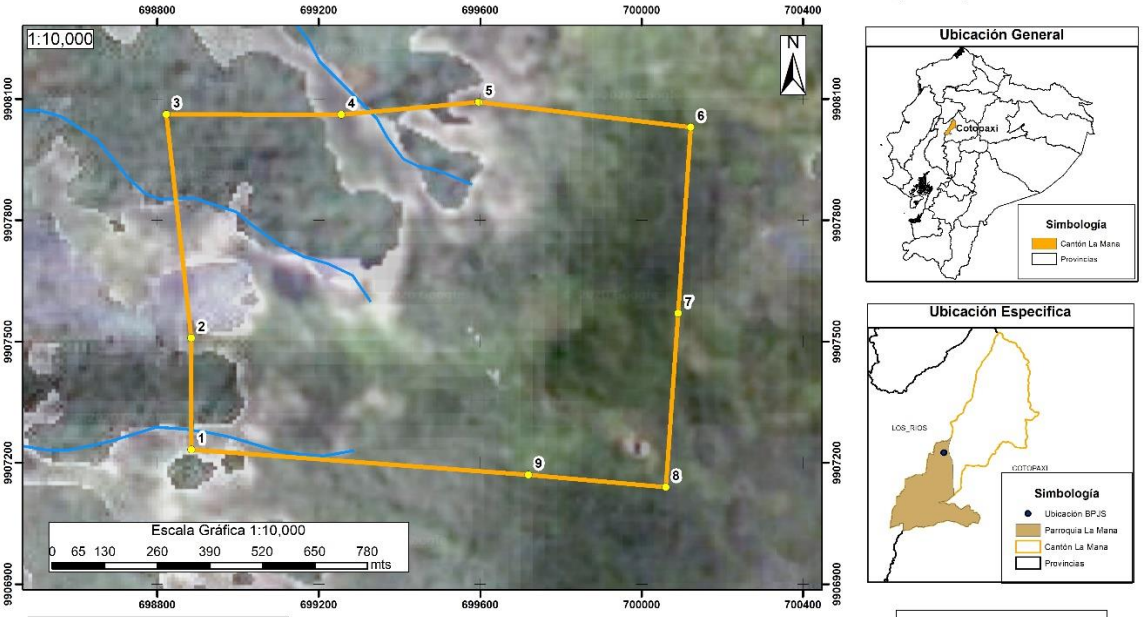
SUBFAMILIA MBALLONURINAE
37. *Centronycteris centralis*
38. *Peropteryx kappleri*
39. *Peropteryx macrotis*
40. *Rhynchonycteris naso*
41. *Saccopteryx bilineata*

FAMILIA THYROPTERIDAE
42. *Thyroptera tricolor*

7. LOCALIZACIÓN DEL ÁREA

Coordenada geográfica central: Longitud: 0°50’20,02” S; Latitud: 79°12’46.05” O.
Superficie total: 107 hectáreas.
Shapefile disponible (adjunto a la solicitud).

UBICACIÓN DEL BOSQUE PRIVADO JARDÍN DE LOS SUEÑOS (BPJS)



Puntos	x	y	z
1	698884.4	9907232.1	436
2	698884.5	9907508.5	455
3	698822.9	9908061.5	362
4	699255.8	9908061.3	444
5	699596	9908091.9	537
6	700121.6	9908030.2	629
7	700090.5	9907569.4	553
8	700059.4	9907139.4	498
9	699719.2	9907170.3	562

PONTIFICIA UNIVERSIDAD CATÓLICA DEL ECUADOR	
MAPA DE UBICACIÓN DEL BOSQUE PRIVADO JARDÍN DE LOS SUEÑOS (BPJS)	
ELABORADO POR: Andrea Caicedo	**REVISADO POR:** MsC. Santiago Burneo
FUENTE: Levantamiento BPJS, IGM, 2016	**ESCALA DE INFORMACIÓN:** 1:50.000
INFORMACIÓN RECUPERADA: Octubre, 2019	**ZONA:** 17S
SISTEMA DE REFERENCIA: Proyección UTM	**DATUM:** WGS84

8. DESCRIPCIÓN GENERAL DEL ÁREA

El Bosque Protector Privado Jardín de los Sueños se encuentra localizado en el recinto Los Laureles, perteneciente al cantón La Maná, en la provincia Cotopaxi. Es un parche de bosque de 107 hectáreas que se encuentra en el Bosque Siempreverde Piemontano de la Cordillera Occidental de los Andes (MAAE, 2013) y, al mismo tiempo, es parte del Chocó ecuatoriano, zona de gran importancia biológica para el mundo.

De las 107 hectáreas que maneja, 85 representan bosque húmedo tropical secundario, siete se encuentran en reforestación pasiva y, el resto está dedicado a actividades de producción sostenible. Por su altura (362- 629 metros) de este nacen varias vertientes de agua que dan distintas caídas en varios puntos del bosque, dos ríos perennes y uno estacional. En la temporada lluviosa, brotan 12 ojos de agua, ocho cascadas y una serie de quebradas que se unen a río Manguilita, importante afluente de la comunidad (Torres López 2019).

En el bosque protector se han registrado varios refugios naturales como árboles huecos y tiendas en hojas. En el árbol hueco de la familia Fabaceae *Brownea herthae* (Harms), se documentó a un grupo familiar de *Micronycteris megalotis* que utilizan este refugio de manera permanente. También, se han identificado refugios temporales en hojas utilizadas por el murciélago *Thyroptera tricolor* y, refugios artificiales en construcciones antrópicas.

Alrededor del BPJS la vegetación originaria ha sido desplazada principalmente por la agricultura, predominando cultivos de banano y orito (MAGAP y TCN 2015), dichos cultivos imponen además la amenaza de contaminación ambiental por el uso indiscriminado de sustancias tóxicas que se realiza en los cultivos aledaños. Por lo que, se requiere un programa de educación ambiental a largo plazo a favor de la conservación de los murciélagos y sus hábitats para concientizar sobre los servicios ecosistémicos que ofrecen y el beneficio que obtiene la comunidad al preservar parches de bosque que sirven de refugio para las diferentes especies de murciélagos.

9. ACTORES INVOLUCRADOS

Programa de Conservación de los Murciélagos del Ecuador (PCME): Coordina esfuerzos de educación ambiental, investigación y monitorea el desarrollo de las acciones de conservación y capacitación que se detallan en el Plan de Acción para la Conservación de los Murciélagos del Ecuador (Burneo et al, 2015).

Gobierno Autónomo Descentralizado Parroquial de Guasaganda: Esta entidad se compromete a ser uno de los actores involucrados en salvaguardar a los murciélagos y sus servicios ecosistémicos a mediano y largo plazo en la parroquia de Guasaganda.

*Ministerio de Educación***:** mantiene la escuela primaria que posee la comunidad Los Laureles. Este es un buen escenario para iniciar programas de educación ambiental, así como eventos de sensibilización.

Pontificia Universidad Católica del Ecuador PUCE: Se compromete a desarrollar campañas de educación ambiental en la comunidad de Los Laureles con el fin de mejorar la percepción social hacia los murciélagos y lograr conservar los remanentes de bosques nativos del Chocó ecuatoriano.

10. ACCIONES PREVISTAS PARA CONSERVACIÓN, EDUCACIÓN E INVESTIGACIÓN

Las acciones a futuro continuarán en las siguientes líneas:

En busca de apoyar la iniciativa, Christophe Pellet, propietario del bosque, se compromete a realizar un sendero educativo con temática de murciélagos. En el mismo, se presentarán afiches educativos y se replicarán algunos refugios utilizados por los mismos. Adicionalmente, se propone el trabajo de voluntarios del bosque privado para la identificación de refugios adicionales en el área.

Difusión: A través de la página web del Bosque Privado Jardín de los Sueños se desarrollarán eventos de concientización ambiental como conteos de murciélagos, celebración del Día Latinoamericano del Murciélago, entre otras.

Educación Ambiental: a través de un programa a corto o mediano plazo en la escuela de la comunidad Los Laureles se desarrollarán actividades manuales, con folletos, libros para colorear, comics, afiches, y charlas de concienciación. También se implementarán letreros informativos relativos a murciélagos en sitios estratégicos dentro de la comunidad.

Investigación: a través de tesis de pregrado y postgrado de universidades nacionales o internacionales se continuarán muestreos que ayuden a definir la distribución actual, abundancia de poblaciones, su estado de conservación y sensibilidad a pérdida de hábitat de varias especies categorizadas como Casi amenazadas (NT) por su desconocimiento.

Sostenibilidad financiera: para la realización de las diferentes actividades descritas anteriormente, se planea buscar los fondos necesarios de la siguiente forma:

- Acceso a fondos a través de programas de becas como Bat Conservation International, Bin Zayed Species Conservation Fund, Fundación Rufford, entre otras alianzas o convenios con empresas privadas.

11. LITERATURA CITADA

Burneo, S. F., M. D. Proaño y Tirira, D. 2015. Plan de acción para la conservación de los murciélagos del Ecuador. Pontificia Universidad Católica del Ecuador, Programa para la Conservación de los Murciélagos del Ecuador y Ministerio del Ambiente. Quito.

Gardner, A. L. 2007. Subfamily Stenodermatinae. Pp 329-342 In Mammals of South America. Volume I. Marsupials, Xenarthrans, Shrews and Bats (Gardner, A.L., Ed). The University of Chicago Press. Chicago y Londres.

Griffiths, T. A. y A. L. Gardner. 2007. Subfamily Lonchophyllinae. Pp 247-253 In Mammals of South America. Volume I. Marsupials, Xenarthrans, Shrews and Bats (Gardner, A.L., Ed). The University of Chicago Press. Chicago y Londres.

International Union for Conservation of Nature, and Natural Resources (IUCN). 2020. IUCN Red list categories. IUCN.

McLellan, L. J. y K. F. Koopman. 2007. Subfamily Carolliinae. Pp 216-218 In Mammals of South America. Volume I. Marsupials, Xenarthrans, Shrews and Bats (Gardner, A.L Ed.). The University of Chicago Press. Chicago y Londres.

Ministerio de Agricultura, Ganadería, Acuacultura y Pesca (MAGAP) y Consorcio Tracasa/Nipsa (TCN). 2015. Levantamiento de cartografía temática. Escala 1:25:000, LOTE 1. Cobertura y uso de la tierra, sistemas productivos, zonas homogéneas de cultivo. Cantón La Maná/Bloque 1.4. Disponible en https://n9.cl/eexn4

Ministerio del Ambiente y Agua del Ecuador (MAAE). 2013. Sistema de clasificación de los ecosistemas del Ecuador continental. Subsecretaría de Patrimonio Natural. Disponible en https://n9.cl/1wkk

Tirira, D. G. 2011. Libro Rojo de los Mamíferos del Ecuador. 2° Edición. Quito: Fundación Mamíferos y Conservación, Pontificia Universidad Católica del Ecuador y, Ministerio del Ambiente y Agua del Ecuador.

Tirira, D. G. 2017. Guía de campo de los mamíferos del Ecuador. 2da edición. Quito: Asociación Ecuatoriana de Mastozoología y Editorial Murciélago Blanco.

Torres López, A. D. 2019. Plan de manejo del Bosque Privado Jardín de los sueños localizado en el recinto Los Laureles, parroquia La Maná, cantón La Maná, provincia de Cotopaxi (Disertación de pregrado). Escuela Superior Politécnica de Chimborazo. Riobamba, Ecuador.

Velazco, P. M. y A. L. Gardner. 2009. A new species of *Platyrrhinus* (Chiroptera: Phyllostomidae) from western Colombia and Ecuador, with emended diagnoses of *P. aquilus, P. dorsalis*, and *P. umbratus.* Proceedings of the Biological Society of Washington 122: 249-281.

Williams, S. y H. Genoways. 2007. Subfamily Phyllostominae. Pp 299 In Mammals of South America. Volume I. Marsupials, Xenarthrans, Shrews and Bats (Gardner, A.L Ed.). The University of Chicago Press. Chicago y Londres.

12. ANEXO

FOTOS DEL ÁREA

Fotografía *(nombre del archivo)*	**Leyenda** *(texto explicativo de la fotografía)*	**Créditos** *(Apellido e inicial del fotógrafo y/o fuente)*
BPJS01	Bosque húmedo secundario observado desde uno de los puntos más altos del bosque protector.	Caicedo A. 2020
BPJS02	Bosque húmedo secundario observado desde uno de los puntos más bajos del bosque protector. Además, se observa uno de los ríos presentes en el área.	Caicedo A. 2020
BPJS03	Árbol hueco de la familia Fabaceae *Brownea herthae* (Harms) utilizado como refugio natural.	Caicedo A. 2020
BPJS04	Colonia de murciélagos que usa al árbol hueco *Brownea herthae* como refugio permanente.	Tinajero J. 2020
BPJS05	Refugio temporal en hojas utilizado por el murciélago *Thyroptera tricolor.*	Tinajero J. 2020

POR FAVOR COMPLETAR LOS SIGUIENTES CAMPOS ABREVIADOS:

1. **Nombre Completo del sitio propuesto**: Bosque Protector Privado Jardín de los Sueños
2. **Nombre Abreviado (nombre corto) del sitio propuesto**: BPJS
3. **Ubicación (departamento, municipio, etc)**: Provincia de Cotopaxi, Cantón La Maná
4. **Valor principal (agregue una frase corta para destacar el valor del área o sitio para la conservación de murciélagos)**: Presencia de una especie En Peligro, tres Vulnerables, dos casi amenazadas y un nuevo registro para el país en un parche de bosque de 107 hectáreas rodeado de plantaciones de banano y orito.
5. **Coordenadas geográficas de un punto central aproximado**: Longitud: 0°50'20,02" S; Latitud: 79°12'46.05" O.
6. **Superficie del área o sitio (en hectáreas)**: 107 hectáreas
7. **Tipo(s) de Vegetación dominante(s) Preferentemente referidas a alguna provincia o región fitogeográfica**: Bosque Siempreverde Piemontano de la Cordillera Occidental
8. **Liste las cinco especies más importantes del área o sitio propuesto (a criterio de los autores) en orden alfabético**:
   - ***a***. *Anoura cultrata*
   - *b.* *Lonchophylla concava*
   - *c.* *Platyrrhinus dorsalis chocoensis*
   - *d.* *Rhinophylla alethina*
   - *e.* *Vampyrum spectrum*

ESPACIO RESERVADO PARA RELCOM

Código **AICOM** / **SICOM** y fecha de aprobación por la RELCOM.

Código:										
Fecha:										