

**Universidad Nacional
Facultad de Ciencias Exactas y Naturales
Escuela de Ciencias Biológicas**

Informe escrito final

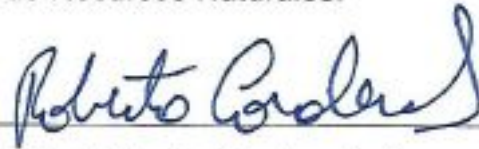
Caracterización de la avifauna y la vegetación ribereña de la microcuenca del río Bermúdez, como insumo en la formulación de estrategias de manejo que propicien la conectividad de un Corredor Biológico Interurbano para la ciudad de Heredia, Costa Rica

Proyecto de graduación presentado como requisito parcial para optar al grado de Licenciatura en Biología con Énfasis en Manejo de Recursos Naturales.

B.Sc. Jean Karl Mc Queen Blanco

**Campus Omar Dengo
Heredia, 2020**

Este trabajo de graduación fue APROBADO por el Tribunal Examinador de la Escuela de Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional, como requisito parcial para optar por el grado de Licenciatura en Biología con Énfasis en Manejo de Recursos Naturales.



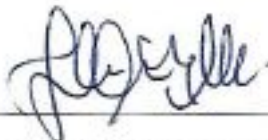
Dr. Roberto Cordero Solórzano
Representante Decano, quién preside



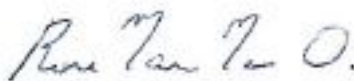
M.Sc. Alejandro Durán Apuy
Representante, Unidad Académica



M.Sc. Tania Bermúdez Rojas
Tutora



Lic. Fabián Araya Yannarella
Asesor



Dra. Rose Marie Menacho
Invitada especial

Agradecimientos

-A mis padres por brindarme todas las oportunidades para ser la persona que hoy soy y llegar hasta donde he llegado, sin ellos nada de esto sería posible.

-A mi novia Ana Montoya por toda la ayuda y el apoyo que me brindó siempre.

-Un agradecimiento especial a Oscar Ramírez, profesor que me ayudó a crecer durante toda la carrera y mi vida universitaria, sin su experiencia y sus consejos esta culminación de la licenciatura en Biología no hubiera sido posible.

-A mi tutora Tania Bermúdez Rojas la cual me abrió las puertas y me permitió aportar un granito de arena a un proyecto tan importante como el que están llevando a cabo. Se agradece enormemente toda la compañía y asesoramiento brindado a lo largo de este proceso de tesis, definitivamente este logro no hubiera sido lo mismo sin su gran ayuda.

-A mi asesor Fabián Araya el cual me ayudó enormemente con la identificación de especies vegetales y con sus observaciones para la confección del documento final, gracias por sacar tiempo para acompañarme a los sitios para completar la identificación.

-A mi otro asesor Meyer Guevara por aceptar ser parte del comité a mitad del proceso, asesorarme con los datos y resultados obtenidos y con sus observaciones en el documento final.

-Otros excelentes profesionales que también estuvieron ligados a este proceso como la profesora Marilyn Romero y los profesores Marvin Alfaro y Alejandro Durán de la Universidad Nacional los cuales me brindaron su ayuda durante la selección de los sitios y tratamiento de la información geográfica.

-A Roberto Vargas por haberme ayudado en la identificación de aves.

-A Don William Brenes Gerente de Geología en Pedregal y al señor Mannil dueño de la finca Motilonia por haberme permitido ingresar a sus propiedades y realizar el muestreo.

Dedicatoria

Este logro se lo dedico a mis padres Patricia Blanco y Karl Mc Queen, los cuales me han brindado su ayuda incondicional y su apoyo en todo momento de mi vida. Gracias por los consejos y la fuerza para seguir siempre adelante.

Esta Tesis la dedico muy especialmente al profesor Oscar Ramírez Allán, que en paz descanse. Su apoyo y ayuda desde inicios de la carrera me inculcaron pasión, valores éticos y experiencia los cuales me han ayudado a ser el profesional que hoy soy. Este proceso lo inicié con su ayuda y lastimosamente no pude terminarlo de igual forma, sin embargo, con la preparación de años fue como si la hubiera tenido en todo momento. Siempre estaré agradecido.

Índice

Agradecimientos	iii
Dedicatoria	iv
Índice	v
Índice de cuadros	vi
Índice de figuras	vii
Abreviaturas o acrónimos	ix
Resumen	x
1. Introducción	1
1.1 Antecedentes	2
1.2 Justificación	5
1.3 Planteamiento del problema	7
1.4 Objetivos	7
1.4.1 Objetivo general	7
1.4.2 Objetivos específicos	7
2. Marco teórico	8
3. Marco metodológico	15
4. Resultados	23
5. Discusión	37
5.1 Pautas de manejo dirigidas hacia una conectividad estructural en la MRB con un enfoque ornitológico	48
6. Conclusiones	56
7. Recomendaciones	58
8. Referencias bibliográficas	59
9. Anexos	71

Índice de cuadros

Cuadro 1. Referencia de los sitios de muestreo establecidos en la microcuenca del río Bermúdez.	17
Cuadro 2. Pautas de manejo para cada sitio seleccionado de la microcuenca del río Bermúdez.	49

Índice de figuras

Figura 1. Ubicación de la microcuenca del río Bermúdez, Heredia, Costa Rica.	16
Figura 2. Sitios de muestreo dentro de la microcuenca del río Bermúdez.	17
Figura 3. Número de especies de aves distribuidas en 15 familias encontradas en la microcuenca del río Bermúdez, d Heredia, Costa Rica, julio a diciembre, 2018.	24
Figura 4. Curva de acumulación de especies de aves registradas en la microcuenca del río Bermúdez en un periodo de 6 meses	24
Figura 5. Relación de los gremios tróficos respecto a la zona urbana o periurbana de la microcuenca del río Bermúdez.	25
Figura 6. Distribución según la dependencia de bosque de la riqueza de aves observadas en la microcuenca del río Bermúdez.	26
Figura 7. Riqueza, diversidad y abundancia de aves para las zonas periurbana y urbana de la microcuenca del río Bermúdez.	27
Figura 8. Riqueza, diversidad y abundancia de aves a través de los ocho sitios establecidos dentro de la microcuenca del río Bermúdez.	28
Figura 9. Dendograma de similitud medida con el índice de Jaccard entre los sitios, según la avifauna de la microcuenca del río Bermúdez. En rojo se muestra las agrupaciones obtenidas.	29
Figura 10. Número de especies de árboles según algunas de las familias encontradas en la microcuenca del río Bermúdez.	30
Figura 11. Riqueza diversidad y abundancia de árboles en las zonas periurbana y urbana de la microcuenca del río Bermúdez.	31
Figura 12. Riqueza, diversidad y abundancia de los árboles encontradas en los diferentes sitios establecidos dentro de la microcuenca del río Bermúdez.	32
Figura 13. Dendrograma de Similitud entre los sitios medida con el índice de Jaccard, según la vegetación ribereña de la microcuenca del río Bermúdez. En rojo se muestra las agrupaciones obtenidas.	33

Figura 14. Distribución de clases diamétricas en la microcuenca del río Bermúdez.	34
Figura 15. Usos del suelo representados para cada sitio seleccionado de la microcuenca del río Bermúdez.	35
Figura 16. Ruido promedio medido en cada uno de los sitios seleccionados dentro de la zona periurbana y urbana de la microcuenca del río Bermúdez.	36
Figura 17. Gráfico de los valores de los “eigen values” del Análisis de Componentes Principales (PCA) de las variables obtenidas en la microcuenca del río Bermúdez.	37
Figura 18. Regresiones lineales simples entre la diversidad, riqueza y abundancia de aves relacionadas con las variables de abundancia de árboles y uso de bosque respectivamente.	38

Abreviaturas o acrónimos

CBI	Corredor Biológico Interurbano
AVU	Áreas Verdes Urbanas
SIG	Sistemas de Información Geográfica
UCR	Universidad de Costa Rica
UNED	Universidad Estatal a Distancia
UNA	Universidad Nacional
AP	Área de Protección
CB	Corredor Biológico
DAP	Diámetro a la altura del pecho (1.3 m)
GAM	Gran Área Metropolitana
PCA	Principal Component Analysis
CBIRT	Corredor Biológico Interurbano Río Torres
PRUGAM	Plan Regional Urbano de la GAM
MRB	Microcuenca del Río Bermúdez

Resumen

La biodiversidad encuentra dentro de las ciudades diferentes condiciones a las encontradas en ambientes naturales, algunas especies logran adaptarse a estas condiciones mientras que a otras no les es posible hacerlo. La creciente contaminación de los ríos urbanos y la disminución en el tamaño y calidad de sus áreas de bosque de ribera generan impactos negativos en el desplazamiento de la fauna a través de la ciudad; por lo que esta investigación tiene como objetivo caracterizar, mediante el uso de la avifauna y la vegetación de ribera, la microcuenca del río Bermúdez y así aportar información preliminar y vital para el establecimiento del primer Corredor Biológico Interurbano en la ciudad de Heredia. Como metodología se dividió la microcuenca en una zona periurbana y una zona urbana seleccionando en cada zona cuatro sitios, donde se realizaron muestreos de aves, de árboles y variables como ruido y uso de suelo. Para el muestreo de aves, en cada sitio se colocaron cinco puntos de conteo separados por 150 metros entre sí y paralelos a la franja de vegetación ribereña mientras que, para el muestreo de los árboles, en cada sitio se utilizaron cinco transectos de 100 metros de largo con un ancho de banda indefinido. Se registraron un total de 171 especies de aves distribuidas en 41 familias y se identificaron 377 árboles con un DAP mayor a 10 cm con un total de 66 especies pertenecientes a 36 familias en toda la microcuenca del río Bermúdez. Mediante índices de diversidad se logró evidenciar una mayor diversidad y riqueza de aves y árboles en la zona periurbana que en la urbana, sin embargo, la abundancia de aves resultó mayor en la zona urbana. Los resultados del PCA y las regresiones lineales permitieron conocer la relación entre las diferentes variables, mostrando como las diferentes coberturas de suelo encontradas en los sitios influyen considerablemente en la riqueza y abundancia de la avifauna registrada. Es importante cuidar la diversidad de aves encontrada por lo que se ve reflejada la necesidad de aumentar la cobertura arbórea por ende la conectividad estructural para reducir así la fragmentación y aumentar los recursos en la microcuenca. Para esto se proponen algunas especies de árboles nativos los cuales son óptimos para el manejo en cada sitio.

Introducción

A lo largo de los años, uno de los impactos ambientales causados por el ser humano con mayor efecto sobre la cobertura vegetal y la biodiversidad del planeta es la fragmentación de los bosques (Fahrig, 2003). La fragmentación es causada por diferentes actividades, ya sea la agricultura y la industria maderera, o la creciente urbanización. Mientras la población humana y sus necesidades sigan en aumento, se generará un cambio en el uso del suelo al disminuir las áreas de bosque y se propiciará así una transición de una matriz natural a una urbana. Muchas de las especies, tanto animales como vegetales, quedan aisladas en fragmentos naturales de bosque, donde su sobrevivencia dependerá de su adaptación o no a las condiciones fluctuantes del fragmento (Debinski & Holt, 2000; Fahrig, 1997; Betts et al., 2014; Prugh, Hodges, Sinclair & Brashares, 2008).

En la literatura científica existen muchas investigaciones que han tenido como objetivo determinar los diferentes patrones y la dinámica de estos paisajes fragmentados (Jaeger, 2000; Blandón et al., 2016), se han analizado los efectos de este impacto sobre la biodiversidad y se ha determinado que muchas de las extinciones de especies en distintos lugares del mundo se han dado por la pérdida de hábitat que genera la fragmentación (Santos & Tellería, 2006). Es por esto, que se han generado acciones que podrían llegar a mitigar el daño. Por ejemplo, se descubrió que si se permite la conectividad entre estos fragmentos se puede propiciar la migración de especies para asegurar el intercambio entre poblaciones y la variabilidad genética, y de esta forma, evitar posibles extinciones (Cushman et al., 2013; Santos & Tellería, 2006). Los corredores biológicos surgen para generar esa conectividad que permite el desplazamiento de la fauna y flora.

En Costa Rica, a partir del año 2017 se publica el decreto 40043-MINAE, donde se establece el concepto de los Corredores Biológicos Interurbanos (CBI), el cual es definido como:

“Extensión territorial urbana que proporciona conectividad entre paisajes, ecosistemas y hábitats modificados o naturales. Interconectan microcuencas, tramo verde de las ciudades (parques urbanos, áreas verdes, calles y avenidas arborizadas,

línea férrea, isletas y bosque a orilla del río entre otros) o áreas silvestres protegidas. Estos espacios contribuyen al mantenimiento de la biodiversidad posibilitando la migración, dispersión de especies de flora y fauna e incluyen las dimensiones culturales, socioeconómicas y políticas (p. 14 y 15)”.

Luego de un arduo trabajo de investigación e integración tanto social, biológica como económica, los primeros CBI que han sido creados e inscritos se encuentran en la provincia de San José, específicamente en las microcuencas de los ríos Torres y María Aguilar (Solano, 2015; Trujillo, Peraza, Marina & Feoli 2017). Las áreas de protección de los ríos (vegetación ribereña), que forman estas microcuencas, son la columna vertebral de los CBI en las ciudades. Sin embargo, provincias como la de Heredia aún no cuentan con iniciativas de CBI dentro de sus ciudades, por lo que realizar estudios biológicos sobre la flora y fauna de las áreas protección aporta información base que permita generar pautas de manejo y conservación para la conectividad interurbana.

Antecedentes

La creciente intervención humana sobre los bosques ha deteriorado severamente el hábitat de muchas especies. El rápido crecimiento de las poblaciones humanas produce una mayor demanda de materia prima y la expansión de las ciudades, lo cual genera deforestación, que a su vez propicia uno de los mayores problemas ambientales que afronta el planeta en la actualidad: la fragmentación de los bosques (Fahrig, 2003; Grez & Bustamante, 1995; McGarigal, 2002; Hadley & Betts, 2016). La expansión de las ciudades es cada vez mayor, lo cual va creando una fuerte presión e impactos negativos que provocan las diferentes actividades humanas en las áreas naturales y en sus diferentes ecosistemas (Brinck et al., 2017; Ewers & Didham 2006).

El interés de la comunidad científica por la fragmentación de los bosques aumentó considerablemente durante los últimos 20 años, a tal punto que se han realizado alrededor de 10.000 publicaciones con los términos “*habitat fragmentation*” y “*forest fragmentation*”, según una búsqueda reciente (marzo de 2010) de artículos publicados en las diferentes revistas internacionales indexadas en ISI Web of Knowledge (García, 2011). Este interés se

da principalmente porque se considera la fragmentación del hábitat uno de los factores más importantes que genera la pérdida masiva de biodiversidad, lo que ha llevado al desarrollo de herramientas de gestión de espacios protegidos y conservación de especies amenazadas (Lindenmayer et al., 2008; Keinath et al., 2017).

La investigación de los ecosistemas urbanos comenzó en la década de los años ochenta, a raíz del gran cambio que ha causado el creciente urbanismo sobre estos espacios naturales. Rapoport, Díaz & López (1983) realizaron en México 100 censos para determinar la distribución de las diferentes especies de árboles encontrados en las calles, parques, lotes baldíos y alrededores de la ciudad, con el fin de detectar los posibles factores que afectan la riqueza y distribución de dichas especies. En la actualidad, diferentes estudios continúan el esfuerzo para determinar y proteger las especies de flora y fauna que se pueden encontrar en estos ecosistemas. Por ejemplo, Cordero, Vanega & Hermida (2015) efectuaron un estudio para analizar la correlación entre la biodiversidad y las áreas verdes encontradas dentro de una ciudad en la zona del Yanuncay de Cuenca (Ecuador), mediante el uso de seis indicadores y tres índices. Estos mostraron que la ciudad actual con sus áreas verdes no contribuye con la sostenibilidad de la biodiversidad urbana del sitio.

En los últimos años, científicos han propuesto diferentes estrategias de manejo para mitigar la pérdida tan acelerada por la destrucción y fragmentación de zonas naturales, al intentar que estas incidan positivamente en la calidad de vida de los habitantes de la ciudad y en la biodiversidad que aún queda en estas. Una de estas estrategias son los corredores biológicos y zonas de amortiguamiento (LaPoint, Gallery, Wikelski & Kays, 2013; Canet-Desanti, 2007). La principal función de los corredores biológicos es propiciar la conectividad entre fragmentos de bosque o zonas protegidas, para que las especies de flora y fauna puedan movilizarse libremente de un lugar a otro y sea posible el intercambio genético (Bennett, 1998). En Costa Rica, se han hecho estudios cualitativos y cuantitativos; Canet-Desanti (2010), mediante una investigación cualitativa, brindó información valiosa sobre el estado y la gestión de muchos de los corredores biológicos que han sido creados en el país. Análogamente, Trujillo et al. (2017), por medio del uso de entrevistas, talleres y muestreos previos, evaluaron los objetivos de conservación del Corredor Biológico

Interurbano Río Torres y concluyeron que es importante realizar monitoreos constantes de plantas y animales en sitios que han sido parte de procesos como la restauración y protección, con el fin de conocer la evolución y eficacia de los mismos.

Estudios cuantitativos, como los de Vargas, Castro, Chacón, Monge & Obando (2011) y Quesada-Acuña et al., (2015) han brindado información, mediante intensivos muestreos, sobre el número de especies presentes en los corredores biológicos y el estado de sus diferentes hábitats. Estos estudios han evidenciado que los ecosistemas urbanos se encuentran entre degradados y severamente degradados, con niveles serios de contaminación y disminución de la biodiversidad. Ellos plantean que se necesita investigar más profundamente y con una mayor temporalidad; también indican, que es necesario un cambio en el modelo de desarrollo que se está dando en las ciudades.

En el país, diferentes instituciones han realizado esfuerzos para mitigar la afectación de las cuencas y microcuencas urbanas; por ejemplo, en 1989 la Universidad Nacional creó una comisión ambiental del río Pirro, la cual fue liderada por la Escuela de Ciencias Ambientales y tenía como propósito luchar contra la gran contaminación acuática, la pérdida de vegetación de la ribera y la erosión que sufría dicho río (Vargas et al., 2011). Sin embargo, debido al mal ordenamiento territorial y a un mal saneamiento de las aguas residuales, hoy en día este río continúa con los mismos problemas. Estudios realizados entre los años 2009 y 2013 por las Escuelas de Ciencias Geográficas y Biológicas han demostrado, mediante muestreos de plantas, aves, reptiles, macroinvertebrados, metales disueltos en agua, entre otros, que la situación ambiental del río Pirro se podría clasificar entre degradada y severamente degradada (Vargas et al., 2011; Herrera, Rodríguez, Coto, Salgado & Borbón, 2013; Alvarado, Romero, Bermúdez & Piedra, 2014).

La fuerte degradación, que poseen muchos de los diferentes ríos y bosques de ribera que atraviesan las principales ciudades del país, ha propiciado que surjan propuestas para realizar un manejo integral de las cuencas y microcuencas. Una de estas propuestas es la del establecimiento de Corredores Biológicos Interurbanos (CBI), que pretende generar conectividad estructural entre las diferentes Áreas Verdes Urbanas (AVU), utilizando como

núcleo la zona o franja ribereña de los ríos. Esta estrategia de manejo se ha llegado a implementar con éxito en el río Torres, ubicado en la capital del país (Pérez, Gastezzi & Vega 2016).

Aunque Costa Rica cuenta con algunos estudios sobre corredores biológicos y corredores interurbanos, todavía carece de información biológica básica. La mayoría de las investigaciones se han enfocado en diseños de herramientas SIG para la definición de áreas de conectividad (Ramos & Finegan, 2004), o en formular herramientas para el diseño, gestión y monitoreo de los corredores biológicos (Canet-Desanti, 2007), y otras han incorporado el aspecto social (Ramírez, 2006), por lo que aún falta mucho por investigar, aprender y desarrollar.

Justificación

La fragmentación es un problema que aumenta proporcionalmente con el crecimiento de la población humana y el crecimiento de las ciudades. Poco a poco los bosques son reducidos para aumentar la cantidad de terrenos disponibles, ya sea para poder satisfacer la gran demanda de alimentos y productos o las necesidades habitacionales. Los más afectados con esta partición del paisaje natural son la flora y la fauna, las cuales van perdiendo su hábitat. Por esta razón, la comunidad científica y las personas responsables del manejo de los recursos naturales han producido diferentes investigaciones sobre la fragmentación del hábitat, las cuales enfatizan en la descripción de la problemática, sus efectos y la búsqueda de estrategias para la conservación de la biodiversidad.

Una de estas estrategias que se han establecido en la política de conservación de Costa Rica son los CBI (decreto 40043-MINAE 2017). Si bien esta propuesta es reciente, puede tener un alto impacto en la conservación de la biodiversidad y en el mejoramiento de la calidad de los hábitats naturales dentro de la ciudad, así como en la generación de una serie de servicios ecosistémicos. Esta estrategia pretende el mantenimiento de la biodiversidad, al facilitar la migración y la dispersión de especies de flora y fauna en la ciudad, así como de las dimensiones culturales, socioeconómicas y políticas.

En la provincia de San José ya se han implementado CBI con la intervención de actores sociales como la Municipalidad de San José, la Compañía Nacional de Fuerza y Luz, la Universidad de Costa Rica (UCR) y la Universidad Estatal a Distancia (UNED), instituciones que han logrado de manera integral y exitosa las primeras iniciativas de manejo y conservación de los ríos María Aguilar y Torres. Sin embargo, la provincia de Heredia no cuenta aún con un CBI, aunque la Universidad Nacional (UNA), junto con la Municipalidad de Heredia, están iniciando una serie de estudios que permitan la implementación de un CBI en la microcuenca del río Bermúdez.

La microcuenca del río Bermúdez y sus tributarios se encuentran inmersos en una ciudad con diferentes problemas sociales y ambientales, con una deficiente planificación en cuanto al ordenamiento y la gestión del territorio, lo que ocasiona que se encuentren muy pocas áreas verdes dentro de esta matriz urbana. No obstante, todavía quedan algunos relictos dentro de las áreas de protección de los ríos que conforman esa microcuenca. Esto permite establecer una propuesta de CBI en la que se tome como área núcleo la vegetación de la ribera.

Para lo anterior, es necesario realizar estudios base que permitan conocer el estado del ecosistema y así poder establecer las mejoras necesarias para el manejo y la conservación de las Áreas de Protección (AP) del río, que constituyen el fundamento para un CBI. Cuando se realizan estudios en ecología urbana para conocer el estado o la calidad de los ecosistemas de la ciudad, es muy común utilizar las aves y la vegetación asociada, por su fácil monitoreo y el gran conocimiento que se tiene de ellas. Estos dos componentes son muy útiles para diseñar o crear planes de conservación y manejo de las áreas fragmentadas, además aportan información valiosa sobre el estado de otras poblaciones (Cabrera, González, Rolón & Gaytán 2015).

Por esta razón, esta investigación tiene como objetivo aportar información preliminar y vital para el establecimiento de un Corredor Biológico Interurbano (CBI) en la microcuenca del río Bermúdez, ya que se caracterizará la zona núcleo; es decir, la vegetación ribereña, y se utilizará el componente avifaunístico para evaluar el estado actual del ecosistema ribereño urbano. Además, es importante conocer la relación entre la

avifauna y la estructura y composición de las AP, para así propiciar la implementación de estrategias de manejo y toma de decisiones que mejoren las condiciones de conectividad, de forma tal que se logre aumentar el beneficio que los servicios ecosistémicos de estas zonas brindan a las comunidades. (Enríquez, Sáenz & Ibrahim, 2007; Morales, 2017; Khimoun et al., 2016).

Planteamiento del problema

Las áreas de protección (AP) de los ríos juegan un papel fundamental dentro de la ciudad, ya que podrían brindar el hábitat necesario para la flora y la fauna. Específicamente, para la avifauna, la vegetación en estas AP es determinante para la distribución y diversidad de este grupo en los ecosistemas urbanos, dado que aumentan los diferentes recursos que se pueden encontrar en el área. Por lo anterior, la pregunta de investigación de este trabajo es la siguiente:

¿Es la zona ribereña de la microcuenca del río Bermúdez un recurso utilizado por distintos gremios de aves, de acuerdo con sus características biológicas, geográficas y físicas?

Objetivos

Objetivo general

Caracterizar la avifauna y la vegetación ribereña de la microcuenca del río Bermúdez, como insumo para la formulación de estrategias de manejo que propicien la conectividad estructural de un CBI en la ciudad de Heredia.

Objetivos específicos:

1. Determinar la diversidad de aves y de árboles asociados a las Áreas de Protección de la microcuenca del río Bermúdez.
2. Relacionar la diversidad de aves con variables geográficas, físicas y biológicas de las Áreas de Protección de la microcuenca del río Bermúdez.
3. Proponer pautas de manejo que propicien la conectividad estructural de un CBI en la ciudad de Heredia con un enfoque ornitológico.

Marco teórico

Las ciudades se mantienen en un constante crecimiento, el cual es análogo al crecimiento de la población humana; conforme la ciudad crece, también aumentan los diferentes problemas ambientales (Gastezzi, Alvarado & Pérez, 2017; Coto & Salgado, 2016). La urbanización es causante de una gran supresión del bosque de ribera, que es importante porque ayuda a disminuir los impactos ambientales a los que se encuentran sometidos los ríos urbanos. Esta vegetación, contigua a ríos y arroyos urbanos, también funciona como un filtro que retiene agentes contaminantes, además aumenta la diversidad de la fauna al incrementarse la cantidad de hábitats, crece la sombra y aporta materia orgánica (Santos, Loverde-Oliveira & Angeoletto, 2017).

La urbanización, según Cordero et al., (2015), es considerada una amenaza para la biodiversidad, ya que es uno de los principales factores en el planeta que ha destruido poco a poco los hábitats de muchas especies. Actividades como la construcción descontrolada y la pavimentación del suelo provocan la impermeabilización e impide la infiltración del agua, lo cual lo convierte en un sistema inerte. Lo anterior imposibilita que ocurran procesos como el de producción primaria o descomposición modificando en consecuencia los ecosistemas.

Cuando se da el proceso de urbanización se genera una destrucción o modificación de los diferentes ecosistemas naturales y en su lugar se crean nuevos ecosistemas

artificiales con la infraestructura humana. Estos nuevos paisajes urbanos perjudican seriamente a las especies consideradas especialistas y, contrariamente, favorecen a las generalistas (Muller, Ignatieva, Nilon, Werner & Zipperer, 2013). Debido al aumento de las diferentes interacciones entre algunas especies y las áreas urbanas y su marcada adaptación, en los últimos años ha surgido el interés por el estudio de estos ambientes urbanos, creándose así la ecología urbana (Wu, 2014). Esta disciplina nace como una teoría multidisciplinaria, que trata de responder a los diferentes mecanismos que se presentan en el comportamiento urbano de las especies; también se entiende como la competencia constante entre los humanos y la naturaleza por el territorio y los recursos, la cual va generando una coevolución (Marzluff & Angell, 2005; Alberti, Marzluff & Hunt, 2017).

La diversidad biológica en las áreas urbanas y sus interacciones puede ser mayor a lo que muchas veces se espera, las especies, tanto animales como de plantas, poseen diferentes respuestas a la creciente urbanización y al contacto y manejo de las áreas verdes o fragmentadas por parte de los humanos. Según la respuesta de estas especies, diversos autores como McKinney (2002) han propuesto la siguiente categorización: (1) existen especies llamadas “*urban exploiters*”, que podrían llegar a adaptarse y utilizar los recursos que se encuentran en exceso en las ciudades, y a alcanzar mayores densidades en áreas urbanas; (2) especies denominadas “*sub-urban adapters*”, por su capacidad de explotar de modo facultativo algunos de estos recursos, mientras que (3) las especies “*urban avoiders*” serían aquellas que son especialmente sensibles a la urbanización, por lo que sus mayores densidades se ubicarían en ambientes naturales.

Con la fragmentación en aumento debido a la creciente urbanización, muchas de las especies como las “*urban avoiders*” se ven aisladas en fragmentos de bosque al no poder movilizarse a través de las ciudades o grandes áreas abiertas (McKinney, 2002). Los Corredores Biológicos (CB) nacen como una importante estrategia de manejo para la conservación de las áreas de conectividad entre fragmentos, con el fin de aumentar la movilidad de las diferentes especies y evitar su aislamiento y posterior extinción. Bajo esta concepción, se establece en 1999 el proyecto pionero llamado Corredor Biológico Mesoamericano, el cual genera una gran conectividad a lo largo de la parte central del continente americano. Este corredor abarca desde los cinco estados del sur de México hasta

Panamá (CBM-CR, 2002; CBM, 2006). Desde que este gran Corredor se creó a nivel internacional, en Costa Rica se han elaborado más de 35 iniciativas para el establecimiento de corredores biológicos; sin embargo, en muchos casos se ha dado un mal manejo, diseño y desarrollo de estas áreas y solamente algunos proyectos han logrado acciones positivas para generar una buena conservación de la biodiversidad del país (Rojas & Chavarría, 2005).

Muchos de los Corredores Biológicos (CB) creados en el país cumplen con su objetivo principal, que es generar conectividad, pero según Canet-Desanti (2010), aún falta mucho por mejorar en dicho tema. Esto porque en Costa Rica el 86 % de los corredores biológicos existentes no han tenido evaluaciones ecológicas rápidas (EER) o estudios biológicos preliminares de algún tipo. Además, en los últimos años, un 83 % de los corredores biológicos no posee una ficha técnica que brinde información relacionada con la biología de las especies presentes en el área y que se espera sean favorecidas con su establecimiento.

López-Herrera, León-Yusti, Guevara-Molina & Vargas-Salinas (2016) proponen dos tipos de conectividad: la estructural, que se encuentra determinada por la distribución espacial de los diferentes hábitats, si estos son adecuados para las diferentes especies o no y también considera la distancia que deben atravesar las especies para trasladarse de un fragmento al otro. El otro tipo de conectividad es la funcional, la cual hace referencia a las diferentes respuestas de comportamiento por parte de los individuos a la estructura física del corredor; considera los requisitos de hábitat, el grado de especialización, los tipos de desplazamiento y la respuesta ante depredadores y competidores.

Para el establecimiento de un CB debe existir una clara identificación y definición de su propósito y su manejo debe estar en función de los diferentes beneficios para la flora y fauna silvestres. Es muy importante que se tengan claros aspectos como la ecología y el comportamiento de las diferentes especies, la conectividad estructural, la calidad del hábitat, el efecto de borde, la anchura y ubicación de los enlaces y, finalmente, pero no menos importante, un correcto monitoreo de la función del corredor (Hobbs, 1993; Lapoint, et al., 2013). Tomando en cuenta el conjunto de características anteriormente citadas para la creación de un CB que proporcione conectividad dentro de una ciudad, se debe tener en

cuenta que las condiciones son particulares. Es por esto que se crean estrategias alternas como el Corredor Biológico Interurbano (CBI), iniciativa que tiene como propósito evitar la pérdida de biodiversidad y de áreas verdes en los ecosistemas urbanos (Martínez, 2016).

La vegetación ribereña es vital para la creación de un CBI, porque beneficia a los animales al brindarles refugio, alimento, zonas de descanso, de paso y hasta de reproducción. En los CBI se utiliza esta vegetación como área núcleo y las Áreas Verdes Urbanas (AVU); es decir, los pastos arbolados, cafetales, jardines, parques y fincas privadas, entre otros, como complemento (Pérez, Gastezzi & Vega, 2016; Martínez, 2016).

El bosque de ribera es una franja arbórea ubicada en los márgenes de los ríos la cual cumple una función de transición entre el ecosistema acuático y el ecosistema terrestre. Generalmente este suele poseer un mayor número de especies siempre verdes lo que lo diferencia de la vegetación colindante (Araya & Fernandez, 2011). La mayoría de especies de flora que se encuentran en estos ecosistemas ribereños suelen ser de fácil reproducción y con una alta tasa de crecimiento; además, esta vegetación es un filtro natural que evita que la escorrentía superficial (que muchas veces aporta un exceso de nutrientes, agroquímicos y otros contaminantes generados por las diferentes actividades humanas) llegue directamente a los ríos (Gutiérrez & Becerra, 2018; García, Gómez, Gantes & Demichelis, 2018). Además, el sistema radical de la vegetación favorece el amortiguamiento de los procesos de sedimentación y erosión que se generan en las riberas (Meli et al., 2017).

Los ecosistemas acuáticos y la calidad del agua se ven influenciados por el estado del bosque ribereño, debido a que este provee ciertas características que ayudan a mantener un equilibrio en el cauce (Ceccon, 2003). Este bosque brinda una cobertura arbórea que genera sombra al cauce del río y permite un control sobre la temperatura del agua; también se da un incremento en la cantidad de materia orgánica que ingresa al ecosistema y ayuda a regular la velocidad del caudal en las orillas (Granados, Hernández & López, 2006; Araya & Fernandez, 2011; Naiman & Decamps, 1997). La contaminación que se genera en los ecosistemas acuáticos con residuos agroquímicos e industriales, más la disminución de la franja de bosque de la ribera, rompe el equilibrio ecológico existente, lo cual provoca importantes cambios físico-químicos en el agua que afectan directamente a la fauna acuática del sitio (Fernández, Rau, & Arriagada, 2009; Ceccon, 2003).

Los bosques ribereños urbanos se ven influenciados y modificados por el tipo de uso de suelo con el cual este colinda y por las actividades que ahí se manejen (Auquilla, Astorga & Otárola, 2006; Guerrero, 2016). En Costa Rica mediante el Decreto 38334 del 2014 se estableció un anillo de contención urbana para la Gran Área Metropolitana (GAM), el cual contempla limitaciones para el manejo en los tipos de usos de suelo fuera y dentro del anillo. Se realizó para ordenar el crecimiento urbano y proteger al medio ambiente, este delimita dos zonas dentro de la GAM: la urbana y la periurbana. La zona urbana se encuentra dentro del límite del anillo, el cual contiene el crecimiento de la ciudad en esta zona y constituye uno de los elementos estructurales más importantes para su desarrollo. La zona periurbana se denota como una transición entre la ciudad y el campo, tiene como propósito fundamental mantener una baja densidad habitacional para evitar el crecimiento hacia las zonas de amortiguamiento de la ciudad (La Gaceta, 2014; Barsky, 2005).

En la zona urbana se encuentran grandes áreas que generan una impermeabilización de los suelos y pocas áreas naturales con vegetación, por lo que las Áreas Verdes Urbanas (AVU) son tan importantes. Estas AVU son clasificadas como públicas, por ejemplo, los parques y las áreas arboladas urbanas o privadas, como jardines o áreas de cultivos. Tanto las AVU como el bosque ribereño generan una serie de servicios ecosistémicos importantes dentro de las ciudades, que se pueden clasificar en sociales y ambientales. Los ambientales ayudan a capturar CO₂, a regular el régimen de lluvias, a prevenir la erosión de los suelos y a regular la temperatura ambiental, entre otros (Martínez, 2016); Por eso, en 1988, la Comisión Mundial del Medio Ambiente y del Desarrollo sugirió que las diferentes políticas y proyectos públicos para el desarrollo y bienestar de las áreas urbanas deberían de considerar ciertos indicadores de sustentabilidad y estándares de calidad de vida, que tomen en cuenta, tanto aspectos económicos y ecológicos, como sociales (Flores & González, 2014). Desde un punto de vista ecológico, la estructura vegetal es la base de una comunidad biológica que determina la cantidad y distribución de los recursos, por lo cual, tiene una influencia directa en la capacidad de especies animales que puede soportar; puede aumentar con su complejidad, que dependerá de su tamaño (Enríquez, Sáenz & Ibrahim, 2007). Al tomar esto en cuenta, se puede asegurar que las comunidades vegetales, en

especial aquellas principalmente compuestas por árboles, tienen una gran incidencia en la estructura y en los procesos que ocurren en el ecosistema (Castillo & Guevara, 2008).

Con lo anteriormente expuesto, se puede observar que los diferentes grupos de animales son muy dependientes de las comunidades vegetales, pues esta les suministra recursos indispensables para su desarrollo, como fuentes de alimento, además de sitios de refugio y anidación (Granados & Arias, 2009). Algunos grupos animales son más dependientes que otros; por ejemplo, las aves poseen una fuerte dependencia de la comunidad vegetal a la cual se encuentran asociadas. Este grupo es muy susceptible a los diferentes cambios en la estructura vegetal y en los parámetros ambientales, lo que provoca que se den algunas alteraciones en su comportamiento, por ejemplo, se puede dar la disminución de la tasa de reproducción y el incremento en el número de simbiosis negativas tales como la depredación y el parasitismo de nidos (Khimoun et al., 2016). La mayoría de las aves tienden a tener hábitos diurnos, son abundantes, fáciles de observar y oír, poseen una alta gama de especializaciones para optar por diferentes recursos alimenticios y también son presa de otros vertebrados; desempeñan un papel importante en la dispersión de semillas y en la polinización y poseen distintos requerimientos de hábitats (Ramírez, De la O, Bolaños & Mc Queen, 2017; Rodríguez, 2014). Estas características brindan un atractivo para que los científicos consideren a la avifauna presente en una zona como bioindicadora de la salud del ecosistema; asimismo, la conservación de estas especies y su hábitat conlleva a beneficios sociales, ecológicos y económicos (Wheeler & Alvarado, 2006; Bellostas, 2009; Calles, 2016).

Cuando se realizan estudios en ecología urbana para conocer el estado o la calidad de los ecosistemas de la ciudad, es muy común utilizar las aves y la vegetación asociada debido a su fácil monitoreo y al amplio conocimiento que se tiene de éstas. Ambas son muy útiles para diseñar o crear planes de conservación y de manejo de las áreas fragmentadas, además aportan información valiosa sobre el estado de otras poblaciones (Cabrera, González, Rolón & Gaytán, 2015). Según Pérez (2014), las aves proporcionan un rápido, confiable y replicable método de evaluación del estado del ecosistema y de hábitats, tanto terrestres como acuáticos, debido a que pueden volar y poseen una alta dispersión. Las aves constituyen el grupo que ha logrado una mejor adaptación a la vida urbana, ya sea

de paso o de forma permanente. Sin embargo, los pocos fragmentos con vegetación que utilizan las aves y los demás grupos de animales en la ciudad se reducen y se alejan cada vez más unos de otros, por lo que crear conectividad entre esos fragmentos ha sido fundamental para mantener la biodiversidad y la movilización.

Los corredores biológicos interurbanos pueden ser utilizados como áreas de paso de la fauna para atravesar la ciudad; en estas áreas verdes los animales logran no solo encontrar refugio, sino que también encontrar alimento, sitios de percha y hasta sitios donde establecerse permanentemente y llegar a reproducirse. La complejidad de la creación de estos corredores interurbanos radica en que hay muy poca disponibilidad de espacio verde, además hay que considerar la movilidad, el acceso, el nivel de intervención humana y la distancia, entre otros aspectos (Solano, 2015; Gastezzi et al., 2017; Polo, 2014).

En Costa Rica, los CBI se han implementado principalmente en microcuencas de ríos que circulan por zonas de la capital (Trujillo et al., 2017), debido a que existen pocas áreas verdes urbanas, y las que cuentan con protección estatal son las áreas de protección de los ríos, tal como lo establece la Ley Forestal 7575 en su artículo 33, que declara una franja de diez metros a cada margen del río con restricción de uso (Gaceta, 1996).

La provincia de Heredia posee varios ríos urbanos con una serie de problemáticas ambientales, situación propicia para la implantación de una estrategia de manejo, como son los CBI. Entre las microcuencas existentes en dicha provincia se encuentra la del río Bermúdez. Esta microcuenca es relativamente pequeña (tiene un área total de 74,11 Km²), posee ríos tributarios como el Pirro y quebrada Seca-Burío, los cuales presentan también una alta vulnerabilidad ambiental, evidenciada en la degradación de sus riberas y la contaminación de sus aguas (Araya & Fernández, 2011).

Estudios realizados por Herrera, Rodríguez, Solís & Castro (2009), concluyeron que el río Bermúdez cuenta con zonas de baja contaminación y otras zonas con un nivel alto de contaminación. En este trabajo los autores afirman que muchas de las fuentes de contaminantes, como por ejemplo fósforo (P) y cloro (Cl-), provienen de las aguas residuales domésticas que son vertidas directamente al río. Asimismo, el principal contribuyente de sulfato (SO₄) y nitrato (NO₃) son las aguas de escorrentía superficial que

se originan en los diferentes cultivos, como el café, que se pueden encontrar a lo largo de toda la microcuenca. A esta problemática de contaminación debemos sumarle el hecho que se incumple con la protección de las áreas establecidas por la Ley Forestal, ya que es usual la construcción de viviendas en las orillas del río y se reduce considerablemente la franja del bosque de ribera. De acuerdo con Echevarría & Montoya (2015), estas áreas requieren protección y un manejo adecuado, para evitar que la biodiversidad se vea afectada seriamente y garantizar el balance y la disponibilidad hídrica del cuerpo de agua.

Muchas veces se realizan proyectos de manejo y conservación sin análisis previos, lo cual genera un gran problema a la hora de poner en marcha la idea. Si se desarrolla un corredor biológico basándose únicamente en componentes geográficos, como la unión de los fragmentos mediante los puntos más cercanos entre ellos, sin contemplar componentes biológicos no se puede garantizar que los animales vayan a utilizar el corredor; ya que no se realizó ninguna evaluación de uso, preferencia y disponibilidad de hábitat, para conocer las diferentes características de las especies presentes. Por lo tanto, realizar estudios biológicos previos a la creación de una conectividad es de vital importancia, así como realizar planes de manejo y conservación efectivos, al ser estrategias que el ambiente y la biodiversidad necesitan en la actualidad para su correcta protección (Romero, Piedra, Villalobos, Marín & Núñez, 2011; Solano, 2015; Gastezzi et al., 2017).

Marco metodológico

Área de estudio

La microcuenca del río Bermúdez se encuentra aproximadamente entre las coordenadas geográficas 84°3'47.38"O - 10°4'51.61"N, 84°12'53,84"O - 9°57'39,90"N y 84°4'7,32"O - 9°59'22,89"N, abarca un área total de 74,11 Km² (Figura 1). Esta microcuenca se encuentra conformada por nueve cantones, de los cuales ocho son de la provincia de Heredia y uno pertenece a la provincia de Alajuela. El río Bermúdez nace en el cantón de San Rafael de Heredia, recorre los cantones de Barva, San Isidro, San Pablo, Santo Domingo, Heredia, Flores y Belén, hasta llegar a la provincia de Alajuela, donde se une al río Virilla (Echevarría & Montoya, 2015).

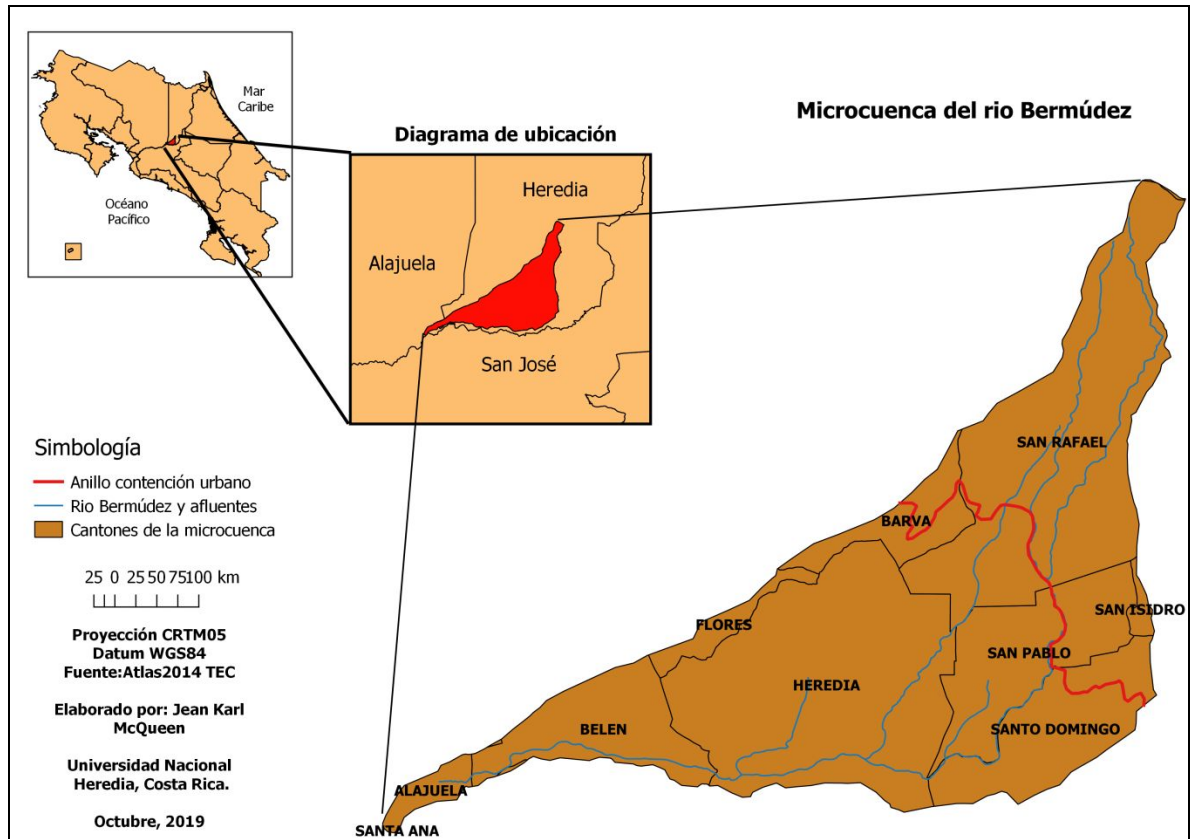
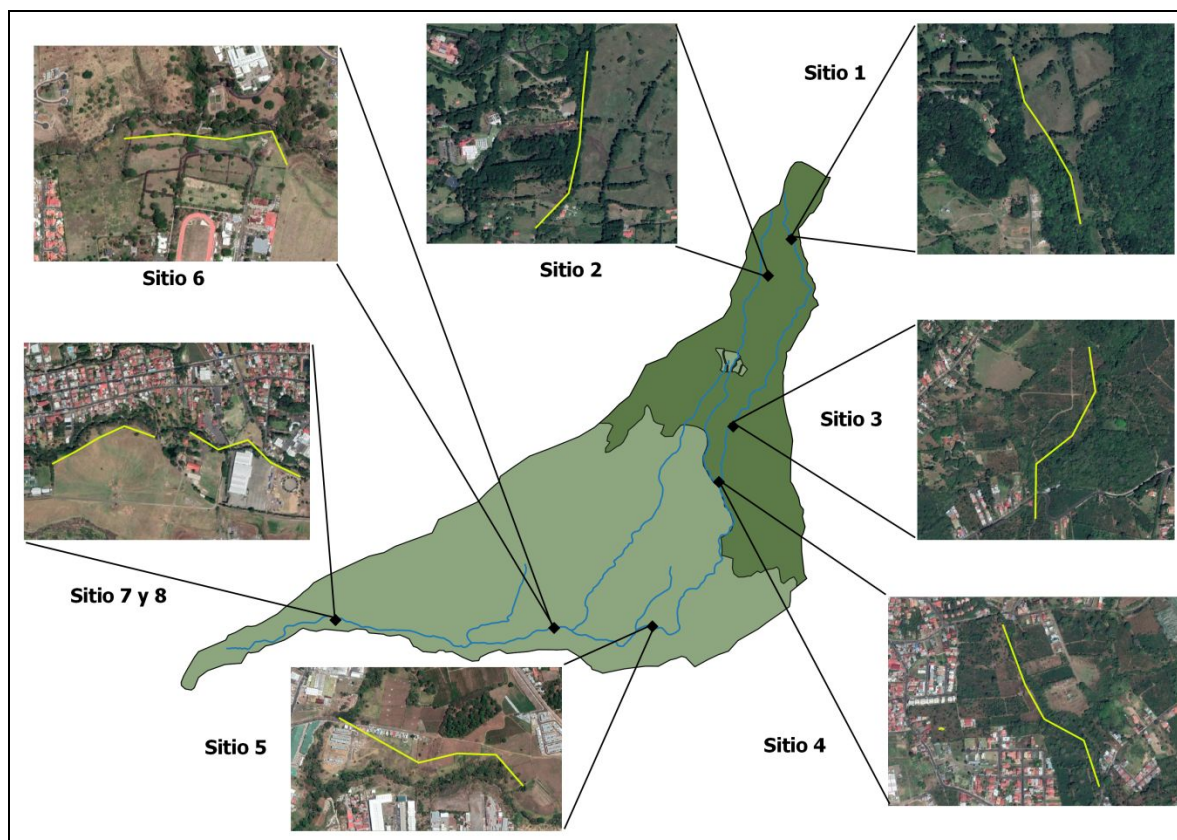


Figura 1. Ubicación de la microcuenca del río Bermúdez, Heredia, Costa Rica.

Esta microcuenca posee dos tipos de unidad geomorfológica, una de tipo volcánica encontrada en la parte más alta y otra de origen sedimentario ubicada desde la parte media hasta la baja. Su altitud máxima es de 2500 msnm, con una temperatura promedio de 20 °C y el clima se caracteriza por ser tropical lluvioso, con una estación seca y una precipitación anual que oscila entre los 1900 mm en las partes bajas hasta los 3000 mm en las partes altas, durante los meses de mayo a diciembre. En la mayor parte del territorio de esta microcuenca se desarrollan actividades industriales y urbanísticas, también hay cultivos de café y ganadería. Solamente en una pequeña parte, en áreas superiores a los 1500 msnm, se encuentra bosque secundario (Echevarría & Montoya, 2015; Herrera, Rodríguez, Solís & Castro, 2009; Cordero, Chacón & Rodríguez, 1979).

Muestreo de aves y de vegetación

Se realizó una definición espacial de la microcuenca del río Bermúdez mediante la utilización de Sistemas de Información Geográfica (SIG), con la ayuda de especialistas de la Escuela de Geografía de la Universidad Nacional. Una vez definida el área total de la microcuenca, se procedió a seleccionar los diferentes sitios de muestreo a lo largo del río y su vegetación ribereña. Se procuró que los muestreos de la avifauna y de la vegetación se llevaran a cabo en la eventual área núcleo del CBI, que incluye el área de protección del río. Se visitaron previamente los sitios para observar y definir si se cumplía con las condiciones adecuadas para el muestreo, por ejemplo, se seleccionaron lugares donde se pudieran colocar transectos de casi un kilómetro de distancia a lo largo de la vegetación ribereña, que fueran de fácil acceso y que no implicaran un riesgo para la seguridad durante los muestreos (Figura 2).



Fuente. Elaboración propia.

Figura 2. Sitios de muestreo dentro de la microcuenca del río Bermúdez. El sitio 1 corresponde a una finca privada llamada “La Motilonia” en el cantón de San Rafael, el sitio 2 se ubica detrás

de las instalaciones del Monte de la Cruz, los sitios 3 y 4 son cafetales privados ubicados en el cantón de San Pablo, el sitio 5 es un lote privado en San Francisco, el sitio 6 está ubicado en el campus de la Escuela de Medicina Veterinaria de la Universidad Nacional y los sitios 7 y 8 se colocaron en las instalaciones del Centro de Eventos Pedregal en Belén.

Cuadro 1. Referencia de los sitios de muestreo establecidos en la microcuenca del río Bermúdez y su respectiva zona de vida.

	Zona	Latitud	Longitud	Altitud (msnm)	Zona de vida
Sitio 1	Periurban a	10.06888	-84.07428	1853	bmh-M
Sitio 2	Periurban a	10.06005	-84.07857	1731	bmh-M
Sitio 3	Periurban a	10.01996	-84.08881	1317	bmh-P
Sitio 4	Periurban a	10.00676	-84.09041	1220	bmh-P
Sitio 5	Urbana	9.97543	-84.10309	1107	bh-P
Sitio 6	Urbana	9.97541	-84.13028	977	bh-P
Sitio 7	Urbana	9.97737	-84.18105	906	bh-P
Sitio 8	Urbana	9.97569	-84.17472	903	bh-P

Una vez que ya se tenían los sitios seleccionados, se realizó un muestreo de la avifauna mediante la metodología de conteo por puntos fijos con un radio definido de 50 metros, propuesta por Ralph et al., (1996). Para la selección de sitios y la colocación de los puntos, se usó como referencia el anillo de contención de la PRUGAM, el cual divide la Gran Área Metropolitana en zona urbana y zona periurbana. Se seleccionaron cuatro sitios dentro del área urbana y cuatro dentro del área periurbana de la microcuenca del río Bermúdez (Cuadro 1, Figura 2). En cada sitio se colocaron cinco puntos de conteo paralelos a la franja de vegetación ribereña separados por 150 metros entre sí, para un total de 40 puntos de conteo dentro de toda la microcuenca.

Los conteos de avifauna se hicieron de las 5 a. m. a las 9 a. m., con una duración de 10 minutos en cada punto; se realizaron seis muestreos por sitio durante el período de julio del 2018 a diciembre del 2018. Se evaluó el número de aves residentes y migratorias, también mediante el uso de una clasificación realizada por Stiles (1985) se clasificó a la

avifauna en tres gremios tróficos: 1- Consumidores primarios, que son aquellos que se alimentan de semillas, frutos y néctar; 2- Consumidores secundarios de invertebrados, que son los que consumen invertebrados y 3- Consumidores secundarios de vertebrados, que se alimentan exclusivamente de vertebrados. Asimismo se clasificó según su grado de dependencia del bosque, para lo cual se emplearon tres categorías: 1- Dependen de bosque denso, 2- Dependen o se encuentran en parches de bosque, 3- No dependen de bosque, se encuentran en áreas abiertas; esto siguiendo la clasificación realizada por Stiles (1985).

El muestreo de la vegetación se realizó igualmente en la franja ribereña, mediante el uso de transectos de 100 metros de largo con un ancho de banda indefinido. Dichos transectos fueron ubicados en los mismos sitios donde se encontraban los puntos de conteo de la avifauna, o sea, se colocaron cinco transectos por sitio separados entre sí por una distancia de 50 metros. Se midió el Diámetro a la Altura del Pecho (DAP) y se identificaron solamente los árboles que tuvieran un diámetro mayor a 10 cm. La mayor parte de las especies fueron identificadas in situ, sin embargo, se tomaron muestras de las especies que no se lograron identificar para determinarlas en el herbario de biología de la Universidad Nacional, con los datos obtenidos se evaluó la estructura y la diversidad vegetal del bosque ribereño.

Análisis estadístico

Para el análisis estadístico se usó el programa informático R (Versión 3.5.0). Se midió la representación del esfuerzo de muestreo mediante una curva de acumulación de especies para la cual se utilizó CHAO 1, que es un estimador de riqueza que considera datos de diversidad y también de abundancia (Calvo, 2017). Se aplicaron índices de diversidad, riqueza, abundancia y similitud; se aplicó el índice de Shannon, el cual tiene como propósito cuantificar la biodiversidad específica basándose en el número de especies presentes y su abundancia relativa (Pla, 2006), el índice de Fisher Alpha, el cual, según Condit et al., (1996), ha sido empleado efectivamente para estimar la riqueza de especies en grandes zonas geográficas por medio de muestras que provienen de áreas más pequeñas. Además, se aplicó el índice de Jaccard, que mide el grado de similitud entre dos muestras,

mediante el uso de las especies presentes en ellas (Reyes & Torres, 2009; Cárdenas & Ibrahim, 2003).

Se probaron los supuestos de normalidad, homogeneidad e independencia de los datos mediante las pruebas de Shapiro-Wilk, Levine y Fisher respectivamente. Posteriormente se corrió la prueba de Kruskal-Wallis para contrastar las diferencias en la diversidad, riqueza y abundancia de aves y árboles entre los sitios tanto de la zona urbana como de la periurbana. Asimismo, se realizó un análisis de componentes principales (PCA) para visualizar la relación entre las diferentes variables obtenidas y así conocer y darle prioridad a las relaciones más fuertes. Luego se utilizaron correlaciones de Spearman y regresiones lineales para evaluar el grado de estas relaciones.

Relación entre la diversidad de aves con variables geográficas, físicas y biológicas de las áreas de protección de la microcuenca del río Bermúdez

Se llevó a cabo una comparación entre la diversidad de aves con distintas variables que se explican a continuación:

Geográficas:

Zona periurbana y urbana: El plan para ordenar el crecimiento urbano y proteger al medio ambiente, el Plan de Ordenamiento Territorial del Gran Área Metropolitana (GAM) 2013-2030 (Decreto 38334, 2014) estableció un anillo de contención urbana, con el fin de delimitar dos zonas dentro de la GAM: la urbana y la periurbana. La zona urbana se encuentra dentro del límite del anillo, el cual contiene el crecimiento de la ciudad en esta zona y constituye uno de los elementos estructurales más importantes para su desarrollo. La zona periurbana se denota como una transición entre la ciudad y el campo, tiene como propósito fundamental mantener una baja densidad habitacional para evitar el crecimiento hacia las zonas de amortiguamiento de la ciudad. Estas zonas periféricas suelen ser áreas donde se genera la mayor parte de la infiltración y la percolación de las aguas, de gran

importancia para la recarga de los acuíferos subterráneos, que generalmente suplen, en un altísimo porcentaje, la demanda de agua potable de la GAM (La Gaceta, 2014; Barsky, 2005).

Usos de suelo: Según la FAO (1999), el uso del suelo corresponde a las actividades y beneficios que obtienen y realizan los seres humanos en un área determinada, este abarca la gestión y modificación del medio ambiente natural para convertirlo en un terreno dedicado a la ganadería, agricultura, expansión urbana, entre otros. En este estudio se identificaron los diferentes usos del suelo presentes en cada uno de los sitios seleccionados de la microcuenca mediante el uso de imágenes satelitales y trabajo de campo que validara la información, estas imágenes fueron analizadas con el programa de sistemas de información geográfica QGIS (versión 2.18) y la aplicación de la siguiente fórmula para conocer el porcentaje de área de cada uso:

$$\text{Área total de la zona (m}^2\text{)} / \text{Área urbana total (m}^2\text{)} \times 100.$$

Porcentaje de área urbana: Corresponde a la cantidad de superficie o área impermeable encontrada en un sitio; es decir, es la cantidad de superficie que tuvo un cambio de uso del suelo y que afectó en forma directa procesos naturales, como la infiltración de aguas pluviales, regulación de la temperatura, entre otras (McKinney, 2008).

Se clasificaron los sitios en tres posibles niveles de porcentaje de área urbana, según McKinney (2002, citado por Villalobos 2012): “*Un nivel alto de urbanización* el cual corresponde a los hábitats que representan un núcleo urbano y poseen un área de más de un 50 % de superficie impermeable, un *nivel moderado de urbanización* a aquellos hábitats de áreas suburbanas por lo general con 30-49 % de superficie impermeable y un *bajo nivel de urbanización* corresponde a las áreas menores a 29 % de superficie impermeable”.

Física:

Ruido: esta variable se define como todo sonido no deseado que interfiere en la comunicación o en las actividades normales de un individuo, se habla de contaminación sónica o acústica en el ambiente cuando se produce ruido con una intensidad alta, que pueden inclusive perjudicar la salud de los seres vivos (Redondo, Barrantes & Sandoval, 2013). Para efectos del presente trabajo, dicha variable se registró a 1.5 metros del suelo con la ayuda de un sonómetro Extech 407730. Se usó una adaptación a la metodología de Bermúdez-Cuamatzin et al. (2009) y también se siguieron las recomendaciones del procedimiento para la medición de ruido oficial para Costa Rica (Decreto 32692-S, 2005), detalladas a continuación:

- El sonómetro debe colocarse a una altura aproximada de 1.5 metros del nivel del suelo, formado un ángulo entre el sonómetro y un plano inclinado paralelo al suelo entre los 30 a 60 grados.
- Debe mantenerse una distancia libre mínima aproximada de 0.50 metros entre el cuerpo del investigador y el instrumento.
- Las mediciones de ruido se realizan en intervalos de 1 minuto.
- Se hacen 10 mediciones aleatorias, dos en cada punto cardinal y dos hacia arriba durante el período de muestreo establecido.

Biológicas:

Diversidad de árboles: la diversidad de un ecosistema depende de dos factores: el número de especies presente y el equilibrio demográfico entre ellas. Esta es una de las variables más utilizadas para la caracterización de un bosque y su dinámica (Corral, Aguirre, Jiménez & Návar, 2002; Salgado-Mora, Ibarra-Núñez, Macías-Sámamo & López-Báez, 2007). Para obtener la diversidad arbórea de un sitio se utilizó el índice de Shannon anteriormente explicado.

Estructura de la vegetación ribereña: la estructura de un bosque permite comprender mejor su estado ecológico y de conservación, si se asume que existe una relación entre el tamaño del tronco del árbol (DAP) y su edad. La distribución de clases diamétricas refleja

la estructura demográfica y permite detectar la falta de regeneración o envejecimiento del bosque (Araujo-Murakami et al., 2005; Ajbilou, Marañón & Arroyo, 2003).

Cada variable cuantitativa anteriormente explicada se relacionó estadísticamente, mediante el uso de un análisis de componentes principales (PCA) y regresiones lineales, con la diversidad, riqueza o abundancia de aves para determinar si estas pueden ser explicadas por alguna de las variables o características de la microcuenca muestreadas.

Pautas de manejo dirigidas hacia una conectividad estructural en la microcuenca del río Bermúdez con un enfoque ornitológico.

Las pautas de manejo propuestos se formulan después de realizar una triangulación de la información obtenida en los diferentes sitios, la utilización de los resultados de los usos de suelo, la riqueza y abundancia de árboles y la composición de la comunidad de aves. Para la selección de las especies arbóreas propuestas se tomaron en cuenta las características de los sitios muestreados como pendientes, tamaño, distancia al bosque estatal protegido, altitud, especies de árboles presentes y aves observadas. Se pretende mejorar la cobertura arbórea en cada fragmento de bosque ribereño y en los diversos tipos de usos circundantes para así aumentar la conectividad dentro de la microcuenca y los recursos como alimento y refugio para las aves y demás fauna.

Resultados

Muestreo de la avifauna

Un total de 171 especies de aves, distribuidas en 41 familias, fueron observadas a lo largo de la franja ribereña de la microcuenca del río Bermúdez. De estas, la familia con mayor número de especies fue Tyrannidae (22), la cual presenta el 13 % del total de las especies registradas; le sigue la familia Parulidae (15) con un 9 % y, por último, la familia Emberizidae (12) con un 7 %, como se observa en la Figura 3. Asimismo, un 64 % de las aves identificadas son residentes (109 especies), un 27 % son migratorias-residentes (47

especies) y un 9 % son especies exclusivamente migratorias (15). La curva de acumulación de las especies denota que aún no se ha alcanzado la asíntota demostrando que se podrían encontrar más especies de las obtenidas con un aumento tanto espacial como temporal de los muestreos (Figura 4).

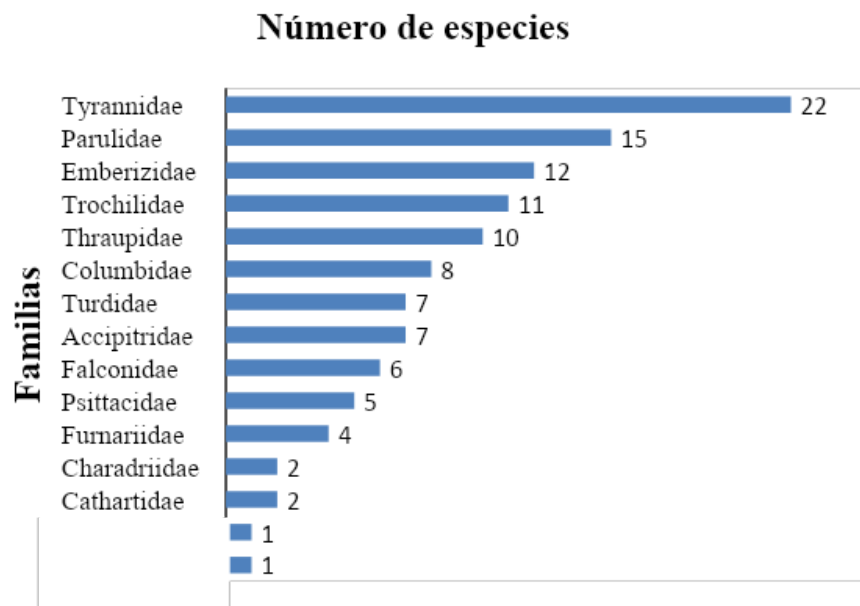


Figura 3. Número de especies de aves distribuidas en 15 familias encontradas en la microcuenca del río Bermúdez, Heredia, Costa Rica, julio a diciembre, 2018.

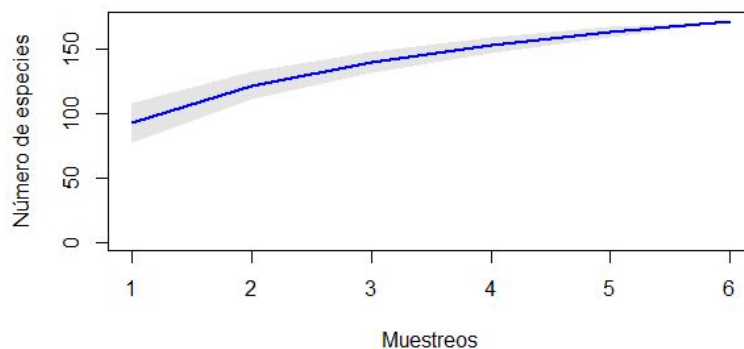


Figura 4. Curva de acumulación de especies de aves registradas en la microcuenca del río Bermúdez en un periodo de 6 meses

Inicialmente se realizó una clasificación de las especies de aves según su gremio trófico, lo cual nos indica como en la totalidad de la MRB un 53 % de las especies son omnívoras, un 25 % son consumidoras de invertebrados o insectívoras, un 13 % son consumidoras primarias o frugívoras y un 9 % de las especies pertenecen al gremio de los carnívoros (Figura 5). Del mismo modo se clasificaron las especies según su grado de dependencia del bosque, la mayor parte de las especies de aves registradas habitan o prefieren los fragmentos de bosque (58 % de las especies) en vez de áreas abiertas (29% de las especies) o bosque denso (13% de las especies) (Figura 6).

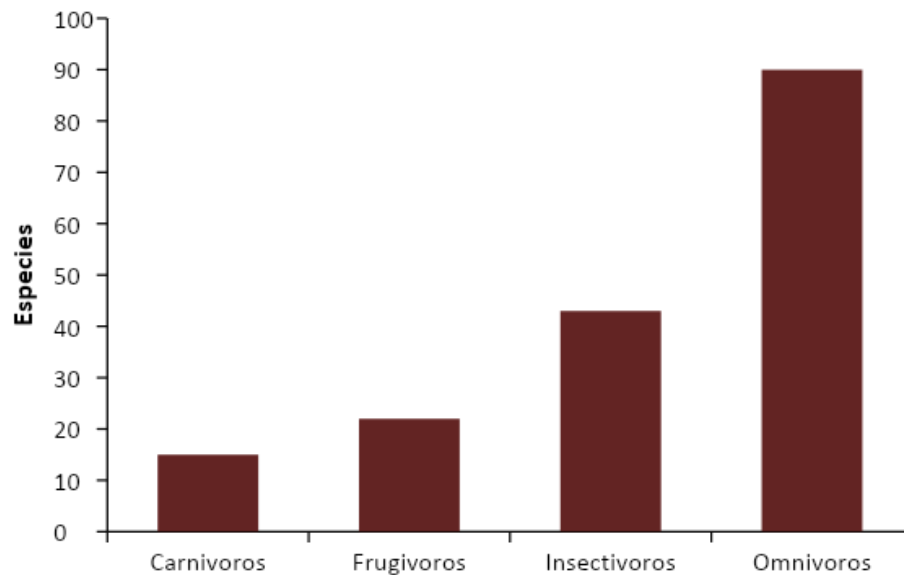


Figura 5. Relación de los gremios tróficos respecto a la zona urbana o periurbana de la microcuenca del río Bermúdez.

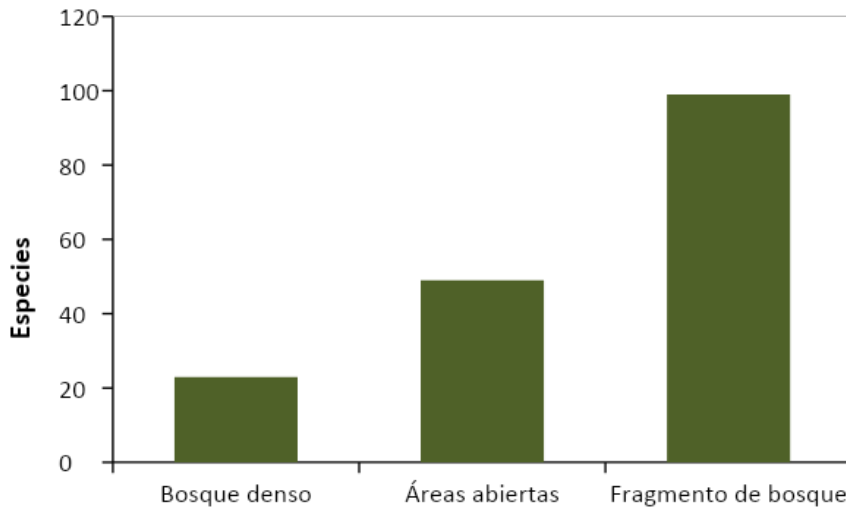


Figura 6. Distribución según la dependencia de bosque de la riqueza de aves observadas en la microcuenca del río Bermúdez.

La riqueza de aves registrada fue mayor en la zona periurbana (136 especies) que en la zona urbana (108 especies), lo que muestra diferencias significativas entre ambas zonas ($H = 5.9508$, $df = 1$, $p\text{-value} = 0.0147$). La diversidad de aves también presenta diferencias significativas entre dichas zonas ($H = 5.54$, $df = 1$, $p\text{-value} = 0.018$), y según el índice de Shannon la zona periurbana posee un valor de $H' = 4.20$ y la zona urbana de $H' = 4.01$ (Figura 7). Contrariamente a la riqueza y a la diversidad, la abundancia resultó ser mayor en la zona urbana (5035 individuos) en comparación con la periurbana (2752 individuos). El perico frentirrojo (*Psittacara finschi*) fue la especie más abundante en ambas zonas; sin embargo, en la zona periurbana la segunda especie más abundante fue la tangara (*Chlorospingus flavopectus*), seguida por la piapia (*Psilorhinus morio*), mientras que en la zona urbana la segunda especie más abundante fue la golondrina (*Hirundo rustica*), seguida por el zanate (*Quiscalus mexicanus*).

Un total de 64 especies vistas en la zona periurbana no se lograron registrar en la zona urbana, como es el caso de especies como *Micrastur ruficollis*, *Tangara dowii*, *Turdus plebejus*, *Selasphorus scintilla* y *Mniotilta varia*, , mientras que 35 especies de la zona urbana no se observaron en la periurbana, entre ellas *Actitis macularius*, *Columbina passerina*, *Egretta caerulea*, *Melozone cabanisi* y *Todirostrum cinereum* (Anexo 1).

Como parte del análisis, se realizó una comparación por sitios que dio como resultado diferencias significativas en la riqueza ($H= 18.0465$, $df = 7$, $p\text{-value} = 0.01176$), en la diversidad ($H= 18.0044$, $df = 7$, $p\text{-value} = 0.01195$) y en la abundancia de aves ($H= 23.1247$, $df = 7$, $p\text{-value} = 0.001621$). El sitio que resultó con el mayor número de especies es el sitio 6, con 73 especies, seguido por el sitio 1 con 69, mientras que los sitios con el menor número de especies son el sitio 5 y el 8, con 63 y 64 especies, respectivamente. En cuanto a la diversidad por sitio, se obtuvo que el sitio 6 ($H'= 3.89$) es el que presenta el valor de H' más elevado, contrariamente al sitio 8 ($H'= 3.68$), que presenta el valor más bajo en toda la microcuenca. Los números altos en la abundancia se dieron en los sitios 8 y 6 (1345 y 1399 individuos), mientras que el sitio 1 (609 individuos) y el sitio 3 (623 individuos), presentaron los números más bajos (Figura 8).

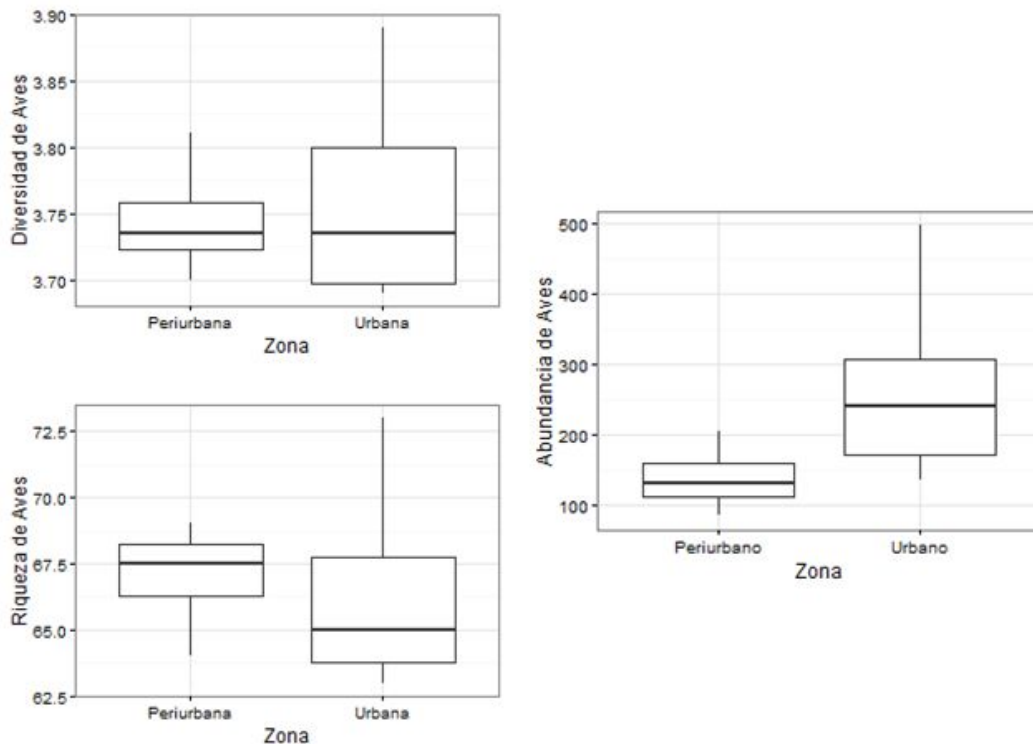


Figura 7. Riqueza, diversidad y abundancia de aves para las zonas periurbana y urbana de la microcuenca del río Bermúdez.

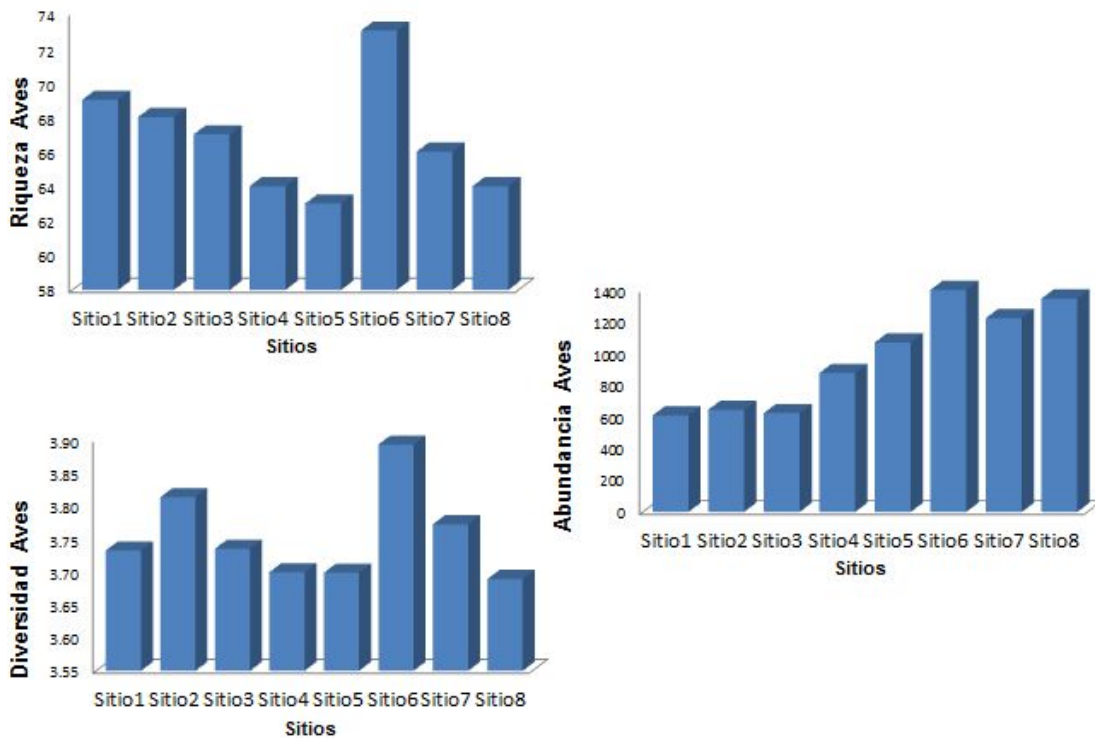


Figura 8. Riqueza, diversidad y abundancia de aves a través de los ocho sitios establecidos dentro de la microcuenca del río Bermúdez.

De acuerdo con el grado de similitud medido con base en presencia/ausencia de especies (Jaccard), se puede observar que existe una clara separación de los sitios 1 y 2 con el resto, lo cual muestra una división entre los sitios de la zona alta y los sitios de la zona media y baja de la microcuenca (Fig. 9). Asimismo, el sitio 6 posee un mayor grado de similitud con los sitios de la zona periurbana (3 y 4), que con los sitios de la zona urbana.

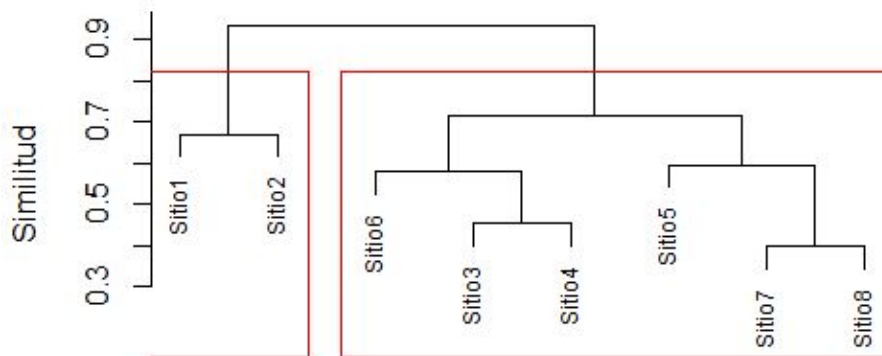


Figura 9. Dendrograma de similitud medida con el índice de Jaccard entre los sitios, según la avifauna de la microcuenca del río Bermúdez. En rojo se muestra las agrupaciones obtenidas.

Muestreo de la vegetación

En relación con el muestreo de la vegetación ribereña, se contabilizaron 377 árboles y 66 especies, pertenecientes a 36 familias, en la totalidad de la microcuenca del río Bermúdez. La familia de las fabáceas es la que posee un mayor número de especies, 14 en total, cifra que representa el 21 % de todas las especies, seguida por la familia Lauraceae con un 9 % y la familia Moraceae con un 6 %, como se muestra en la Figura 10.



Figura 10. Número de especies de árboles según algunas de las familias encontradas en la microcuenca del río Bermúdez.

El estudio de la riqueza y la diversidad de árboles encontrados, tanto en la zona periurbana como en la urbana, reveló una mayor riqueza de árboles en la zona periurbana (47 especies), que en la zona urbana (30 especies). Además, se observaron diferencias significativas entre ambas zonas ($H = 5.5526$, $df = 1$, $p\text{-value} = 0.01845$). Asimismo, en cuanto a la diversidad se obtuvieron diferencias significativas entre las zonas ($H = 5.8683$, $df = 1$, $p\text{-value} = 0.01542$), registrando un valor del índice de Shannon más alto en la zona periurbana ($H' = 3.37$), que en la urbana ($H' = 3.04$) (Figura 11).

De las 66 especies muestreadas, 19 son exóticas y 47 son nativas, lo que indica que más del 70 % de las especies encontradas son nativas. En la zona periurbana se muestrearon 220 árboles y en la urbana 157, la especie más abundante es el ciprés (*Cupressus lusitanica*), el cual representó el 10 % de la totalidad de las especies, y se encuentra en mayor medida en la zona periurbana, junto a especies como el targúa (*Crotón draco*), el cirrí (*Mauria heterophylla*) y uña de gato (*Conostegia macrantha*). El poró blanco (*Erythrina fusca*) es la segunda especie más abundante en la microcuenca, constituye un 8.4 % de las especies y se encuentra en mayor cantidad en la zona urbana, al igual que especies

como el barrabás (*Euphorbia cotinifolia*), laurel de la india (*Ficus benjamina*) y poró (*Erythrina poeppigiana*).

Los sitios que mostraron una mayor riqueza de especies arbóreas fueron el 2 y el 4, con 18 y 20 especies, respectivamente, mientras que los sitios 5 y 8 presentaron la menor riqueza, con 7 y 9 especies, respectivamente (Fig. 12). En cuanto a la diversidad, los resultados indican que el sitio 4 ($H' = 2.75$) posee el valor de Shannon más elevado de la microcuencia y el sitio 5, con un valor de $H' = 1.81$, el más bajo. Los sitios que presentaron una mayor abundancia son el sitio 1 y 2, con 67 y 68 individuos, respectivamente, mientras que los sitios 5 y 8, con 19 y 31 individuos, mostraron la abundancia más baja registrada en toda microcuencia. Tanto la riqueza ($H = 17.0082$, $df = 7$, $p\text{-value} = 0.01734$) y la diversidad ($H = 17.6095$, $df = 7$, $p\text{-value} = 0.01386$), como la abundancia ($H = 21.6961$, $df = 7$, $p\text{-value} = 0.002866$) de árboles, presentan diferencias significativas entre los sitios.

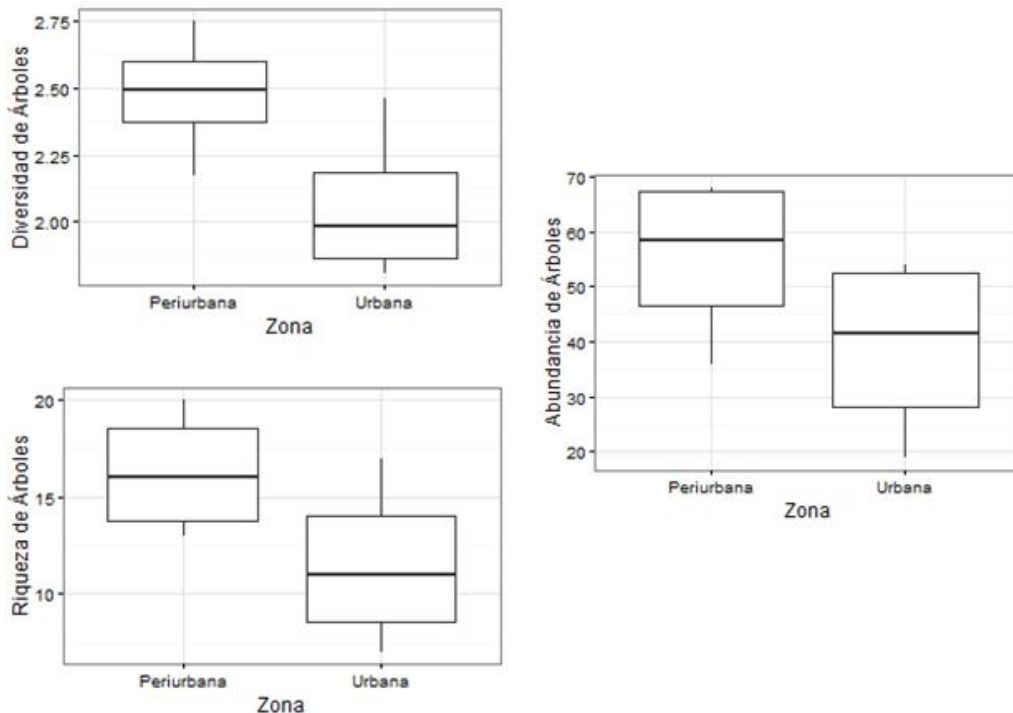


Figura 11. Riqueza, diversidad y abundancia de árboles en las zonas periurbana y urbana de la microcuenca del río Bermúdez.

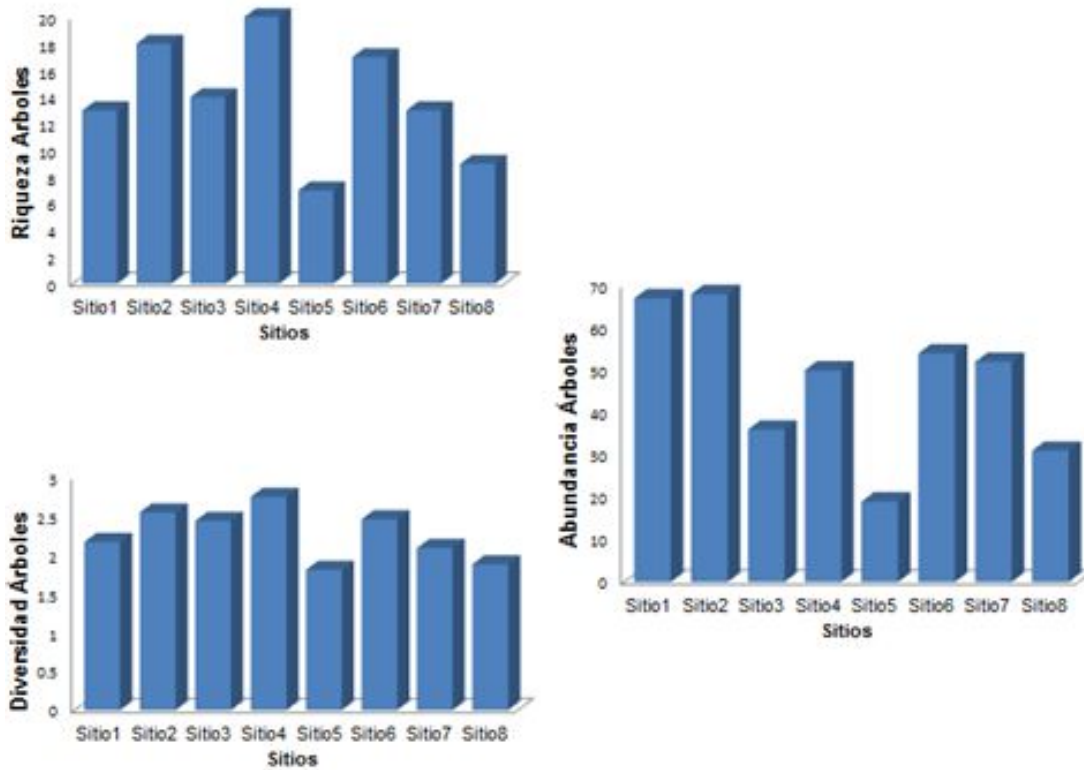


Figura 12. Riqueza, diversidad y abundancia de los árboles encontradas en los diferentes sitios establecidos dentro de la microcuenca del río Bermúdez.

Según el índice de Jaccard, los sitios 7 y 8 poseen un alto grado de similitud entre ellos, así como los sitios 1 y 2; además, hay una marcada separación del conjunto 7 y 8 del resto de sitios de la microcuenca, como se muestra en la Figura 13. El sitio 6, perteneciente a la zona urbana, presenta un alto grado de similitud con el sitio 3, el cual se encuentra ubicado en la zona periurbana.

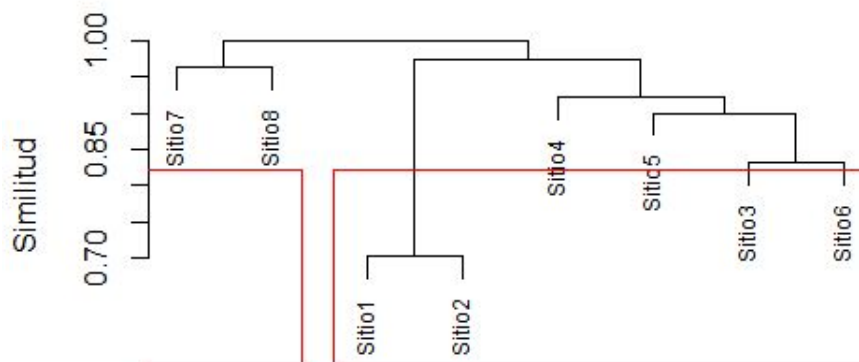


Figura 13. Dendrograma de Similitud entre los sitios medida con el índice de Jaccard, según la vegetación ribereña de la microcuenca del río Bermúdez. En rojo se muestra las agrupaciones obtenidas.

En relación con la clasificación del DAP de los diferentes árboles medidos en el campo, se distingue en la Figura 14 una forma de “jota invertida”, la cual es una característica de los bosques en regeneración. El mayor número de individuos se clasifican dentro de las tres primeras clases diamétricas, con un DAP que oscila entre los 10 cm hasta los 69 cm. La zona periurbana muestra mayor número de individuos distribuidos en las últimas clases o en las clases de mayor diámetro, evidenciando árboles de mayor tamaño y edad, en comparación con los que posee la zona urbana (Anexo 3).

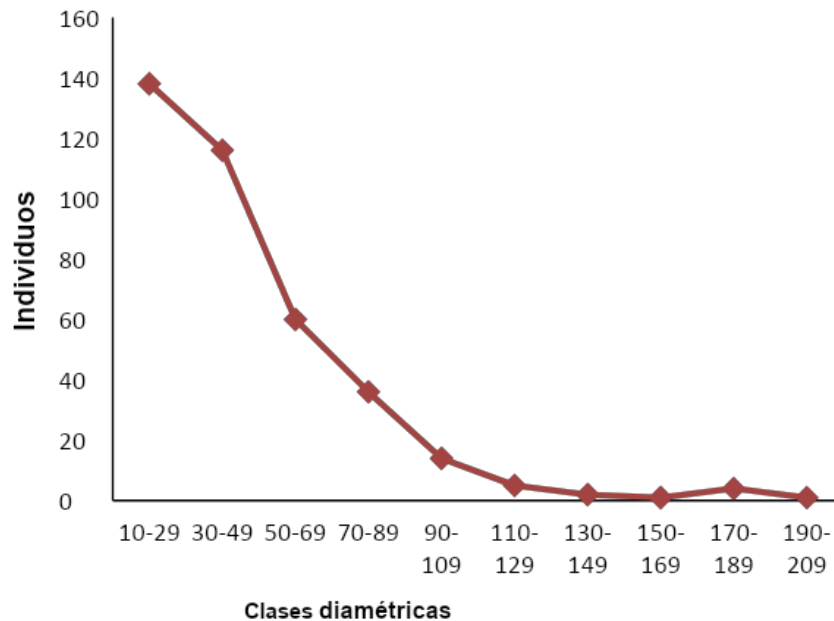


Figura 14. Distribución de clases diamétricas en la microcuenca del río Bermúdez.

Relación entre la diversidad de aves con variables geográficas, físicas y biológicas de las áreas de protección de la microcuenca del río Bermúdez.

La microcuenca del río Bermúdez posee diferentes usos del suelo desde la parte alta, media, hasta su parte baja, en los sitios seleccionados para realizar el muestreo se encontró principalmente bosque ribereño, uso urbano, pasto, cultivos, café y charral. En la figura 15 se puede observar como el uso de bosque posee una tendencia a ir disminuyendo conforme descendemos en la microcuenca, contrariamente a los que sucede con el uso urbano el cual aumenta su porcentaje de área conforme pasamos del sitio 1 al sitio 8. El uso de pasto se mantiene presente tanto en la zona alta como en la baja con porcentajes altos, el uso de café se encuentra solamente en dos sitios donde es predominante y el uso de charral se encuentra concentrado en los sitios de la parte media de la microcuenca.

Se realizó una clasificación de los diferentes sitios en los tres posibles niveles de porcentaje de área urbana: nivel bajo, nivel moderado y nivel alto. De acuerdo con los

resultados, los sitios 1, 2 y 3 presentan un porcentaje de área impermeable menor al 29 %, lo que indica que poseen un nivel bajo de urbanismo; los sitios 4, 5, 6, y 7 muestran un nivel moderado, debido a que tienen un porcentaje que se encuentra entre el 30 % y el 49 %, mientras que el único sitio que resultó con un nivel alto de urbanismo es el sitio 8, al poseer un porcentaje de área urbana mayor al 50 %.

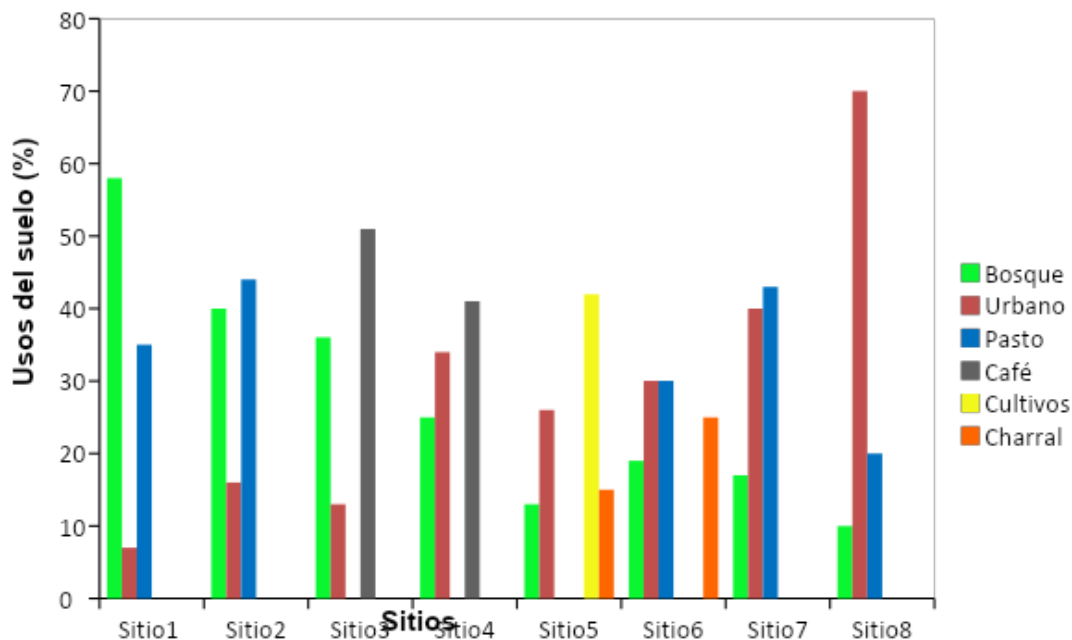


Figura 15. Usos del suelo representados para cada sitio seleccionado de la microcuenca del río Bermúdez.

El ruido en la microcuenca del río Bermúdez muestra una tendencia a aumentar conforme se desciende a lo largo de la misma. El sitio que presenta el menor promedio de ruido es el sitio 2, con 41.7 dB, mientras que en el sitio 5 se registra el mayor promedio con 64.8 dB. La zona periurbana (45.4 dB en promedio) posee valores más bajos de ruido que la zona urbana (59.4 en promedio) y se encontraron diferencias significativas entre ambas ($H= 27.2707$, $df= 1$, $p\text{-value} = 1.769e-07$) (Figura 16).

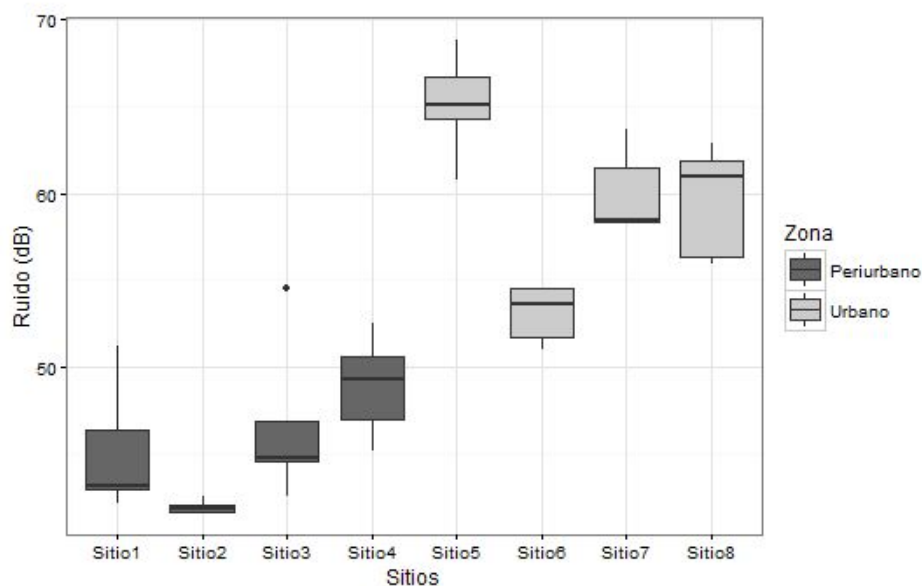


Figura 16. Ruido promedio medido en cada uno de los sitios seleccionados dentro de la zona periurbana y urbana de la microcuenca del río Bermúdez.

En el análisis de componentes principales (PCA), los dos primeros componentes agrupan más del 70 % de la variación total de los datos. El primer componente agrupa un 52.2 % de la varianza total explicada, los valores absolutos más elevados de sus coeficientes son los existentes en las variables de ruido, uso de bosque, diversidad, riqueza y abundancia de árboles. Por ende, estas variables son las que reúnen la variación en mayor medida. Asimismo, el segundo componente agrupa el 20.9 % de la varianza y sus valores absolutos más altos se ubican en las variables de diversidad, riqueza y abundancia de aves. Se observa que tanto la diversidad como la riqueza de aves presentan una relación positiva con la diversidad, riqueza y abundancia de árboles, pero esta resulta ser estadísticamente no significativa ($p\text{-value} > 0.05$). La abundancia de aves presenta una correlación positiva, fuerte y estadísticamente significativa con las variables de ruido y uso urbano ($r_s = 0.76$, 0.78 , respectivamente; $p\text{-value} < 0.05$ en ambos casos) mientras que con el uso de bosque se correlacionó fuerte y de forma negativa ($r_s = -0.85$; $p\text{-value} < 0.01$) (Figura 17).

La variable de uso de bosque se relacionó de manera fuerte, negativa y estadísticamente significativa con el ruido ($r_s = -0.85$; $p\text{-value} < 0.01$) y el uso urbano ($r_s =$

-0.78; p-value < 0.05). El uso urbano se correlacionó de manera negativa, débil y no significativa con la diversidad y riqueza de aves ($r_s = -0.253, -0.410$, respectivamente; p-value > 0,05) (Figura 17).

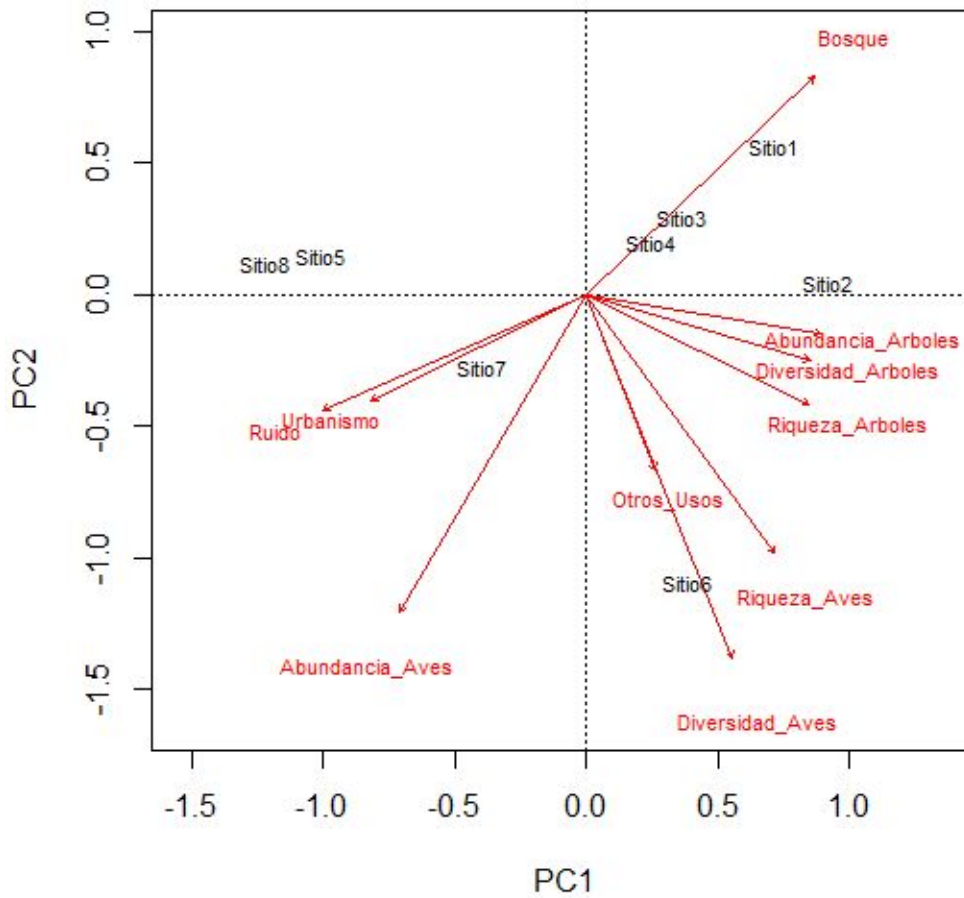


Figura 17. Gráfico de los valores de los “eigen values” del Análisis de Componentes Principales (PCA) de las variables obtenidas en la microcuenca del río Bermúdez.

Según los resultados obtenidos no es posible indicar que la variación en la diversidad y riqueza de aves está determinada por alguna de las variables propuestas en esta investigación, sin embargo se observan importantes tendencias como la existente con la abundancia de árboles ($F= 2.18$, $gl= 7$, $p\text{-value} = 0.3364$) ($F= 3.912$, $gl=7$, $p\text{-value} = 0.0953$). La abundancia de aves si es explicada en un 72,33% por el uso de bosque, presentando una relación negativa, fuerte y estadísticamente significativa ($F= 15.68$, $gl=7$, $p\text{-value}: 0.00745$) entre ambas variables (Figura 18).

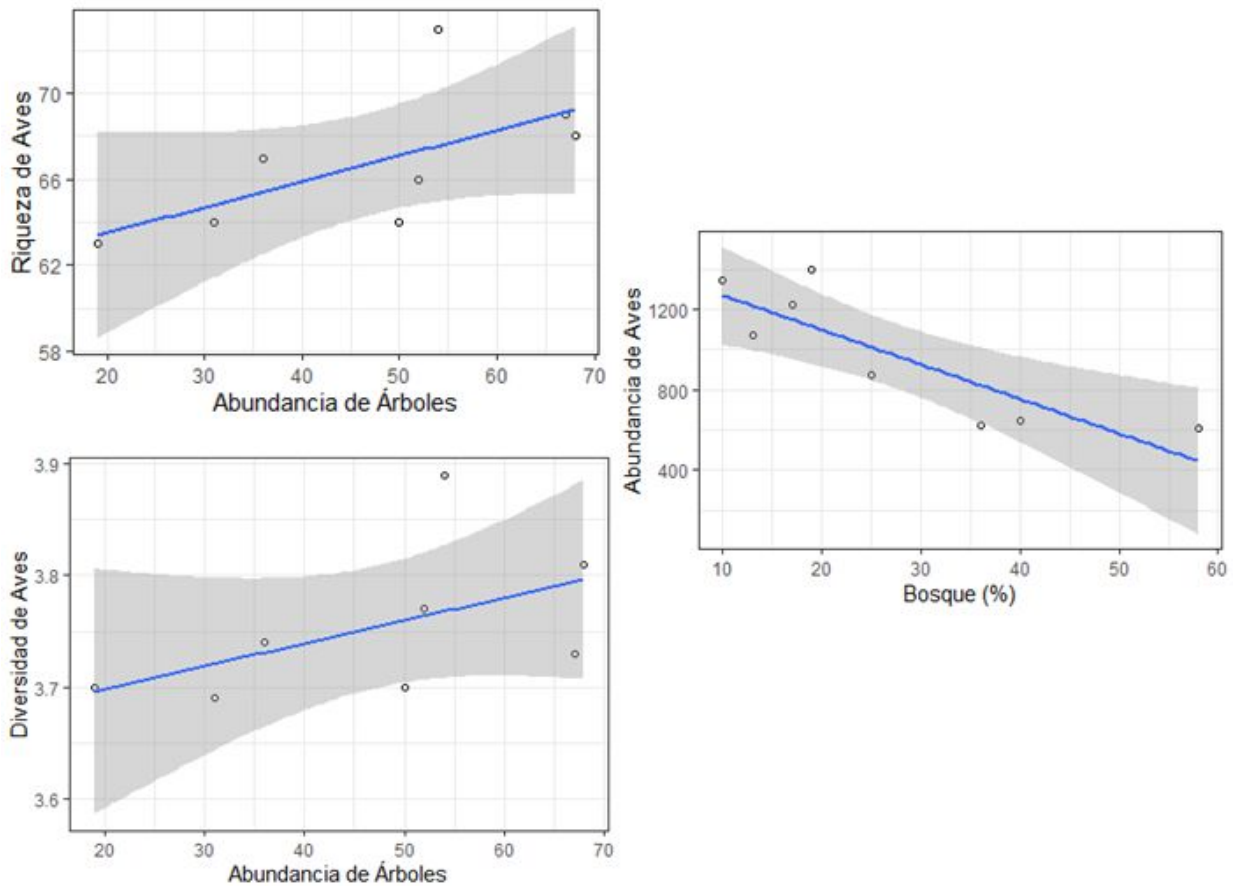


Figura 18. Regresiones lineales simples entre la diversidad, riqueza y abundancia de aves relacionadas con las variables de abundancia de árboles y uso de bosque respectivamente.

Discusión

Los resultados de esta investigación sugieren que existe una diversa comunidad de aves en la MRB. Aunque esta se encuentre totalmente inmersa en una matriz urbana, en ella se observa un número importante de diferentes especies y familias de la avifauna, que de una u otra manera hacen uso de los diferentes ecosistemas presentes. Según Fujita & Koike (2009), Quesada, Porras, Ramírez & Gastezzi (2018), Artavia & Valle (2013), las especies que se encuentran en remanentes de bosques, como los bosques de ribera y áreas verdes ubicadas dentro de las ciudades, han sido capaces de adaptarse a diferentes escenarios urbanos y, con ello, llegar a desarrollar sus funciones ecológicas.

La riqueza y abundancia identificadas en las áreas analizadas son más elevadas que las de algunos estudios llevados a cabo en zonas con características análogas a las de la MRB. Por ejemplo, Castro, Vargas & Campos (2017) reportan un total de 40 especies y 747 individuos en la microcuenca del río Pirro en Heredia. Artavia & Valle (2013) informan de la presencia de 27 especies de aves en el bosque ribereño del Corredor Biológico Interurbano Río Torres (CBIRT), en San José, y Ramírez-Campos (2015) encontró 54 especies en la zona de Santo Domingo de Heredia. Otros estudios hallaron números similares o mayores, como el realizado por Obando-Calderón et al. (2014), en el que registran 82 y 103 especies de aves en jardines y parques públicos de la zona central de Heredia y San José, respectivamente, o el de Solano (2015), en el cual mediante una propuesta de zonificación ambiental para el Corredor Biológico Interurbano Río María Aguilar describe 358 especies de aves.

La mayoría de las especies y familias observadas pueden considerarse comunes para el área en la que se ubica la MRB (Stiles & Skutch, 2007). Tyrannidae es la que registra el mayor número de especies; en los muestreos urbanos esta familia es la que suele presentar la mayor riqueza (Rodríguez, Laguna, Hernández & Ponce, 2017; Quesada & Redondo,

2012; Sainz-Borgo, 2015; Solano, 2018; Cárdenas, Harvey, Ibrahim & Finegan, 2003; Arias & Granados, 2008). Esto posiblemente se debe a que es la familia más grande que se puede encontrar restringida al hemisferio occidental y, gracias a que los individuos poseen una gran variedad de tamaños, picos, colores y hábitos, han logrado colonizar diferentes ambientes, incluidos aquellos que poseen un alto grado de perturbación humana (Stiles & Skutch, 2007; Capllonch, 2007).

La familia Parulidae también registra una gran diversidad en la microcuena, atribuible quizás a la época del año en la que se realizaron los muestreos, pues entre setiembre y octubre llegan muchas especies migratorias pertenecientes a esta familia (Stiles & Skutch, 2007). En Costa Rica, los Parulidos o reinitas son el tercer grupo más diverso (Calderón & Mora, 2017) y presentan uno de los mayores números de especies migratorias, las cuales visitan áreas donde aprovechan los recursos disponibles que encuentren en los diferentes hábitats (Rappole, Lovejoy & Morton, 1993). De acuerdo con Garrigues & Dean (2014) y Stiles (1985), especies con estatus migratorio como *Mniotilta varia*, *Vermivora chrysoptera*, *Setophaga pensylvanica* y *Cardellina canadensis* no tienen una ruta definida en el territorio nacional. Por lo tanto, los registros obtenidos de estas especies en los muestreos demuestran que la MRB cuenta con ciertos requerimientos necesarios para que especies migratorias desarrollen sus funciones ecológicas, y evidencia la importancia de estas áreas y de su conservación.

Al analizar el grado de dependencia del bosque de la avifauna (Figura 6), podemos observar cómo la mayor parte de las aves vistas durante los muestreos son especies que prefieren o dependen de fragmentos de bosque; asimismo se denota que se encontraron más especies de áreas abiertas que de bosque denso. Según González et al. (2011), la composición de las especies de aves puede llegar a ser un buen descriptor de la composición del paisaje, debido a que la comunidad de aves se ve muy influenciada por las diferentes características del área que utilizan (Piratelli et al., 2008). Los resultados obtenidos dejan en evidencia que la MRB posee un importante grado de fragmentación de bosque, además una mayor cantidad de áreas abiertas que de bosque denso o continuo. Esto coincide con los porcentajes de área de los diferentes usos de suelo que se observaron en

los sitios de muestreo, donde en la mayoría de casos predominan las zonas abiertas dedicadas al cultivo o pastoreo, mientras que el área de bosque se mantiene confinada a la parte más alta de la microcuenca o a la ribera del río.

Las especies que se logran adaptar y dar un uso a los recursos que se encuentran en exceso en las ciudades son llamadas “*urban exploiters*”, generalmente alcanzan densidades mayores en áreas urbanas; otras que son capaces de explotar de modo facultativo algunos de estos recursos son denominadas “*sub-urban adapters*”, mientras que aquellas que son especialmente sensibles a la urbanización y sus mayores densidades se ubican en ambientes naturales son llamadas “*urban avoiders*” (McKinney, 2002). Al respecto, las especies generalistas observadas durante el muestreo, como el zanate (*Quiscalus mexicanus*), el tirano tropical (*Tyrannus melancholicus*), la paloma de castilla (*Columba livia*) o el yigüirro (*Turdus grayii*) se pueden considerar “*urban exploiters*”, dado que han logrado adaptarse muy bien y registran grandes densidades en las áreas de la zona urbana. Otras aves, con una preferencia por fragmentos de bosque, como el carpintero de Hoffmann (*Melanerpes hoffmannii*), el soterrey cucarachero (*Troglodytes aedon*) o el gavilán aludo (*Buteo platypterus*), entre otros, se pueden catalogar como especies “*sub-urban adapters*” y otras, como el halcón de monte barreteado (*Micrastur ruficollis*), la reinita alidorada (*Vermivora chrysoptera*) o el zorzal sombrío (*Catharus fuscater*), encontrados solamente en la parte alta de la microcuenca, son consideradas de especial importancia para la conservación, por su tendencia a evitar la urbanización.

La comunidad de aves se encuentra fuertemente correlacionada con la disponibilidad de alimento, este recurso es un factor muy importante para la presencia o ausencia de muchas especies (Granados & Arias, 2009; Villegas & Garitano, 2008). Según Rivera (2006), la ciudad favorece la dominancia de las especies generalistas. Al centrarse el presente estudio en una microcuenca predominantemente urbana, se evidenció la gran proporción de omnívoros presentes en relación con los otros gremios; asimismo, gran parte de las especies que pertenecen a las familias con mayor diversidad, encontradas en los muestreos, poseen una alimentación omnívora (Stiles & Skutch, 2007).

El gremio trófico de los consumidores de invertebrados es el que registró mayor número de especies, después de los omnívoros. Algunos autores como Enríquez, Sáenz & Ibrahim (2009) y Naranjo & Chacón de Ulloa (1997), consideran que la mayor parte de las especies insectívoras son muy flexibles a la perturbación de hábitats y a la fragmentación, ya que los insectos son un alimento abundante y con poca variación estacional, por lo que generalmente dichas especies son un gremio abundante en los muestreos dentro de ciudades o ambientes alterados. Sin embargo, Sekercioğlu et al. (2002) indican que las aves insectívoras de sotobosque, como en este caso *Vermivora chrysoptera*, *Thripadectes rufobrunneus* y *Henicorhina leucophrys*, entre otras, las cuales se observaron solamente en la parte alta de la microcuenca, son sensibles a la fragmentación y a otras perturbaciones antrópicas, debido a que se encuentran confinadas al interior del bosque. Es posible encontrar una amplia gama de especies insectívoras, algunas prefieren sitios abiertos, mientras que otras son muy dependientes del bosque (Evans, Chamberlain, Hatchwell, Gregory & Gaston, 2011; Trollope, White & Cooke, 2009), lo que podría explicar la adaptación de este grupo en los diferentes sitios de muestreo.

El bajo número de frugívoros, en comparación con los otros dos gremios anteriormente mencionados, puede explicarse a que el muestreo se realizó durante época lluviosa, porque según Quesada, Porras, Ramírez & Gastezzi (2018), la abundancia de frutos y, por ende, la ornitocoria, son mayores durante la transición de la época seca a la lluviosa. Precisamente, Howe (1984) identificó a las aves nectarívoras y frugívoras como un grupo propenso a la extinción, debido a dependen de un recurso clave o temporal. Además, si se genera una disminución en el área de los fragmentos de bosque se pueden ver afectados distintos parámetros reproductivos de las plantas y árboles que producen flores y frutos, limitando así el alimento (Galletto, Aguilar, Musicante & Ferreras, 2007; Aguilar & Galletto, 2004). Contrariamente, las especies granívoras observadas, como el tordo cantor (*Dives dives*), el comemaíz (*Zonotrichia capensis*) o algunos colúmbidos, suelen adaptarse mejor a los cambios de uso de la tierra porque muchas especies de plantas pioneras aportan grandes cantidades de semillas durante la sucesión natural (Verga, Peluc, Landi, & Galletto, 2018; Hernández, Rojas, López, Puebla & Díaz, 2012).

Durante el muestreo de la vegetación se identificó un 71% de especies de árboles nativos y un 29% de exóticas. Muchas de estas especies nativas poseen una alta importancia debido a sus múltiples beneficios para la avifauna como *Inga vera*, *Myrsine coriácea* y *Bursera simaruba* entre otras, las cuales aportan frutos y flores que sirven de alimento a muchas especies de aves tanto residentes como migratorias y *Enterolobium cyclocarpum*, *Ficus pertusa* y *Erythrina fusca* que por su gran tamaño se observó su uso como refugio y zonas de percha dentro de la microcuenca (Estrada & Sánchez, 2012) (Anexo 4). Esto refuerza el hecho de que las especies de árboles encontrados en el bosque de ribera del río Bermúdez se deben proteger para así mantener y mejorar las relaciones biológicas dentro del ecosistema.

Muchas de las aves que son consumidoras primarias poseen una gran importancia para los ecosistemas de la MRB, al ser dispersoras de semillas. No se debe permitir el aumento en la distancia ya existente entre el bosque estatal protegido de la parte alta y los remanentes de bosque ribereño de la parte media y baja de la microcuenca, ya que según Holl, Loik, Lin, & Samuels (2000), disminuiría la cantidad de especies dispersoras. Este argumento refuerza el objetivo de esta investigación de aportar información básica, que sirva como un insumo para el establecimiento de políticas orientadas a aumentar la conectividad entre estos fragmentos, mediante un CBI. Es preciso procurar que la avifauna sea un factor que contribuya a la regeneración natural de las áreas verdes urbanas y al incremento del ingreso de semillas, lo cual facilita las etapas de sucesión.

Las aves carnívoras registradas pertenecen solamente a las familias Falconidae, Accipitridae y Cathartidae. Conocidas como rapaces, estas se caracterizan por tener poblaciones reducidas, baja abundancia (Trejo, Bó, Bellocq & Casenave, 2007) y, al ser aves de presa, suelen ser muy sigilosas, lo que dificulta su detección (Bó, Baladrón & Biondi, 2007). Estas características podrían explicar por qué este gremio es el que posee el menor número de especies, comparado con los otros. Según Carmona et al. (2017) y Hernández, Durand, Esparza & Valadez (2000), las aves rapaces requieren grandes territorios para poder desplazarse y algunas de ellas que prefieren bosques poco intervenidos, son especialmente sensibles a la fragmentación de su hábitat. Esto se constató

con *Micrastur ruficollis* y *Accipiter bicolor*, dos especies que fueron observadas únicamente en la parte alta de la zona periurbana. Las aves carnívoras, al ser depredadores tope en la cadena trófica, son muy buenos controladores biológicos (Márquez, Bechard, Gast & Vanegas, 2005), razón por la cual es importante que principalmente en las zonas de cultivo ubicadas en la parte alta y media se manejen prácticas ecológicas amigables con el ambiente. Por ejemplo, se debe priorizar el aumento de interacciones biológicas, en vez del uso de controladores químicos de plagas, los cuales son nocivos para la salud de los animales, los humanos y los ecosistemas.

Las zonas altas del área periurbana de la MRB poseen gran relevancia para la conservación de hábitats, de ecosistemas y de diversas especies de aves. Al encontrarse allí especies especialmente sensibles a las perturbaciones, como algunas especialistas y del interior del bosque (“*urban avoiders*”), es crucial controlar la expansión urbana hacia estas zonas para evitar así mayor fragmentación, pérdida de hábitats y posible pérdida local de especies. Vergara, Ballesteros, González & Linares (2017) consideran que para la conservación de la biodiversidad en paisajes alterados, los elementos arbóreos presentes son sumamente valiosos, ya que están altamente correlacionados con la composición de las comunidades de animales y generan mayor diferencia entre los hábitats poco intervenidos y los urbanos.

En el muestreo realizado de árboles se identificaron 66 especies pertenecientes a 36 familias. Esta riqueza se puede comparar a la descrita por otros estudios efectuados en microcuencas urbanas de Heredia. Araya & Fernández (2011) reportan 95 especies vegetales distribuidas en 43 familias, Villalobos (2012) identificó 89 especies pertenecientes a 33 familias, mientras que Calvo, Bermúdez & Vega (2018) registraron 113 especies y 43 familias. Se estima que la diversidad y riqueza de especies vegetales en la MRB son mayores a las reportadas en esta investigación, dado que en el muestreo no se incluyeron elementos como arbustos o árboles con un DAP menor a 10 cm, además en 2 sitios en la zona alta y media se presentaron dificultades para muestrear algunos árboles presentes dado al difícil ingreso a la ribera. Sin embargo, los resultados de este estudio

coinciden con los anteriores autores, al indicar que la familia de las leguminosas (Fabaceae) es la más diversa en la zona.

Las diferentes especies de árboles identificadas en el muestreo se consideran típicas del Valle Central (Hammel, Grayum, Herrera & Zamora, 2003; Cascante, 2001). Muchas de estas especies presentaron individuos con diámetros pequeños, ubicados en las dos primeras clases diamétricas, lo que evidencia una distribución de “J” invertida. Según Rodríguez & Cambroneró (2009) y Salazar et al. (2012), conforme se aumenta de clase diamétrica en esta distribución, se da una disminución en la abundancia, producto de la fuerte competencia, la exigencia de luz y el espacio que necesitan muchas especies. Lo anterior indica que los fragmentos de bosque de ribera muestreados se encuentran en estado de regeneración, lo que, sumado a una fuerte deforestación y a constantes intervenciones humanas, han generado como resultado la permanencia de pocos árboles con diámetros mayores a 100 cm.

Asimismo, se encontraron diferencias estadísticamente significativas en la diversidad, riqueza y abundancia de árboles entre la zona urbana y la periurbana. Las especies de familias como Fabaceae y Malvaceae son muy abundantes en la zona urbana, lo cual es común en bosques que han sido sometidos a frecuentes intervenciones; la existencia de numerosas áreas abiertas ha favorecido la colonización de estas especies gracias a su alto nivel de tolerancia ante la luz y a que son dispersadas principalmente por anemocoria y autocoria (Calvo, 2018). Contrariamente, en la zona periurbana se observan más especies tolerantes a la sombra (especies esciófitas), las mismas se ven beneficiadas por la cobertura, la cual genera una disminución de la proporción de especies pioneras o demandantes de mucha luz (heliófitas efímeras) (Pütz et al. 2011; Calvo, 2017).

Los resultados de la diversidad y riqueza, tanto de las aves como de los árboles, coinciden en que los valores más elevados se producen en la zona periurbana. El anillo de contención urbano creado por el PRUGAM ha limitado el cambio de uso del suelo que se puede realizar en las diversas propiedades privadas de esta zona, en un intento por controlar el aumento de la deforestación y la expansión de la ciudad (Brenes, 2010). Esta estrategia

podría ser una de las razones por la cual se registró una mayor diversidad, riqueza y abundancia de árboles en la zona periurbana, aspecto que influye positivamente en el aumento de la avifauna (Pineda, Febvre & Martínez (2010), Tovar, 2019). Si bien en los análisis realizados las correlaciones entre las variables de aves y de árboles no son estadísticamente significativas, se evidencia una clara tendencia positiva entre ellas. La diversidad en la vegetación aumenta los beneficios para las diferentes especies de aves; las frugívoras, por ejemplo, se ven beneficiadas por la diversidad, tamaños y calidad de los frutos (Peters et al., 2010), también las diferentes flores atraen a muchas especies de aves por su néctar o por los insectos asociados a las mismas (Pineda et al., 2010), entre estas la variedad de colibríes y aves insectívoras observadas.

Leveau & Leveau (2004) y Chávez (2017) afirman que al ser la zona periurbana un área de transición entre lo urbano y las áreas rurales en estado natural, se espera que la diversidad y riqueza sean mayores en esta zona intermedia debido a que puede ser utilizada por especies de ambas áreas. Sin embargo, es importante recalcar que la capacidad de los fragmentos pequeños de bosque para conservar la biodiversidad depende de la zona en que se encuentren situados dentro del paisaje y, sobre todo, de lo cerca que estén de otros parches de bosque, y si están o no conectados a hábitats boscosos (Uezu, Metzger, & Vielliard, 2005; Holl, Loik, Lin, & Samuels (2000). Los sitios 1 y 2, al ser los más altos y estar localizados a menor distancia del bosque estatal protegido del Parque Nacional Braulio Carrillo, presentan una mayor cobertura vegetal, un nivel bajo de urbanización y una composición de especies diferente que la de los sitios 5 y 8, los cuales con un nivel alto de urbanización y una baja cobertura arbórea se ubican en la zona urbana. Estos son los sitios con los valores más bajos de diversidad, lo mismo que el sitio 8, el más lejano del bosque de la zona alta.

No es posible indicar que la variación en la diversidad y riqueza de aves está determinada estadísticamente por alguna de las variables escogidas; sin embargo, presentan una tendencia positiva con la abundancia de árboles. Según Cueto (1996), Martin & Roper (1988) y Martin (1993), entre mayor es el número de árboles, mayor es la cobertura y la cantidad de sitios donde las aves pueden nidificar, porque estas encuentran protección entre

el follaje para sus nidos y polluelos y también ocurre una disminución de la competencia por el espacio. Como se observa en la Figura 4, es posible llegar a observar más especies de las reportadas y esta cifra podría aumentar si se genera una mejora en la calidad de las áreas verdes de la MRB, mediante estrategias como una reforestación adecuada, ya que si se aumenta el número de individuos y especies arbóreas se estaría influyendo positivamente en el uso del hábitat no solo por parte de la comunidad de aves, sino que también por parte de mamíferos y otros grupos que fueron observados durante el muestreo (Anexo 2).

La comunidad de aves presentó una mayor diversidad y número de especies en los sitios de la zona periurbana; sin embargo, el sitio 6, ubicado en la zona urbana, es el que posee la mayor riqueza y abundancia de aves en el muestreo. Para Faggi & Perepelizin (2006) y Clergau, Jokimak & Savard (2001), la riqueza de un AVU aumenta si esta posee más características estructurales que otras, la heterogeneidad de hábitats internos de un área, sumada al efecto negativo que tiene el nivel de urbanización circundante, son factores determinantes para esta variable. Al respecto, se observó que este sitio posee mayor cantidad de usos de suelo que los otros. Además, el análisis de Jaccard muestra que la composición de las especies de árboles y aves es más similar a la composición registrada en los sitios de la zona periurbana, que a la de los sitios de la zona urbana. Al ser una de las pocas AVU que mantiene una cobertura arbórea significativa dentro de la matriz urbana, se espera que la diversidad y abundancia de especies de animales sea considerable, pues no tienen otras áreas verdes cerca que puedan aprovechar.

La abundancia de aves se explica en mayor medida por el porcentaje de área del uso de bosque ribereño. En el PCA realizado se muestra cómo estas dos variables poseen una correlación negativa entre sí, pues conforme disminuye el porcentaje de uso de bosque aumenta el uso urbano y la abundancia de aves. Esto coincide con el hecho de que se identificó una mayor abundancia de aves en los sitios de la zona urbana y no en los de la zona periurbana. Autores como Clergau, Savard, Mennechez & Falardeau (1998) reportaron el mismo resultado en las zonas más urbanizadas de la ciudad de Rennes (Francia), y concluyeron que este podría ser el patrón más común en áreas urbanas. Muchas de las especies de aves logran estas grandes densidades en áreas urbanas porque

encuentran abundante alimento, pocos depredadores naturales y numerosos lugares artificiales donde hacer sus nidos, lo cual les permite extender la época reproductiva, incrementando así la supervivencia y productividad (Cordero & Ovaes, 2014).

En las AVU generalmente se da un aumento de la dominancia y la abundancia de ciertas especies generalistas, mientras que la diversidad disminuye considerablemente (Blair, 1996; Fernández, 2000). Este fenómeno coincide con los resultados obtenidos en este trabajo, en el que se muestra el gran número de individuos de especies denominadas “*urban exploiters*”, como el zanate (*Quiscalus mexicanus*) o el perico frentirrojo (*Psittacara finschi*), junto con la característica que son especies muy gregarias, hicieron que la abundancia aumentara considerablemente en los diferentes sitios de la zona urbana. Como se pudo constatar en los sitios 7 y 8, donde se registró la mayor abundancia de aves, ciertas especies lograron adaptarse a las condiciones urbanas, al aprovechar recursos como por ejemplo algunos árboles exóticos (*Ficus benjamina*), sembrados por los humanos con fines ornamentales, que utilizan de dormideros, o como las grandes áreas abiertas cementadas, que les permiten a algunas especies, por ejemplo, las granívoras, aumentar el éxito de forrajeo (Perepelizin & Faggi, 2009)

La diferencia significativa en la diversidad y riqueza de especies entre los sitios de la zona urbana y la periurbana se relaciona también posiblemente con el grado de alteración en la composición y estructura vegetal del bosque ribereño, principalmente en las áreas de la parte baja de la MRB (Pineda, Febvre & Martínez, 2010). De acuerdo con Knopf et al. (1988), en zonas ribereñas de Estados Unidos se ha observado una mayor diversidad que en otros ecosistemas urbanos; además, se ha registrado un incremento en la riqueza regional gracias a estas zonas. De allí la necesidad de que se considere la inclusión del bosque de ribera en estrategias de manejo y conservación. La composición y el número de aves encontradas en la franja de bosque de ribera se vieron influenciados por los diferentes usos de suelo que limitan con dicha franja, así como por la cantidad de árboles que esta posee y por el ruido que genera el desarrollo urbanístico circundante.

La variable de ruido mostró valores más elevados en la zona urbana que en la periurbana. Esto se debe principalmente al grado de urbanización, al fuerte viento que se dio en algunos sitios con grandes áreas abiertas cementadas o zonas de pastoreo y al fuerte sonido generado por el silbato del tren, el cual ocasionó un fuerte aumento en los promedios de ruido en los sitios 5, 7 y 8. Los valores registrados en ambas zonas de la microcuenca se encuentran dentro del rango reportado por La Zerte, Otter & Slabbekoorn (2015), quienes citan promedios para las AVU entre 57.4 a 74.8 dB, y dentro de lo permitido por la legislación costarricense, mediante el Decreto N° 28718-S, el cual establece un límite de 75 dB en áreas industriales y 65 dB en áreas residenciales (La Gaceta, 2000). La variable de ruido y la variable de uso urbano poseen una relación positiva entre sí, de acuerdo con el análisis de componentes principales (PCA) realizado, al evidenciar que entre mayor es el área de uso urbano que limita con el bosque ribereño, mayores son los decibeles percibidos.

Diversos autores han descrito los diferentes efectos que tiene el ruido urbano en la comunidad de aves. Por ejemplo, Brumm & Slabbekoorn (2005) consideran que el ruido interfiere en la comunicación y dificulta que los individuos puedan distinguir la señal correcta entre muchas o su dirección. Francis, Ortega & Cruz (2009) señalan que el ruido de las ciudades afecta especialmente a las especies con vocalizaciones que se componen de frecuencias bajas, algunas de ellas suelen adaptarse mediante el aumento del tiempo y las frecuencias en su canto, para así superar al ruido urbano, mientras que otras especies no logran adaptarse (Gall, Ronald, Bestrom & Lucas, 2012). La contaminación sonora no solo afecta a la avifauna, los seres humanos también nos vemos afectados por esta situación (Discoli et al., 2007), por lo que es de vital importancia mantener el control y el monitoreo constante de los promedios de ruido en las diferentes zonas de la ciudad, tanto residenciales como comerciales.

Pautas de manejo dirigidas hacia una conectividad estructural en la MRB con un enfoque ornitológico

El manejo de las áreas verdes urbanas que han sufrido una degradación se utiliza cada vez más con la finalidad de influenciar la tasa y dirección de la recuperación de los diferentes componentes ecosistémicos, aspecto clave para llegar a obtener una rehabilitación efectiva del área (Villalobos, 2012). Las pautas de manejo que se proponen a continuación se realizaron con base en los diferentes usos de suelo identificados en cada sitio, así como en la bibliografía consultada y en propuestas de reforestación urbana realizadas en microcuencas vecinas, con características similares a la de la MRB. Se recomiendan algunas especies arbóreas que se podrían utilizar para el mejoramiento de los sitios y el beneficio de la avifauna. Los árboles sugeridos se seleccionaron según su tamaño, porte, adaptabilidad a las condiciones de los sitios y su beneficio para las diferentes especies de aves.

Cuadro 3. Pautas de manejo para cada sitio seleccionado de la microcuenca del río Bermúdez.

Sitio	Zona	Uso de suelo a intervenir	Pauta de manejo recomendada
1	Zona periurbana / parte alta	A. Bosque ribera B. Pasto C. Urbano	A. Enriquecimiento con especies amenazadas y de altura. B. Regeneración natural. C. Manejo en jardines privados.
2	Zona periurbana / parte alta	A. Bosque ribera B. Pasto C. Urbano	A. Enriquecimiento con especies amenazadas y de altura. B. Regeneración natural. C. Manejo en jardines privados.
3	Zona periurbana / parte media	A. Bosque ribera B. Cultivo de café	A. Enriquecimiento con especies amenazadas y atrayentes de dispersores. B. Enriquecimiento con especies que no produzcan mucha sombra.
4	Zona periurbana / parte media	A. Bosque ribera B. Cultivo de café C. Urbano	A. Enriquecimiento con especies amenazadas y atrayentes de dispersores B. Fortalecer el sistema de café con sombra. C. Manejo en jardines privados.
5	Zona urbana / parte baja	A. Bosque ribera B. Charral C. Urbano	A. Enriquecimiento con especies amenazadas y atrayentes de dispersores. B. Siembra convencional. C. Manejo en jardines privados.

6	Zona urbana / parte baja	<ul style="list-style-type: none"> A. Bosque ribera B. Charral C. Pasto 	<ul style="list-style-type: none"> A. Enriquecimiento con especies amenazadas y atrayentes de dispersores. B. Siembra convencional. C. Enriquecimiento.
7	Zona urbana / parte baja	<ul style="list-style-type: none"> A. Bosque ribera B. Pasto C. Urbano 	<ul style="list-style-type: none"> A. Enriquecimiento con especies amenazadas y atrayentes de dispersores. B. Plantación en “islas”. C. Manejo en jardines privados.
8	Zona urbana / parte baja	<ul style="list-style-type: none"> A. Bosque ribera B. Pasto 	<ul style="list-style-type: none"> A. Enriquecimiento con especies amenazadas y atrayentes de dispersores. B. Siembra de árboles dispersos o aislados.

Bosque de ribera: Esta cobertura está presente en todos los sitios seleccionados; sin embargo, la degradación y la alteración es más evidente en la zona urbana que en la periurbana. El sitio 5 se encuentra especialmente alterado, se observaron pocos árboles y la zona protectora está invadida por cultivos de tomate y cebollino. Asimismo, en los sitios 7 y 8 hay presencia de viviendas en una parte de la ribera y su composición arbórea consta de un número considerable de especies exóticas. Los sitios en la zona alta aún mantienen árboles típicos del bosque premontano, con pocas especies exóticas y poca perturbación por parte de los humanos.

En los fragmentos de bosque ribereño se recomienda conservar y proteger los árboles ya existentes; además, es muy importante que principalmente en los sitios de la zona urbana se haga un manejo enfocado en el enriquecimiento. Para esto se sugiere iniciar con la reproducción de especies que sean endémicas como *Nectandra smithii* y *Citharexylum macradenium* o especies que se encuentren amenazadas, como por ejemplo *Casimiroa sapota* o *Astronium graveolens*, para posteriormente utilizarlas en el proceso de regeneración (Calvo, 2017; Cascante, 2001). Se recomiendan también algunos árboles que favorezcan la llegada de más especies frugívoras, por ejemplo, la siembra en la parte alta de especies de la familia Lauraceae, como el aguacatillo (*Cinnamomum triplinerve*) o *Nectandra cufodontisii*, para que sean aprovechados por aves como el tucancillo verde (*Aulacorhynchus prasinus*), la oropéndula (*Psarocolius montezuma*), el pájaro chancho (*Tityra semifasciata*) y algunas especies de tinamús y pavas (Estrada & Sanchez, 2012; Stiles y Skutch 2007). Asimismo especies de familias como Myrsinaceae (*Myrsine coriacea*), Adoxaceae (*Viburnum costarricanum*), Rubiaceae (*Palicourea guianensis*) y Araliaceae (*Oreopanax xalapensis*), entre otras brindan un número importante de frutos.

Los resultados mostraron que la mayor parte de las aves migratorias se concentraron en la zona periurbana y no así en la urbana, por lo que se podrían sembrar, en los sitios de la zona media y baja, especies como el indio desnudo (*Bursera simaruba*) o *Urera verrucosa*, para que aporten frutos que les sirven de alimento (Chaves, 2003); también se recomiendan especies como el árbol dama (*Citharexylum donnell-smithii*) o el güitite (*Acnistus arborescens*), las cuales aportan alimento a muchas especies de familias

como Tyrannidae, Parulidae, Momotidae y Thraupidae, entre otras, y son además utilizadas con fines ornamentales (Estrada & Sánchez, 2012).

Es aconsejable el uso de especies arbóreas del bosque premontano o montano del Valle Central como referencia para el enriquecimiento, por ejemplo, la Uruca (*Trichilia havanensis*), la Amapola (*Hibiscus rosa-sinensis*), huevos de caballo (*Tabernaemontana litoralis*), Aguacatillo (*Persea caerulea*), el huesillo (*Cupania guatemalensis*), etc. Estas brindan refugio, alimento, lugares de percha y de anidación a algunas aves, principalmente a la piapia (*Cyanocorax morio*), al barbuco cócora (*Semnornis frantzii*), a varias tangaras (*Tangara dowii*, *Piranga rubra*) y al mosquero (*Myiodynastes luteiventris*), entre otras (Wattenberg, Breckle & Vargas, 1996; Estrada & Sanchez, 2012). Los árboles se deben sembrar con un distanciamiento de 5 metros entre individuos y 2.5 entre filas, y se recomienda colocarlos aleatoriamente para no generar bloques de una misma especie. En los sitios 1, 2 y 3 es preferible sembrarlos de acuerdo con las curvas de nivel del suelo, para así generar barreras de protección contra la erosión, debido a las elevadas pendientes (Villalobos, 2012).

Pastos: Las zonas dedicadas al ganado se encuentran presentes en los sitios 1, 2, 6, 7 y 8. Estas áreas se caracterizan por poseer pocos árboles y pastos que limitan con la franja del bosque ribereño.

Dado que estos sitios se localizan en la parte alta de la microcuenca, autores como Calvo (2017), Ibrahim, Casasola, Tobar & Villanueva (2005) y Camargo, Ibrahim, Somarriba, Finegan & Current (2000) sugieren que lo más recomendable es permitir la regeneración natural en estas áreas. Se puede brindar una ayuda mediante acciones como el manejo de una carga de ganado moderada, la inclusión de rotaciones o la exclusión definitiva, proporcionar a los animales suplementos alimenticios para así reducir el sobrepastoreo y brindar un espacio para proteger los árboles pequeños provenientes de la sucesión natural. Con la cercanía de ambos sitios al bosque estatal protegido, la tasa de dispersión por parte de las aves se ve favorecida y facilita la regeneración natural, lo cual es incluso más económico que muchas de las estrategias de reforestación (García et al., 2000).

Cuando se haya dado el establecimiento de los árboles colonizadores y se genera una cobertura vegetal significativa, se enriquece con especies endémicas o amenazadas, como las anteriormente señaladas.

Para los pastos ubicados en el sitio 8, se recomienda el establecimiento de árboles aislados. Mediante esta estrategia se puede aumentar la productividad en la finca, favorecer el almacenamiento de carbono y beneficiar a la avifauna, brindándole sitios de percha y refugio en áreas abiertas urbanas (Godoi, Laps, Ribeiro, Aoki & de Souza, 2018; Vélchez, Harvey, Sánchez, Medina, & Hernández, 2004; Enríquez, Sáenz & Ibrahim, 2009). El sitio 6 ya posee la estrategia de árboles dispersos en esta área, por lo que se sugiere mantener el estado del potrero y, de ser posible enriquecerlo con más árboles.

Debido al gran tamaño del área con pasto en el sitio 7 y a que no se observó ningún árbol, contrariamente a lo que ocurre en los pastos de la zona alta, se podría realizar una siembra de plantaciones en “islas”. Para implementar esta estrategia se establecen parches de 10 x 10 metros con una distancia de 40 metros entre sí, se utilizan especies pioneras de crecimiento rápido para atraer dispersores y formar una cobertura vegetal importante. De esta manera, se aumenta la conectividad de las grandes áreas abiertas de pasto con el área de bosque ribereño, a fin de permitirle a algunas especies la movilidad por un uso de suelo diferente (Cole, Holl & Zahawi, 2010; Calvo, 2017). Para estos propósitos se pueden emplear árboles de las familias Fabaceae y Euphorbiaceae; especies del género *Inga* (*Inga punctata*, *Inga vera*) y *Erythrina* (*Erythrina fusca* y *E. poeppigiana*) proveen néctar por medio de sus flores a colibríes, al cacique veranero (*Icterus galbula*) y a reinitas, como *Coereba flaveola*, mientras que el targuá (*Croton draco*) brinda frutos que son aprovechados por varios psittacidos (pericos y loros). Otras especies, como *Cecropia obtusifolia*, también aportan alimento para una gran cantidad de aves, al igual que *Ficus pertusa* y *Sapium glandulosum* (Estrada & Sánchez, 2012).

Cafetal: Este tipo de cobertura solo se presenta en los sitios 3 y 4, que corresponden a dos fincas cafetaleras privadas, ubicadas en la zona periurbana de la microcuenca.

En el sitio 4 se encuentra un sistema de cafetal con sombra; sin embargo, se observaron muy pocos árboles como complemento a la plantación de café. Según Leyequien & Toledo (2009) y González (1999), los cafetales con sombra diversificada funcionan como un refugio para la avifauna en zonas urbanas, especialmente para muchas especies migratorias, por lo que se recomienda la siembra de árboles en estas áreas como una forma de contribuir a la estratificación y diversificación del sistema. Especies como *Bursera simaruba*, *Diphysa americana*, *Erythrina costaricensis*, *Myrsine coriacea*, *Gliricidia sepium*, *Mauria heterophylla* e *Inga vera* se han utilizado con éxito, pues han aportado mejoras a la calidad del suelo y del café y han aumentado la diversidad de la fauna y la belleza escénica (Rojas, Canessa & Ramírez, 2005).

El cafetal del sitio 3 posee un sistema de cultivo de café con sombra con bastantes árboles, por lo que se recomienda mantener el estado del cafetal y, de ser posible, enriquecer el área con más especies de porte bajo-medio, sin exceder los 45 árboles por hectárea, para no producir más sombra de la necesaria. Debido a las elevadas pendientes del sitio, se deben sembrar los árboles de acuerdo con las curvas de nivel del suelo, para así generar barreras de protección contra la erosión existente (Rojas, Canessa & Ramírez, 2005; Villalobos, 2012).

Charral: Esta cobertura se encontró en los sitios 5 y 6, corresponde a un área descuidada o abandonada, que se cubrió de maleza.

Se considera que esta área se podría reforestar mediante una siembra convencional de árboles de porte bajo, medio y alto, para propiciar la formación de varios estratos. Se pueden emplear árboles de porte bajo como *Robinsonella lindeniana*, *Andira inermis* e *Inga punctata*; árboles de porte medio (*Bursera simaruba*, *Gliricidia sepium*) y también *Erythrina poeppiggena*, *Cojoba arborea* y *Senna reticulata* de porte alto. Se deben establecer las diferentes especies al azar, de manera que no se generen bloques de una misma especie. Es recomendable sembrarlas con un distanciamientos de 5 metros entre cada individuo y 2.5 metros entre cada hilera (Vargas, 2017; Villalobos, 2012; Hernández, 2004).

Urbano: Al encontrarse la microcuenca inmersa en una matriz urbana, todos los sitios poseen un porcentaje de superficie impermeable. Los sitios 1 y 2, ubicados en la parte alta, poseen un porcentaje bajo, los sitios 3 y 4 en la parte media presentan un nivel moderado, mientras que los sitios 7 y 8 en la parte baja tienen un alto porcentaje (>50 %).

La superficie impermeable observada corresponde generalmente a la presencia de residencias en urbanizaciones que colindan directamente con la zona de protección del río. Algunas de estas casas pueden funcionar como un AVU por medio de sus jardines, lo que beneficiaría en gran medida a la fauna. Autores como Cordero & Ovares (2014) y Solano (2016) han descrito en sus investigaciones la importancia de estas AVU privadas para la conservación de la avifauna, ya que los jardines funcionan como pequeños parches de vegetación dentro de la ciudad, lo que contribuye a aumentar la heterogeneidad y la conectividad del paisaje. En ese sentido, lo más recomendable es no eliminar estas áreas, sino todo lo contrario, enriquecerlas con algunas especies arbóreas que beneficien a la fauna.

La siembra de árboles de porte bajo o arbustos sería lo más adecuado, porque muchos jardines son áreas pequeñas y los árboles grandes podrían generar daños a la infraestructura de la casa si se encuentran muy cerca (Stevens & Buchan, 1997; Reyes & Meza, 2011). En este caso, se podrían utilizar especies de arbustos que brinden alimento para las aves y que, además, sean plantas de uso ornamental, como el rabo de gato (*Stachytarpheta mutabilis*) o el cabello de ángel (*Calliandra calothyrsus*), las cuales proporcionan néctar para diferentes especies de colibríes. Algunos arbustos comunes en el Valle Central, como el güitite (*Acnistus arborescens*), el capulín (*Muntingia calabura*), *Hamelia patens*, *Fuchsia paniculata* y el tucuico (*Ardisia compressa*) funcionan también con este propósito.

Conclusiones

- Se registraron 171 especies de aves distribuidas en 41 familias, la familia con mayor número de especies fue Tyrannidae seguida por Parulidae y Emberizidae. Un 64 % de las aves identificadas son residentes, un 27 % son migratorias-residentes y un 9 % son especies exclusivamente migratorias, siendo el perico frentirrojo (*Psittacara finschi*) la especie más abundante en el muestreo seguido por *Hirundo rustica*, *Quiscalus mexicanus* y *Cantorchilus modestus*.

- Un 53 % de las especies de aves son omnívoras, un 25 % son consumidoras de invertebrados o insectívoras, un 13 % son consumidoras primarias o frugívoras y un 9 % de las especies pertenecen al gremio trófico de los carnívoros. La mayor parte de las especies de aves registradas habitan o prefieren los fragmentos de bosque en vez de áreas abiertas o bosque denso.

- Se identificaron 377 árboles con un DAP mayor a 10 cm y un total de 66 especies pertenecientes a 36 familias. La familia de las fabáceas es la que posee un mayor número de especies, seguida por Lauraceae y Moraceae. Se observan indicadores altos de reclutamiento según la distribución de “J invertida” que siguen los DAP de los árboles muestreados.

- 19 especies de árboles son exóticas y 47 son nativas, es decir, más del 70% de las especies identificadas son nativas. Las especies más abundantes son el ciprés (*Cupressus lusitánica*), el targúa (*Crotón draco*) y el poró blanco (*Erythrina fusca*).

- Existen diferencias estadísticamente significativas en la estructura y composición de la vegetación de la zona urbana y la periurbana, propiciando también diferencias significativas en la composición y número de aves.

- Se identificaron diferentes usos del suelo en los sitios seleccionados para el muestreo, se encontró principalmente bosque ribereño, uso urbano, pasto, cultivos, café y

charral. Estas coberturas influyen considerablemente en la riqueza y abundancia de la avifauna registrada.

- Las zonas altas del área periurbana de la MRB poseen una gran importancia para la conservación al encontrar especies sensibles a las perturbaciones como algunas especialistas y de interior de bosque (“urban avoiders”), por lo cual es crucial controlar y disminuir la expansión urbana hacia estas zonas evitando así mayor fragmentación, pérdida de hábitats y posible desaparición local de especies.

- En el área urbana se encontró una menor diversidad, riqueza y abundancia de árboles, evidenciando la necesidad de aumentar la cobertura arbórea por ende la conectividad para reducir así la fragmentación.

- La riqueza y abundancia en la vegetación aumenta los beneficios para la avifauna por lo que se recomiendan especies arbóreas que aportan frutos y néctar para las diferentes especies de aves frugívoras registradas, las cuales según los resultados poseen una menor riqueza que las omnívoras e insectívoras.

- Los ecosistemas urbanos presentan diferencias con los ecosistemas boscosos por lo que muchas veces las metodologías estadísticas desarrolladas para un ambiente no se adaptan al otro, por lo que se deben realizar modificaciones para poder llevar a cabo estudios en áreas urbanas.

- Es importante la inclusión del bosque de ribera en estrategias de manejo y conservación en las ciudades. Asimismo, el manejo en los diferentes usos de suelo que ejercen presión sobre la franja ribereña también es fundamental.

- Controlar y reducir la degradación en esta microcuenca es muy complejo debido a la heterogeneidad de las AVU, para lograr avances se necesita la cooperación e integración de los diferentes actores locales, municipalidades, instituciones públicas, empresa privada y sociedad civil.

Recomendaciones

- Se recomienda también realizar los muestreos de la avifauna en la época seca y de transición, es decir, los primeros 6 meses del año, así como realizar muestreos en horas de la noche para registrar especies de hábitos nocturnos.

- Promover la siembra planificada en la época correcta y con las especies adecuadas para incrementar la oferta de recursos para las aves y demás especies animales. Asimismo, es muy importante brindar un seguimiento a la siembra, sin mantenimiento se puede perder el esfuerzo realizado.

- Realizar estudios en AVU del Valle Central que permitan comprender mejor su dinámica y relación con la biodiversidad, con el fin de establecer parámetros de referencia que orienten la efectividad de las estrategias de manejo y conservación.

- Incentivar investigaciones que aporten información sobre el estado de las comunidades de aves en las diferentes microcuencas de la ciudad de Heredia.

- Promover la educación ambiental por parte de profesionales a los diferentes grupos organizados de vecinos y dueños de fincas tanto de la parte alta como de la parte media y baja para concientizar sobre la conservación y protección de los recursos naturales urbanos y la fauna asociada.

- Se recomienda a los actores locales responsables el desarrollo de más estrategias que controlen el aumento del nivel de urbanismo en la zona periurbana de la microcuenca para así mantener la protección de los diversos recursos naturales que aún se observan.

- Se recomienda dar un seguimiento con monitoreo de la diversidad de aves y estado de los sitios seleccionados con el fin de mantener un registro que permita analizar cambios y tendencias en la escala temporal.

- Finalmente, se pretende que los resultados y propuestas de esta investigación sean tomados en cuenta en el proyecto “Estrategia de manejo para las áreas de protección y áreas verdes en la microcuenca del río Bermúdez y sus afluentes Pirro-Quebrada Seca-Burío,

como contribución a la gestión ambiental del ecosistema urbano presente en el río Grande de Tárcoles” de la Universidad Nacional el cual va a establecer un CBI en la MRB aumentando así la conectividad y la protección de las AVU de la ciudad de Heredia.

Referencias bibliográficas

- Aguilar, R., & Galetto, L. (2004). Effects of forest fragmentation on male and female reproductive success in *Cestrum parqui* (Solanaceae). *Oecologia*, 138(4), 513-520.
- Ajbilou, R., Marañón, T., & Arroyo Marín, J. (2003). Distribución de clases diamétricas y conservación de bosques en el norte de Marruecos. *Investigaciones agrarias*. 12(2), 111-123.
- Alberti, M., Marzluff, J., & Hunt, V. M. (2017). Urban driven phenotypic changes: empirical observations and theoretical implications for eco-evolutionary feedback. *Philosophical Transaction of the Royal Society.*, 372(1712), 9. Doi: 10.1098/rstb.2016.0029
- Alejandro, M., Gutiérrez, B. & Kampichler, C (2008). Flora arbórea urbana y exurbana del municipio de Centro, Tabasco.
- Alvarado V., Romero, M., Bermúdez, T., & Piedra, L. (2014). Plantas nativas para el control de la erosión en taludes de ríos urbanos. *Spanish Journal of Soil Science*, 4(1), 99-111.
- Araujo-Murakami, A., Bascopé, F., Cardona-Peña, V., De la Quintana, D., Fuentes, A., Jørgensen, P., ... & Seidel, R. (2005). Composición florística y estructura del bosque amazónico preandino en el sector del Arroyo Negro, Parque Nacional Madidi, Bolivia. *Ecología en Bolivia*, 40(3), 281-303.
- Araya-Yannarella, F. & Fernández-Hernández, A. (2011). Análisis del estado de la vegetación ribereña de la microcuenca del Río Burío-Quebrada Seca, Heredia, Costa Rica mediante la aplicación de los índices Calidad del bosque de riberas(QBR) y Calidad del Bosque de Rivera modificado (QGRm). (Tesis inédita de Licenciatura). Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica.
- Arias, C. R., & Granados, I. G. (2008). Lista preliminar de la Avifauna de la Ciudad Universitaria Carlos Monge Alfaro de la Universidad de Costa Rica, San Ramón 2006-2008. *InterSedes: Revista de las Sedes Regionales*, 9(16), 11-22.
- Artavia, R., & Valle, D. (2013). Diagnóstico preliminar de avifauna para instaurar el Corredor Biológico Interurbano Río Torres en el cantón San José. *Ambientico*, 232(233), 56-63.
- Auquilla, R. C., Astorga, Y., & Jiménez Otárola, F. (2006). Influencia del uso del suelo en la calidad del agua en la subcuenca del río Jabonal, Costa Rica. *Agroforestería en las Américas (CATIE)*.
- Barsky, A. (2005). El periurbano productivo, un espacio en constante transformación. *Scripta Nova*, 194(36). Recuperado de: <http://www.ub.edu/geocrit/sn/sn-194-36.htm>
- Bellostas, A. (2009). Calidad del agua y su higienización: Efectos sobre la sanidad y productividad de las aves. In ILVI Symp. Avicultura, Sec. Esp. WPSA, Zaragoza.

- Bennet, A.F. (1999). Linkages in the Landscape: The Role of Corridors and Connectivity in Wildlife Conservation. Cambridge, Reino Unido: Unidad de Servicios de Publicaciones de la UICN.
- Bermúdez-Cuamatzin, E., A. A. Ríos-Chelén, D. Gil y C. M. García. (2009). Strategies of song adaptation to urban noise in the house finch: syllable pitch plasticity or differential syllable use? *Behaviour*, 146: 1269-1286.
- Betts, M. G., Fahrig, L., Hadley, A. S., Halstead, K. E., Bowman, J., Robinson, W. D., Wiens, J. A., & Lindenmayer, D. B. (2014). A species-centered approach for uncovering generalities in organism responses to habitat loss and fragmentation. *Ecography*, 37(6), 517-527. Doi: 10.1111/ecog.00740
- Blair, R. B. (1996). Land use and avian species diversity along an urban gradient. *Ecological Applications*, 6, 506-519. Doi: 10.2307/2269387
- Blandón, A. C., Perelman, S. B., Ramírez, M., López, A., Javier, O., & Robbins, C. S. (2016). Temporal bird community dynamics are strongly affected by landscape fragmentation in a Central American tropical forest region. *Biodiversity and conservation*, 25(2), 311-330.
- Bó, M. S., Baladrón, A. V., & Biondi, L. M. (2007). Ecología trófica de Falconiformes y Strigiformes: tiempo de síntesis. *El Hornero*, 22(2), 97-115.
- Brenes, E. (2010). Inconsistencia del decreto de ampliación del anillo y Plan Prugam. *Revista ambientico*, 42(210), 3-5.
- Brinck, K., Fischer, R., Groeneveld, J., Lehmann, S., De Paula, M. D., Pütz, S, Sexton, J.O., Song, D., & Huth, A. (2017). High resolution analysis of tropical forest fragmentation and its impact on the global carbon cycle. *Nature Communications*, 8. doi:10.1038/ncomms14855.
- Brumm, H., & Slabbekoorn, H. (2005). Acoustic communication in noise. *Advances in the Study of Behavior*, 2(35), 151-209.
- Cabrera-Cruz, R. B. E., González-González, M. A., Rolón-Aguilar, J. C., & Gaytán-Oyarzún, J. C. (2015). Indicadores bióticos de calidad ambiental del sur del estado de Tamaulipas, México. Caso de estudio: Aves. *Estudios en Biodiversidad*, 11, 130.
- Calderón Mesén, P., & Mora Leiva, I. (2017). Registro de géneros de ácaros en reinitas (Parulidae) de Costa Rica. Recuperado de: <http://hdl.handle.net/10669/80361>
- Calles, J. A. (2016). Bioindicadores terrestres y acuáticos para las microcuencas de los ríos Illangama y Alumbre, provincia Bolívar. Quito, Ecuador: EcoCiencia. Recuperado de: https://vtechworks.lib.vt.edu/bitstream/handle/10919/67132/2794_bioindicadores_jul07.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Calvo, J. (2017). Propuesta para la restauración de la cobertura vegetal en la zona ribereña del río Tibás como insumo para el establecimiento de un corredor biológico interurbano. (Tesis inédita de Licenciatura). Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica.
- Calvo-Villalobos, J. E., Bermúdez-Rojas, T., & Vega-Bolaños, H. (2018). Composición y estructura forestal del Corredor Biológico Interurbano Río Tibás, Heredia, Costa Rica. *Revista forestal mesoamericana Kurú*, 15(36), 9-19.

- Camargo García, J. C., Ibrahim, M. A., Somarriba, E., Finegan, B., & Current, D. (2000). Factores ecológicos y socioeconómicos que influyen en la regeneración natural del laurel en sistemas silvopastoriles del trópico húmedo y subhúmedo de Costa Rica. *Agroforestería en las Américas*, 7(26), 46-49.
- Canet-Desanti, L. & Finegan, B. (2010). Base de conocimiento para la gestión de corredores biológicos en Costa Rica. *Mesoamericana*, 14(3), 11-24
- Canet-Desanti, L. (2007). Herramientas para el diseño, gestión y monitoreo de corredores biológicos en Costa Rica. Tesis de posgrado. Recuperado de <http://repositorio.bibliotecaorton.catie.ac.cr/handle/11554/5182>
- Capllonch, P. (2007). Migraciones de especies de Tyrannidae de la Argentina: Parte 1. *Acta zoológica lilloana*, 51(2), 151-160.
- Cárdenas, G., Harvey, C. A., Ibrahim, M. A., & Finegan, B. (2003). Diversidad y riqueza de aves en diferentes hábitats en un paisaje fragmentado en Cañas, Costa Rica. *Agroforestería en las Américas*. 10, 39-40.
- Carmona, R., Mendoza, L. F., Molina, D., Ortega, L., Miramontes, E., & Cruz, M. (2017). Presencia espacial y temporal de aves rapaces diurnas (aves: accipitriformes, falconiformes) en marismas nacionales, Nayarit-Sinaloa, México. *Acta zoológica mexicana*, 33(1), 27-38.
- Cascante, M. (2001). Composición florística y estructura de un bosque húmedo premontano en el Valle Central de Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 49(1), 213-225.
- Castillo-Bejarano M. & S. Guevara-Sada. (2008). Algunos atributos de los árboles que atraen frugívoros a los potreros. *Cuadernos de la biodiversidad*, 27, 3-10.
- Castro, L. P., Vargas, M. R., & Campos, L. O. (2017). Las cuencas urbanas y su fauna: el caso del río Pirro, Heredia, Costa Rica. *Biocenosis*, 31(1-2).
- Ceccon, E. (2003). Los bosques ribereños y la restauración y conservación de las cuencas hidrográficas. *Ciencias 72*: 46-53. COBRI – SURAC (Corredor Biológico Rivereño Interurbano Subcuenca Reventado Agua Caliente). (2007). Ficha técnica Corredor Biológico Rivereño Interurbano Subcuenca Reventado – Agua Caliente, interconectando ecosistemas naturales y urbanos. Cartago – Costa Rica. Recuperado de: http://www.sinac.go.cr/corredoresbiologicos/documentacion/accvc/cb_cobrisurac.pdf
- Chaves, L. (2003). El Indio Desnudo (*Bursera simaruba*) como fuente de alimento para las aves. *Zeledonia (Costa Rica)*, 1(7), 32-35.
- Chávez, W. A. A. (2017). Diversidad de aves del campus universitario de la Universidad Central del Ecuador, Quito, Ecuador. *Siembra*, 4(1), 172-182.
- Clergeau, P., J. Jokimák & J. P. Savard. (2001). Are urban bird communities influenced by the bird diversity of adjacent landscapes? *J. of Applied Ecology*, 4(38), 1122-1134.
- Clergeau, P., Savard, J. P. L., Mennechez, G., & Falardeau, G. (1998). Bird abundance and diversity along an urban-rural gradient: a comparative study between two cities on different continents. *The Condor*, 100(3), 413-425.

- Cole, R. J., K. D. Holl & R. A. Zahawi. (2010). Seed rain under tree islands planted to restore degraded lands in a tropical agricultural landscape. *Ecological Applications*, 20(5), 1255-1269.
- Condit, R., Hubbell, S. P., Lafrankie, J. V., Sukumar, R., Manokaran, N., Foster, R. B., & Ashton, P. S. (1996). Species-area and species-individual relationships for tropical trees: a comparison of three 50-ha plots. *Journal of Ecology*, 549-562.
- Cordero, A., Chacon, B., & Rodríguez, A. (1979). Contaminación del río Bermúdez, Alajuela. *Agronomía Costarricense*, 3(1), 9.
- Cordero, P., Vanegas, S., & Hermida-Palacios, M. A. (2015). La biodiversidad urbana como síntoma de una ciudad sostenible. Estudio de la zona del Yanuncay en Cuenca, Ecuador. *Maskana*, 6(1), 53-67.
- Cordero-Ardón, D. & Ovares-Campos, L. (2014). Aplicación de la metodología del doble observador en la evaluación de la diversidad de aves en parches de vegetación en áreas urbanas, Heredia, Costa Rica. (Tesis inédita de Licenciatura). Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica.
- Corral Rivas, J., Aguirre Calderón, O. A., Jiménez Pérez, J., & Návar Chaidez, J. D. J. (2002). Muestreo de diversidad y observaciones ecológicas del estrato arbóreo del bosque mesófilo de montaña El Cielo, Tamaulipas, México. *Revista Chapingo. Serie ciencias forestales y del ambiente*, 8(2).
- Corredor Biológico Mesoamericano (CBM). (2006). *Corredor Biológico Mesoamericano: Instrumentos para su consolidación*. San Salvador, El Salvador.
- Corredor Biológico Mesoamericano sección Costa Rica (CBM-CR). (2002). Comisión Centroamericana de Ambiente y Desarrollo (CCAD). San José, Costa Rica. P.87
- Coto, J. M., & Salgado, V. (2016). Calidad del agua de los ríos de la microcuenca IV del Río Virilla. *Uniciencia*, 24(1), 69-74.
- Cueto, V. R. (1996). Relación entre los ensambles de aves y la estructura de la vegetación: un análisis a tres escalas espaciales. (Tesis inédita de Doctorado). Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina.
- Cushman, S. A., McRae, B., Adriaensen, F., Beier, P., Shirley, M., & Zeller, K. (2013). Biological corridors and connectivity. *Key Topics in Conservation Biology* 2, 384-404.
- Debinski, D. M., & Holt, R. D. (2000). A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation biology*, 14(2), 342-355.
- Discoli, C., San Juan, G., Martini, I., Dicroce, L., Melchiori, M., Rosenfeld, E., & Ferreyro, C. (2007). Modelo de calidad de vida urbana (MCVU). Estudio de la calidad de los aspectos urbano-ambientales. *Revista Avances en energías renovables y medio ambiente, indexada por: infohab. org. br. Salta: INENCO-UnSa*, 4(67), 01-57.
- Echevarría, L. H., & Montoya, R. O. (2015). Disponibilidad del recurso hídrico en la microcuenca del río Bermúdez. Región Central de Costa Rica. *Observatorio Medioambiental*, 18, 165-181.
- Enríquez, M. L., Sáenz, J. C., & Ibrahim, M. (2009). Gremios de aves en agroecosistemas del Pacífico Central de Costa Rica y su importancia para la conservación. *Revista de Ciencias Ambientales*, 38(1), 26-32.

- Enríquez-Lenis L. M., J.C. Sáenz & M. Ibrahim. (2007). Riqueza, abundancia y diversidad de aves y su relación con la cobertura arbórea en un agropaisaje dominado por la ganadería en el trópico subhúmedo de Costa Rica. *Agroforestería en las Américas*, 45, 57.
- Estrada, A., Sanchez, J., (2012). Árboles y arbustos de importancia para las aves del Valle Central de Costa Rica. Heredia, Costa Rica: Instituto Nacional de Biodiversidad (INBio).
- Evans, K. L., Chamberlain, D. E., Hatchwell, B. J., Gregory, R. D., & Gaston, K. J. (2011). What makes an urban bird?. *Global Change Biology*, 17(1), 32-44.
- Ewers, R. M., & Didham, R. K. (2006). Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews*, 81(1), 117-142. doi: 10.1017/S1464793105006949
- Faggi, A., & Perepelizin, P. (2006). Riqueza de aves a lo largo de un gradiente de urbanización en la ciudad de Buenos Aires. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales nueva serie*, 8(2), 289-297.
- Fahrig, L. (1997). Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction. *The Journal of Wildlife Management*, 603-610.
- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 34(1), 487-515.
- FAO, U. (1999). The future of our Land—Facing the Challenge, Guidelines for Integrated Planning for Sustainable Management of Land Resources. Recuperado de: <http://www.fao.org/3/x3810e/x3810e00.htm>
- Fernández, L., Rau, J., & Arriagada, A. (2009). Calidad de la vegetación ribereña del río Maullín (41 28'S; 72 59'O) utilizando el índice QBR. *Gayana. Botánica*, 66(2), 269-278.
- Fernández-Juricic, E. (2000). Bird community composition patterns in urban parks of Madrid: the role of age, size and isolation. *Ecological research*, 15(4), 373-383.
- Flores-Xolocotzi, R., & González-Guillén, M. D. J. (2014). Consideraciones sociales en el diseño y planificación de parques urbanos. *Revista Economía, Sociedad y Territorio*, 6(24), 913-951. doi: <http://dx.doi.org/10.22136/est002007242>
- Francis, D., Ortega, P. & Cruz, A. (2009). Noise pollution changes avian communities and species interactions. *Current Biology*, 19(16), 1415–1419. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2009.06.052>.
- Fujita, M. & Koike, F. (2009). Landscape effects on ecosystems: birds as active vectors of nutrient transport to fragmented urban forest versus forest-dominated landscapes. *Ecosystems*, 12, 391-400. Doi: 10.1007/s10021-009-9230-z.
- Galetto, L., Aguilar, R., Musicante, M. L., & Ferreras, A. (2007). Fragmentación de hábitat, riqueza de polinizadores y reproducción de plantas nativas en el Bosque Chaqueño de Córdoba. *Ecología austral*, 17(8), 67-80.
- Gall, D., Ronald, K., Bestrom, S. & Lucas, R. (2012). Effects of habitat and urbanization on the active space of brown-headed cowbird song. *J Acoust Soc Am*, 132(6), 4053– 4062. doi:10.1121/1.4764512.
- García, D. (2011). Efectos biológicos de la fragmentación de hábitats: nuevas aproximaciones para resolver un viejo problema. *Revista Ecosistemas*, 20(2-3), 1-10.

- García, M., Gómez, N., Gantes, H., & Demichelis, S. (2018). Evaluación del estado del ecosistema ribereño en Punta Lara: propuesta de recuperación de los espacios naturales. *593 Digital Publisher CEIT*, 3(4), 41-48.
- Garrigues, R., & Dean, R. (2014). *The birds of Costa Rica field guide*. New York, EEUU: A Zona Tropical Publication, Cornell University.
- Gastezzi-Arias, P., Alvarado-García, V., & Pérez-Gómez, G. (2017). La importancia de los ríos como corredores interurbanos. *Biocenosis*, 31(1-2), 30.
- Godoi, M. N., Laps, R. R., Ribeiro, D. B., Aoki, C., & de Souza, F. L. (2018). Bird species richness, composition and abundance in pastures are affected by vegetation structure and distance from natural habitats: a single tree in pastures matters. *Emu-Austral Ornithology*, 118(2), 201-211.
- González, J. (1999). Diversidad y abundancia de aves en cafetales con y sin sombra. *Revista de Ciencias Ambientales*, 17(2), 70-81.
- González-Valdivia, N., Ochoa-Gaona, S., Pozo, C., Gordon Ferguson, B., Rangel-Ruiz, L. J., Arriaga-Weiss, S. L., ... & Kampichler, C. (2011). Indicadores ecológicos de hábitat y biodiversidad en un paisaje neotropical: perspectiva multitaxonómica. *Revista de Biología Tropical*, 59(3), 1433-1451.
- Granados I.G. & C.R. Arias. (2009). Avifauna del bosque municipal José Figueres Ferrer, San Ramón, Alajuela, Costa Rica (Noviembre 200 a Mayo 2009). *Zeledonia*, 13(1), 20-27.
- Granados-Sánchez D, MA Hernández-García, GF López-Ríos. (2006). Ecología de las zonas ribereñas. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 12(1), 55-59
- Grez, A. A., & Bustamante, R. (1995). Consecuencias ecológicas de la fragmentación de los bosques nativos. *Revista Ambiente y Desarrollo*, 11, 58-63.
- Guerrero Chuez, N. M. (2016). *Evaluación del uso de suelo y su influencia actual en la calidad del agua de la microcuenca "El Sapanal" cantón Pangua, provincia de Cotopaxi, Ecuador* (Doctoral dissertation, Universidad Nacional de La Plata).
- Gutierrez, I., & Becerra, P. (2018). Composición, diversidad y estructura de la vegetación de bosques ribereños en el centro sur de Chile. *Bosque (Valdivia)*, 39(2), 239-253.
- Hadley, A. S., & Betts, M. G. (2016). Refocusing habitat fragmentation research using lessons from the last decade. *Current Landscape Ecology Reports*, 1(2), 55-66.
- Hammel, B. E., M. H. Grayum, C. Herrera & N. Zamora. (2003). *Manual of Plants of Costa Rica*. Missouri, United States of America: Missouri Botanical Garden Press.
- Hernández Martínez, M. (2004). Del cafetal al bosque nativo: reforestación del área de protección del embalse del PH Pirrís. *Rescatemos El Virilla (Costa Rica)*, 10(24), 29-34.
- Hernández Vázquez, S., Durand Martínez, B. C., Esparza Salas, R., & Valadez González, C. (2000). Distribución temporal de aves rapaces diurnas en la Reserva "Playón de Mismaloya", Jalisco, México. *Revista de Biología Tropical*, 48(4), 1015-1018.

- Hernández-Ladrón, D. G., Rojas-Soto, O. R., Lopez-Barrera, F., Puebla-Olivares, F., & Diaz-Castelazo, C. (2012). Seed dispersal by birds in a cloud forest landscape in central Veracruz, Mexico: its role in passive restoration. *Revista Chilena de Historia Natural*, 85(1), 89-100.
- Herrera-Murillo, J., Rodríguez-Román, S., Solís-Torres, L. D., & Castro-Delgado, F. (2009). Aplicación de técnicas quimiométricas para clasificar la calidad de agua superficial de la microcuenca del río Bermúdez en Heredia, Costa Rica. *Revista Tecnología en Marcha*, 22(4), 75.
- Herrera-Núñez, J., Rodríguez-Corrales, J., Coto-Campos, J. M., Salgado-Silva, V., & Borbón-Alpizar, H. (2013). Evaluación de metales pesados en los sedimentos superficiales del río Pirro. *Revista Tecnología en Marcha*, 26(1), 27-36.
- Hobbs, R. J. (1993). Can revegetation assist in the conservation of biodiversity in agricultural areas?. *Pacific Conservation Biology*, 1(1), 29-38.
- Holl, K. D., Loik, M. E., Lin, E. H., & Samuels, I. A. (2000). Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. *Restoration ecology*, 8(4), 339-349.
- Howe, H. F. (1984). Implications of seed dispersal by animals for tropical reserve management. *Biological conservation*, 30(3), 261-281.
- Ibrahim, M., Casasola, F., Tobar, D., & Villanueva, C. (2005). Buenas prácticas para conservar la biodiversidad en fincas ganaderas. Managua, Nicaragua: Documentación INPASA.
- Jaeger, J. A. (2000). Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape ecology*, 15(2), 115-130.
- Keinath, D. A., Doak, D. F., Hodges, K. E., Prugh, L. R., Fagan, W., Sekercioglu, C. H., Buchart, S. H. M., & Kauffman, M. (2017). A global analysis of traits predicting species sensitivity to habitat fragmentation. *Global Ecology and Biogeography*, 26(1), 115-127.
- Khimoun, A., Eraud, C., Ollivier, A., Arnoux, E., Rocheteau, V., Bely, M., & Levesque, A. (2016). Habitat specialization predicts genetic response to fragmentation in tropical birds. *Molecular Ecology*, 25(16), 3831-3844. doi: 10.1111/mec.13733
- Knopf, F., Johnson, R., Rich, F., Samson, F. & Szaro, R. (1988). Conservation of riparian ecosystems in the United States. *Wilson Bulletin*, (8)100, 272-284.
- La Gaceta, (1996). Ley Forestal de Costa Rica, 7575. Diario Oficial. La Uruca, San José. Boletín N°72. 23p.
- La Gaceta, (2000). Reglamento para el control de contaminación por ruido, N° 28718-S. Diario Oficial. La Uruca, San José. Boletín N°155.
- La Gaceta, (2014). Plan GAM 2013-2030. Diario Oficial. La Uruca, San José. Boletín N°82.
- LaPoint, S., Gallery, P., Wikelski, M., & Kays, R. (2013). Animal behavior, cost-based corridor models, and real corridors. *Landscape Ecology*, 28(8), 1615-1630. Doi: 10.1007/s10980-013-9910-0
- Leveau, L. M., & Leveau, C. M. (2004). Comunidades de aves en un gradiente urbano de la ciudad de Mar del Plata, Argentina. *Hornero*, 19(1), 13-21.
- Leyequien, E., & Toledo, V. M. (2009). Floras y aves de cafetales: Ensamblajes de biodiversidad en paisajes humanizados. *Biodiversitas*, 5(83), 7-10.

- Lindenmayer, D., Hobbs, R. J., Montague-Drake, R., Alexandra, J., Bennett, A., Burgman, M., Cale, P., Calhoun, A., Cramer, V., Cullen, P., Driscoll, D., Fahrig, ..., & Zavaleta E. (2008). A checklist for ecological management of landscapes for conservation. *Ecology letters*, 11(1), 78-91.
- López-Herrera, D. F., León-Yusti, M., Guevara-Molina, S. C., & Vargas-Salinas, F. (2016). Reptiles en corredores biológicos y mortalidad por atropellamiento vehicular en Barbas-Bremen, departamento del Quindío, Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 40(156), 484-493.
- Márquez, C., Bechard, M., Gast, F., & Vanegas, V. H. (2005). Aves rapaces diurnas de Colombia. Bogotá DC, Colombia: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Martin, T.E. & Roper, J. (1988). Nest predation and nest-site selection of a western population of the Hermit thrush. *Condor* 6(90), 51-57.
- Martin, T.E. (1993). Nest predation and nest sites. New perspectives on old patterns. *BioScience*, 3(43), 523-532.
- Martínez, C. O. C. (2016). Una aproximación al valor social y ambiental de las áreas verdes urbanas de la Ciudad de México (No. TESH 011). CIDE, División de Economía.
- Marzluff, J. M., & Angell, T. (2005). Cultural coevolution: how the human bond with crows and ravens extends theory and raises new questions. *Journal of Ecological Anthropology*, 9(1), 69.
- McGarigal, K., & Cushman, S. A. (2002). Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects. *Ecological applications*, 12(2), 335-345.
- McKinney, M. (2008). Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban ecosyst. Tennessee*. EEUU. 11: 161-176
- McKinney, M. L. (2002). Urbanization, biodiversity, and conservation. *BioScience*, 52, 883-90.
- Meli, P., Ruiz, L., Aguilar, R., Rabasa, A., Rey-Benayas, J. M., & Carabias, J. (2017). Bosques ribereños del trópico húmedo de México: un caso de estudio y aspectos críticos para una restauración exitosa. *Madera y bosques*, 23(1), 181-193.
- Morales-Cerdas, V. (2017). Indicadores de calidad ambiental a partir del criterio áreas verdes urbanas: aplicación en dos ciudades de Costa Rica. (Tesis inédita de Licenciatura). Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica.
- Müller, N., Ignatieva, M., Nilon, C. H., Werner, P., & Zipperer, W. C. (2013). Patterns and trends in urban biodiversity and landscape design. In T. Elmqvist, M. Fragkias, J. Goodness (Eds). *Urbanization, biodiversity and ecosystem services: Challenges and opportunities* (pp.123-174). doi: 10.1007/978-94-007-7088-1_10
- Naiman, R. J., & Decamps, H., (1997). The ecology of interfaces: Riparian zones. *Annual Review of Ecology and Systematics* 28(102): 621-658. DOI: 10.1146/annurev.ecolsys.28.1.621.
- Naranjo, L. G., & de Ulloa, P. C. (1997). Diversidad de insectos y aves insectívoras de sotobosque en hábitats perturbados de selva lluviosa tropical. *Caldasia*, 3(19), 507-520.

- Obando-Calderón, G., Vasquez-Obando, D., Chaves-Campos, J., Garrigues, R., & Ramírez-Alán, O. (2014). Proyecto Puntos de Conteo de Aves Residentes de Costa Rica Monitoreo Nacional de Aves Residentes 2012-2013. *Zeledonia*, 18(1).
- Perepelizin, P. V., & Faggi, A. M. (2009). Diversidad de aves en tres barrios de la ciudad de Buenos Aires, Argentina. *Multequina*, 4(18), 71-85.
- Pérez, J. L. T. (2014). Nuestros vecinos alados: Las aves urbanas. *Kuxulkab*, 20(39), 44-34
- Pérez-Gómez, G., Gastezzi-Arias, P., & Vega-Quesada, A. (2016). Avifauna poco frecuente en la microcuenca del río Torres, San José, Costa Rica. *Comité editorial*.
- Peters, V. E., Mordecai, R., Ronald Carroll, C., Cooper, R. J., & Greenberg, R. (2010). Bird community response to fruit energy. *Journal of animal ecology*, 79(4), 824-835.
- Pineda-López, R., Febvre, N., & Martínez, M. (2010). Importancia de proteger pequeñas áreas periurbanas por su riqueza avifaunística: el caso de Mompaní, Querétaro, México. *Huitzil*, 11(2), 69-77.
- Piratelli, A., Sousa, S. D., Corrêa, J. S., Andrade, V. A., Ribeiro, R. Y., Avelar, L. H., & Oliveira, E. F. (2008). Searching for bioindicators of forest fragmentation: passerine birds in the Atlantic forest of southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 68(2), 259-268.
- Pla, L. (2006). Biodiversidad: Inferencia basada en el índice de Shannon y la riqueza. *Interciencia*, 31(8), 583-590.
- Polo, M. (2014). Los servicios ecosistémicos de los ríos urbanos y su contribución en la adaptación al cambio climático. *Revista Investigación Ambiental Ciencia y Política Pública*, 6(1), 46-51.
- Prugh, L. R., Hodges, K. E., Sinclair, A. R., & Brashares, J. S. (2008). Effect of habitat area and isolation on fragmented animal populations. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(52), 20770-20775.
- Pütz, S., Groeneveld, L. Alves, J. Metzger & Huth, A. (2011). Fragmentation drives tropical forest fragments to early successional states: a modelling study for Brazilian Atlantic forests. *Ecological Modelling*, 222(12): 1986-1997.
- Quesada, G. M. A., & Redondo, S. E. B. (2012). Avifauna de El Rodeo. Departamento de Historia Natural Museo Nacional de Costa Rica. San José, Costa Rica. *Brenesia*, (77), 343-350.
- Quesada-Acuña, S. G., Porras, C., Ramírez, O., & Gastezzi-Arias, P. (2018). Dispersión de semillas por aves residentes en bosque ribereño urbano del río Torres, San José, Costa Rica. *UNED Research Journal*, 10(1), 48-56.
- Quesada-Acuña, S. G., Vargas-Masis, R., Azofeifa-Jiménez, D., Ulate-Gómez, K., Zamora, L. A., & Rodríguez-Corrales, A. (2015). Caracterización del hábitat y comportamiento del mosquero de agua (*Sayornis nigricans*) en la microcuenca del río Torres en San José, Costa Rica. *Zeledonia*, 19(2), 34-42.
- Ralph, C., Geupel, G., Pyle P., Martin, T., De Sante, D. & Milá, B. (1996). Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres. General Technical Report PSW-GTR-159, USDA Forest Service, Albany. 46pp.

- Ramírez-Alán, Ó., De la O-Castro, J., Bolaños-Picado, D., & Mc Queen-Blanco, J. K. (2017). Evaluación de la abundancia relativa y percepción de la presencia de palomas *Columba livia* (Columbiformes: Columbidae) en la Universidad Nacional de Costa Rica. *Uniciencia*, 31(1), 29-38. Doi: <http://dx.doi.org/10.15359/ru.31-1.4>
- Ramirez-Campos, N. (2015). Propuesta de restauración ecológica del área de protección de la nueva sede del Centro Nacional de Control de Energía (CENCE), San Miguel de Santo Domingo de Heredia, Costa Rica. (Tesis inédita de Licenciatura). Instituto Tecnológico de Costa Rica, Cartago, Costa Rica.
- Ramírez-Chávez, J. R. (2006). Prioridades sociales y arreglos institucionales para la gestión local del Corredor Biológico Volcánica Central-Talamanca, Costa Rica. Recuperado de <http://repositorio.bibliotecaorton.catie.ac.cr/handle/11554/4051>
- Ramos-Bendaña, Z. S., & Finegan, B. (2004). Red ecológica de conectividad potencial: estrategia para el manejo del paisaje en el Corredor Biológico San Juan-La Selva. *Recursos Naturales y Ambiente*, 49(1), 112-123.
- Rapoport, E. H., Díaz Betancourt, M. E., & López Moreno, I. (1983). *Aspectos de la ecología urbana en la ciudad de México: flora de las calles y baldíos*. Ciudad de México, México: Editorial LIMUSA.
- Rappole, J. H., Lovejoy III, T. E., & Morton, E. S. (1993). Aves migratorias neárticas en los neotropicos. Virginia, EEUU: Donnelley & Sons Co.
- Redondo, P., Barrantes, G., & Sandoval, L. (2013). Urban noise influences vocalization structure in the House Wren *Troglodytes aedon*. *Ibis*, 155(3), 621-625.
- Reyes, P. R., & Torres-Florez, J. P. (2009). Diversidad, distribución, riqueza y abundancia de condrictios de aguas profundas a través del archipiélago patagónico austral, Cabo de Hornos, Islas Diego Ramírez y el sector norte del paso Drake. *Revista de biología marina y oceanografía*, 44(1), 243-251.
- Reyes, S., & Meza, L. (2011). Jardines residenciales en Santiago de Chile: Extensión, distribución y cobertura vegetal. *Revista chilena de historia natural*, 84(4), 581-592.
- Rivera-Gutiérrez, H. F. (2006). Composición y estructura de una comunidad de aves en un área suburbana en el suroccidente colombiano. *Ornitología colombiana*, 4, 28-38.
- Rodríguez Martínez del Sobral, E. (2014). Estructura del paisaje y potencial ecológico de tres fragmentos de vegetación para la conservación de aves en un espacio urbano del cantón de Belén, Heredia, Costa Rica. (Tesis inédita de Licenciatura). Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica.
- Rodríguez, C., & Cambronero, L. B. (2009). Estructura y Composición de dos Remanentes de Bosque Premontano Muy Húmedo en la Reserva Madre Verde, Palmares, Costa Rica. *Pensamiento Actual*, 9(12), 115-124.
- Rodríguez, J. T. U., Laguna, O. V., Hernández, Y. D. C. A., & Ponce, L. A. V. (2017). Inventario de la Diversidad Arbórea y Avifauna de las cuencas internas Jocote Pando y las Palmitas, Unidad Hidrográfica Río Estelí, Nicaragua, Centroamérica. *Revista Científica de FAREM-Estelí*, 6(22), 31-38.
- Rojas, F. Canessa, R. & Ramírez, J. (2005). Cafetales arbolados. *Revista Forestal Mesoamericana Kurú*, 2(4), 101-106.

- Rojas, L. & Chavarría, M. (2005). Corredores Biológicos de Costa Rica. San José, Costa Rica: Editorial San José, MINAE / SINAC / Corredor Biológico Mesoamericano, CR.
- Romero, M., L. Piedra, R. Villalobos, R. Marín y F. Núñez. (2011). Evaluación ecológica rápida de un ecosistema urbano: El caso de la microcuenca del río Pirro, Heredia, Costa Rica. *Revista Geográfica de América Central*, 47, 41-70.
- Sainz-Borgo, C. (2015). Estudio del ensamblaje de aves de un parche de bosque urbano en la ciudad de Caracas, Venezuela. *Acta Biol Venez*, 35, 47-60.
- Salazar, M. S. M., Vilchez, B., Chazdon, R. L., Gutiérrez, M. O., Malavasi, E. O., & Bonilla, M. G. (2012). Diversidad y estructura horizontal en los bosques tropicales del Corredor Biológico de Osa, Costa Rica. *Revista Forestal Mesoamericana Kurú*, 9(23), 19-28.
- Salgado-Mora, M. G., Ibarra-Núñez, G., Macías-Sámamo, J. E., & López-Báez, O. (2007). Diversidad arbórea en cacaotales del Soconusco, Chiapas, México. *Interciencia*, 32(11), 763-768
- Santos, J. W. M. C., Loverde-Oliveira, S., & Angeoletto, F. (2017). Diagnóstico socio-ambiental de las áreas de preservación permanente del río Arareau en la zona urbana de Rondonópolis, MT. *Terr@Plural*, 10(1), 35-45.
- Santos, T., & Tellería, J. L. (2006). Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies. *Revista Ecosistemas*, 15(2), 12.
- Şekercioğlu, Ç. H., Ehrlich, P. R., Daily, G. C., Aygen, D., Goehring, D., & Sandí, R. F. (2002). Disappearance of insectivorous birds from tropical forest fragments. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 99(1), 263-267.
- Solano Monge, F. (2015). Propuesta de zonificación ambiental para la actualización del perfil técnico del Corredor Biológico Interurbano Río María Aguilar: Costa Rica, 2015. (Tesis inédita de Licenciatura). Universidad de Costa Rica, San José, Costa Rica.
- Solano, A. (2016). Usos de parques urbanos por aves residentes y migratorias en la Ciudad de San José, Costa Rica. (Tesis inédita de doctorado). Universidad estatal a distancia, San José, Costa Rica.
- Solano, A. F. (2018). Riqueza de especies y abundancia de aves residentes y migratorias en parques urbanos de San José, Costa Rica. *UNED Research Journal*, 10. <https://doi.org/10.22458/urj.v10i1.2037>.
- Stevens, D., & Buchan, U. (1997). Enciclopedia del jardín: planificación, plantación, diseño. Buenos Aires, Argentina: La Isla.
- Stiles, F. G. (1985). Conservation of forest birds in Costa Rica: problems and perspectives. *Conservation of tropical forest birds*, 54(4), 141-168.
- Stiles, F. G., & Skutch, A. F. (2007). Guía de aves de Costa Rica. Heredia, Costa Rica: Instituto Nacional de Biodiversidad (INBio).
- Tovar, G. (2019). Manejo de la avifauna como parte de la gestión del arbolado urbano en Bogotá DC. *Territorios*, 7(40), 83-117.
- Trejo, A., Bó, M. S., Bellocq, M. I., & Lopez de Casenave, J. (2007). Ecología y conservación de aves rapaces en Argentina. *El Hornero*, 2(22), 81-83.

- Trollope, S. T., White, J. G., & Cooke, R. (2009). The response of ground and bark foraging insectivorous birds across an urban–forest gradient. *Landscape and Urban Planning*, 93(2), 142-150.
- Trujillo-Acosta, A., Peraza-Estrella, M. J., Marina-Hipólito, J. G., & Feoli-Boraschi, S. (2017). Evaluación del Corredor Interurbano Río Torres, Costa Rica. *Revista Forestal Mesoamericana Kurú*, 14(34), 53-62.
- Uezu, A., Metzger, J. P., & Vielliard, J. M. (2005). Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biological conservation*, 123(4), 507-519.
- Vargas, M. R., Castro, L. P., Chacón, R. V., Monge, R. M., & Obando, F. N. (2011). Evaluación ecológica rápida de un ecosistema urbano: el caso de la microcuenca del río Pirro, Heredia, Costa Rica. *Revista Geográfica de América Central*, 2(47), 41-69.
- Vargas-Coto, M. (2017). Ecología del Paisaje y Valores de Conservación para tres fincas propiedad de BARCA SA, Costa Rica, en los años 2000-2005 y 2012. (Tesis inédita de Licenciatura). Instituto Tecnológico de Costa Rica, Cartago, Costa Rica.
- Verga, E. G., Peluc, S. I., Landi, M., & Galetto, L. (2018). Efecto de la fragmentación del bosque sobre las fuentes potenciales de alimento para aves en Córdoba. *Ecología Austral*, 28(2), 339-352.
- Vergara-Paternina, J. A., Ballesteros-Correa, J., González-Charrasqui, C., & Linares-Arias, J. C. (2017). Diversidad de aves en fragmentos de bosque seco tropical en paisajes ganaderos del Departamento de Córdoba, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 65(4), 1625-1634.
- Vilchez, S., Harvey, C. A., Sánchez Merlos, D., Medina, A., & Hernández, B. (2004). Diversidad de aves en un paisaje fragmentado de bosque seco en Rivas, Nicaragua. *Encuentro: Revista Académica de la Universidad Centroamericana*, 7(68), 60-75.
- Villalobos-Chacón, R. (2012). Propuesta de rehabilitación forestal para las zonas de protección de la microcuenca del río pirro, Heredia, Costa Rica. (Tesis inédita de Licenciatura). Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica.
- Villegas, M., & Garitano-Zavala, A. (2008). Las comunidades de aves como indicadores ecológicos para programas de monitoreo ambiental en la ciudad de La Paz, Bolivia. *Ecología en Bolivia*, 43(2), 146-153.
- Wattenberg, I., S. W. Breckle & R. Ortíz Vargas, (1996). La diversidad de especies de árboles y la estructura de un bosque muy húmedo premontano en la Reserva Biológica Alberto Brenes. *Rev. Pensamiento Actual (Costa Rica)* 2(87), 11-19.
- Wheeler J. & G. Alvarado. (2006). La iniciativa para la conservación de las aves acuáticas en las américas. *Zeledonia*, 10(2), 1.
- Wu, J. (2014). Urban ecology and sustainability: The state-of-the-science and future directions. *Landscape and Urban Planning*, 125, 209-221.

Anexos

Anexo 1. Especies de aves registradas en la microcuenca del río Bermúdez y la zona donde estas fueron observadas, tomando en cuenta zona periurbana (ZP), zona urbana (ZU) o ambas.

Especies Aves	Zona
<i>Accipiter bicolor</i>	ZP
<i>Actitis macularius</i>	ZU
<i>Amazilia rutila</i>	ZU
<i>Amazilia saucerottei</i>	ZP/ZU
<i>Amazilia tzacatl</i>	ZP/ZU
<i>Amazona albifrons</i>	ZU
<i>Amazona autumnalis</i>	ZU
<i>Anthracothorax prevostii</i>	ZP/ZU
<i>Aramides cajaneus</i>	ZP/ZU
<i>Archilochus colubris</i>	ZP
<i>Ardea alba</i>	ZP
<i>Ardea herodias</i>	ZP/ZU
<i>Arremon brunneinucha</i>	ZP
<i>Atlapetes albinucha</i>	ZP
<i>Attila spadiceus</i>	ZP
<i>Aulacorhynchus prasinus</i>	ZP
<i>Basileuterus rufifrons</i>	ZP/ZU
<i>Brotogeris jugularis</i>	ZP/ZU
<i>Bubulcus ibis</i>	ZP/ZU
<i>Buteo brachyurus</i>	ZP/ZU
<i>Buteo jamaicensis</i>	ZP/ZU
<i>Buteo plagiatus</i>	ZP/ZU
<i>Buteo platypterus</i>	ZP
<i>Butorides virescens</i>	ZU
<i>Campostoma imberbe</i>	ZU
<i>Campylopterus hemileucurus</i>	ZP
<i>Campylorhynchus rufinucha</i>	ZP/ZU
<i>Cantorchilus modestus</i>	ZP/ZU
<i>Caracara cheriway</i>	ZP/ZU
<i>Cardellina pusilla</i>	ZP
<i>Cardellina canadensis</i>	ZP
<i>Cathartes aura</i>	ZP/ZU
<i>Catharus aurantiirostris</i>	ZP/ZU
<i>Catharus frantzii</i>	ZP
<i>Catharus fuscater</i>	ZP

<i>Catharus ustulatus</i>	ZP
<i>Chaetura vauxi</i>	ZP/ZU
<i>Charadrius vociferus</i>	ZU
<i>Chloroceryle americana</i>	ZP/ZU
<i>Chlorophonia callophrys</i>	ZP
<i>Chlorospingus flavopectus</i>	ZP
<i>Cistothorus platensis</i>	ZP
<i>Colibri cyanotus</i>	ZP
<i>Columba livia</i>	ZP/ZU
<i>Columbina inca</i>	ZP/ZU
<i>Columbina passerina</i>	ZU
<i>Columbina talpacoti</i>	ZU
<i>Contopus cooperi</i>	ZP
<i>Contopus sordidulus</i>	ZP/ZU
<i>Contopus virens</i>	ZP/ZU
<i>Coragyps atratus</i>	ZP/ZU
<i>Crotophaga sulcirostris</i>	ZP/ZU
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	ZU
<i>Dendrocygna autumnalis</i>	ZU
<i>Dendrortyx leucophrys</i>	ZP
<i>Dives dives</i>	ZP/ZU
<i>Doryfera ludovicianae</i>	ZP
<i>Dryobates villosus</i>	ZP
<i>Dryocopus lineatus</i>	ZP/ZU
<i>Egretta caerulea</i>	ZU
<i>Elaenia chiriquensis</i>	ZU
<i>Elaenia flavogaster</i>	ZP/ZU
<i>Elaenia frantzii</i>	ZP
<i>Elanus leucurus</i>	ZP/ZU
<i>Empidonax alnorum</i>	ZU
<i>Empidonax flavescens</i>	ZP
<i>Euphonia hirundinacea</i>	ZP
<i>Falco peregrinus</i>	ZU
<i>Falco sparverius</i>	ZP
<i>Geothlypis poliocephala</i>	ZU
<i>Henicorhina leucophrys</i>	ZP
<i>Herpetotheres cachinnans</i>	ZP
<i>Hirundo rustica</i>	ZU
<i>Icterus galbula</i>	ZP/ZU
<i>Icterus spurius</i>	ZU
<i>Jacana spinosa</i>	ZU

<i>Lampornis calolaemus</i>	ZP
<i>Legatus leucophaeus</i>	ZP/ZU
<i>Lepidocolaptes affinis</i>	ZP
<i>Leptotila verreauxi</i>	ZP/ZU
<i>Margarornis rubiginosus</i>	ZP
<i>Megaceryle torquatus</i>	ZP/ZU
<i>Megarhynchus pitangua</i>	ZP/ZU
<i>Melanerpes hoffmannii</i>	ZP/ZU
<i>Melospiza cabanisi</i>	ZU
<i>Melospiza leucotis</i>	ZP/ZU
<i>Micrastur ruficollis</i>	ZP
<i>Milvago chimachima</i>	ZU
<i>Mimus gilvus</i>	ZU
<i>Mitrephanes phaeocercus</i>	ZP
<i>Mniotilta varia</i>	ZP
<i>Molothrus aeneus</i>	ZU
<i>Momotus lessonii</i>	ZP/ZU
<i>Myiarchus crinitus</i>	ZP
<i>Myioborus miniatus</i>	ZP
<i>Myiodynastes luteiventris</i>	ZP/ZU
<i>Myiozetetes similis</i>	ZP/ZU
<i>Nyctidromus albicollis</i>	ZP/ZU
<i>Odontophorus leucolaemus</i>	ZP
<i>Oreothlypis peregrina</i>	ZP/ZU
<i>Ortalis cinereiceps</i>	ZP/ZU
<i>Pachyramphus versicolor</i>	ZP
<i>Pachysylvia decurtata</i>	ZP/ZU
<i>Pandion haliaetus</i>	ZP
<i>Parkesia noveboracensis</i>	ZP/ZU
<i>Parula gutturalis</i>	ZP
<i>Passerina caerulea</i>	ZP
<i>Patagioenas fasciata</i>	ZP
<i>Patagioenas flavirostris</i>	ZP/ZU
<i>Petrochelidon pyrrhonota</i>	ZU
<i>Pezopetes capitalis</i>	ZP
<i>Phaethornis guy</i>	ZP
<i>Phainoptila melanoxantha</i>	ZP
<i>Pheucticus ludovicianus</i>	ZU
<i>Piaya cayana</i>	ZP/ZU
<i>Pionus senilis</i>	ZP/ZU
<i>Piranga bidentata</i>	ZP

<i>Piranga rubra</i>	ZP/ZU
<i>Pitangus sulphuratus</i>	ZP/ZU
<i>Polioptila plumbea</i>	ZU
<i>Premnoplex brunnescens</i>	ZP
<i>Protonotaria citrea</i>	ZP
<i>Psarocolius montezuma</i>	ZU
<i>Pselliophorus tibialis</i>	ZP
<i>Psilorhinus morio</i>	ZP/ZU
<i>Psittacara finschi</i>	ZP/ZU
<i>Ptiliogonys caudatus</i>	ZP
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	ZP/ZU
<i>Quiscalus mexicanus</i>	ZP/ZU
<i>Saltator atriceps</i>	ZP
<i>Saltator coerulescens</i>	ZP/ZU
<i>Saltator maximus</i>	ZP/ZU
<i>Sayornis nigricans</i>	ZP/ZU
<i>Scytalopus argentifrons</i>	ZP
<i>Selasphorus scintilla</i>	ZP
<i>Semnornis frantzii</i>	ZP
<i>Setophaga fusca</i>	ZP
<i>Setophaga pensylvanica</i>	ZP/ZU
<i>Setophaga petechia</i>	ZP/ZU
<i>Setophaga virens</i>	ZP
<i>Sporophila corvina</i>	ZP/ZU
<i>Sporophila torqueola</i>	ZU
<i>Stelgidopteryx serripennis</i>	ZU
<i>Streptoprogne zonaris</i>	ZP/ZU
<i>Sturnella magna</i>	ZU
<i>Synallaxis brachyura</i>	ZP
<i>Tangara dowii</i>	ZP
<i>Thraupis episcopus</i>	ZP/ZU
<i>Thripadectes rufobrunneus</i>	ZP
<i>Thryophilus rufalbus</i>	ZP/ZU
<i>Tiaris olivaceus</i>	ZP/ZU
<i>Tityra semifasciata</i>	ZU
<i>Todirostrum cinereum</i>	ZU
<i>Tringa solitaria</i>	ZU
<i>Troglodytes aedon</i>	ZP/ZU
<i>Troglodytes ochraceus</i>	ZP
<i>Trogon collaris</i>	ZP
<i>Turdus grayii</i>	ZP/ZU

<i>Turdus plebejus</i>	ZP
<i>Tyrannus melancholicus</i>	ZP/ZU
<i>Tyrannus tyrannus</i>	ZP
<i>Vanellus chilensis</i>	ZP/ZU
<i>Vermivora chrysoptera</i>	ZP
<i>Vireo flavifrons</i>	ZP/ZU
<i>Vireo flavoviridis</i>	ZP/ZU
<i>Vireo olivaceus</i>	ZP/ZU
<i>Vireo philadelphicus</i>	ZU
<i>Volatinia jacarina</i>	ZP/ZU
<i>Zenaida asiatica</i>	ZP/ZU
<i>Zimmerius vilissimus</i>	ZU
<i>Zonotrichia capensis</i>	ZP/ZU

Anexo 2. Especies animales encontradas en los diferentes sitios de muestreo aparte de la comunidad de aves.

Especie	Nombre común	Sitio
<i>Tapirus bairdii</i>	Danta	Sitio 1
<i>Procyon lotor</i>	Mapache	Sitio 3
<i>Canis latrans</i>	Coyote	Sitio 1
<i>Basiliscus vittatus</i>	Basilisco	Sitios 6 y 7
No identificado	Perezoso	Sitios 2 y 4

Anexo 3. Cuadro de la distribución en clases diamétricas de los arboles tanto de la zona periurbana como de la zona urbana.

	Zona		Suma total
	Periurbana	Zona Urbana	
10-29	79	59	138
30-49	62	54	116
50-69	34	26	60
70-89	23	13	36
90-109	13	1	14
110-129	3	2	5
130-149	2	0	2
150-169	1	0	1
170-189	3	1	4
190-209	0	1	1
	220	157	377

Anexo 4. Especies de árboles encontradas en la microcuenca del río Bermúdez.

Especie	Familia	Nativa/Exótica
<i>Bursera simaruba</i>	Burseraceae	N
<i>Albizia adinocephala</i>	Fabaceae	N
<i>Annona cherimola</i>	Annonaceae	N
<i>Cecropia obtusifolia</i>	Urticaceae	E
<i>Cecropia peltata</i>	Urticaceae	E
<i>Cedrela odorata</i>	Meliaceae	N
<i>Cinnamomum triplinerve</i>	Lauraceae	E
<i>Citharexylum macradenium</i>	Verbenaceae	N
<i>Clethra costaricensis</i>	Clethraceae	N
<i>Cojoba arborea</i>	Fabaceae	N
<i>Conostegia macrantha</i>	Melastomataceae	N
<i>Conostegia xalapensis</i>	Melastomataceae	N
<i>Cordia alliodora</i>	Boraginaceae	N
<i>Cornus disciflora</i>	Cornaceae	N
<i>Croton draco</i>	Euphorbiaceae	N
<i>Cupressus lusitanica</i>	Cupressaceae	E
<i>Delonix regia</i>	Fabaceae	N
<i>Diphysa americana</i>	Fabaceae	N
<i>Dracaena fragrans</i>	Asparagaceae	E
<i>Enterolobium cyclocarpum</i>	Fabaceae	N
<i>Eriobotrya japonica</i>	Rosaceae	E
<i>Erythrina fusca</i>	Fabaceae	N
<i>Erythrina poeppigiana</i>	Fabaceae	E
<i>Euphorbia cotinifolia</i>	Euphorbiaceae	N
<i>Ficus aurea</i>	Moraceae	E
<i>Ficus benjamina</i>	Moraceae	N
<i>Ficus costarricana</i>	Moraceae	N
<i>Ficus pertusa</i>	Moraceae	N
<i>Gliricidia sepium</i>	Fabaceae	N
<i>Guazuma ulmifolia</i>	Malvaceae	E
<i>Inga punctata</i>	Fabaceae	N
<i>Inga vera</i>	Fabaceae	N
<i>Juglans neotropica</i>	Juglandaceae	E
<i>Leucaena Leucocephala</i>	Fabaceae	E
<i>Licaria triandra</i>	Lauraceae	N

<i>Lonchocarpus salvadorensis</i>	Fabaceae	N
<i>Luehea speciosa</i>	Malvaceae	E
<i>Machaerium biovulatum</i>	Fabaceae	N
<i>Mauria heterophylla</i>	Anacardiaceae	N
<i>Meliosma idiopoda</i>	Sabiaceae	N
<i>Morella cerifera</i>	Myricaceae	E
<i>Myrsine coriacea</i>	Primulaceae	E
<i>Nectandra cufodontisii</i>	Lauraceae	N
<i>Ocotea mollicella</i>	Lauraceae	N
<i>Oreopanax xalapensis</i>	Araliaceae	E
<i>Palicourea padifolia</i>	Rubiaceae	N
<i>Persea caerulea</i>	Lauraceae	N
<i>Phenax mexicanus</i>	Urticaceae	N
<i>Pinus caribaea</i>	Pinaceae	N
<i>Psidium guajava</i>	Myrtaceae	N
<i>Quercus bumelioides</i>	Fagaceae	E
<i>Randia aculeata</i>	Rubiaceae	N
<i>Robinsonella lindeniana</i>	Malvaceae	N
<i>Roupala glaberrima</i>	Proteaceae	N
<i>Sapium macrocarpum</i>	Euphorbiaceae	N
<i>Saurauia rubiformis</i>	Actinidiaceae	N
<i>Senna spectabilis</i>	Fabaceae	N
<i>Spondias purpurea</i>	Anacardiaceae	N
<i>Styrax argenteus</i>	Styracaceae	N
<i>Tabernaemontana litoralis</i>	Apocynaceae	E
<i>Thouinidium decandrum</i>	Sapindaceae	N
<i>Trichilia havanensis</i>	Meliaceae	N
<i>Viburnum costaricanum</i>	Adoxaceae	N
<i>Vismia baccifera</i>	Hiperycaceae	E
<i>Yucca elephantipes</i>	Agavaceae	E
<i>Zanthoxylum limoncello</i>	Rutaceae	N