

UNIVERSIDAD DE MURCIA

ESCUELA INTERNACIONAL DE DOCTORADO

Estudio epidemiológico de las parasitosis en animales silvestres de ambientes antropizados de México

**Dña. Claudia Irais Muñoz García
2020**



Universidad de Murcia

ESCUELA INTERNACIONAL DE DOCTORADO

Estudio epidemiológico
de las parasitosis en animales silvestres de
ambientes antropizados de México

Dña. Claudia Irais Muñoz García
2020



Universidad de Murcia

ESCUELA INTERNACIONAL DE DOCTORADO

Estudio epidemiológico
de las parasitosis en animales silvestres de
ambientes antropizados de México

Dña. Claudia Irais Muñoz García
2020



EDUARDO BERRIATUA FERNÁNDEZ DE LARREA, Catedrático de Universidad, y **CARLOS MARTÍNEZ-CARRASCO PLEITE**, Profesor Titular de Universidad, ambos adscritos al Departamento de Sanidad Animal de la Universidad de Murcia,

AUTORIZAN:

La presentación de la Tesis Doctoral titulada "Estudio epidemiológico de las parasitosis en animales silvestres de ambientes antropizados de México", realizada por Claudia Irais Muñoz García, bajo nuestra supervisión y dirección, para la obtención del grado de Doctor por la Universidad de Murcia.

En Murcia, a veintiséis de junio de dos mil veinte.

**BERRIATUA
FERNANDEZ
DE LARREA
EDUARDO -
16040590E** Firmado digitalmente por BERRIATUA FERNANDEZ DE LARREA EDUARDO - 16040590E
Fecha: 2020.06.26 08:19:33 +02'00'

EDUARDO BERRIATUA FERNÁNDEZ DE LARREA

**MARTINEZ-
CARRASCO
PLEITE
CARLOS -
27476906W** Firmado digitalmente por MARTINEZ-CARRASCO PLEITE CARLOS - 27476906W
Fecha: 2020.06.26 08:10:59 +02'00'

CARLOS MARTÍNEZ-CARRASCO PLEITE

Gracias a mi familia, a mis padres, a mis hermanos y ahora a mis sobrinos (quienes nacieron en el transcurso de esta tesis y han traído una nueva alegría a mi vida). Soy privilegiada de tener una familia que me espera, que se enorgullece de mi y que está pendiente de mi y de mis logros.

Gracias a Emilio, quien también es mi familia, la familia que elegí y con la cual acerté infinitamente. Gracias por apoyarme día a día desde que nos conocimos, por cuidarme, por impulsarme a seguir mis sueños y por evitar anclarnos para lograr nuestras metas.

Gracias a México, la tierra en la que nací y de la cual estoy orgullosa. El país que está lleno de bellezas naturales únicas y extraordinarias, las cuales son tan numerosas que parecen infinitas. Espero que el título obtenido mediante esta tesis me permita lograr futuros proyectos dirigidos a disminuir la dramática pérdida de su biodiversidad.

Gracias a Carlos y Eduardo, mis directores de tesis, aunque después de una década de conocerlos puedo decir que son más que eso. Gracias por orientarme, por estar pendientes de mi en lo académico y en lo personal. Ambos son tutores ejemplares, son un modelo a seguir en el ámbito profesional, docente y de investigación, y también en el personal. Los admiro mucho y reconozco su gran capacidad para colaborar equilibradamente, fueron la mancuerna perfecta para dirigir esta tesis.

Gracias a todos los coautores, amigos, colegas, compañeros y voluntarios, porque debido a su esfuerzo, a su entusiasmo por la ciencia y a su complicidad es que he logrado esta meta. Hay muchos nombres que quisiera mencionar pero es muy probable que olvide a algunos, así que gracias a todos los que han sido parte de este trabajo.

Finalmente, agradezco a las instituciones que han sido parte de este trabajo, por el apoyo logístico y técnico, por permitir el uso de sus equipos e instalaciones y por brindar el material biológico necesario para la realización de los estudios presentados en esta tesis doctoral. Gracias a la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco por el apoyo incondicional y desinteresado que la institución y todo su personal siempre me han otorgado, a la Universidad Autónoma Metropolitana, al Centro para la Conservación e Investigación de la Vida Silvestre (CIVS) Los Reyes, al Hospital General “Dr. Manuel Gea González”, al Instituto de Biología y las Facultades de Ciencias y Medicina Veterinaria y Zootecnia de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), y al Centro de Medicina Tropical de la Unidad de Investigación en Medicina Experimental de la Facultad de Medicina de la UNAM. Un especial agradecimiento a la Universidad de Murcia por ser mi nueva Alma Mater y a la Asociación Universitaria Iberoamericana de Postgrado (AUIP) por la beca de movilidad.

DEDICATORIA

Algunos pueden describir su vida basados en sus etapas de crecimiento fisiológico, pero la mía prefiero describirla en fases académicas y profesionales, ambas han ido siempre de la mano. Cada etapa relevante de mi crecimiento ha sido marcada por la obtención de un título, el hallazgo de un parásito, la publicación de algún artículo, la titulación de algún alumno o la obtención de un trabajo. Todos esos momentos están llenos de recuerdos relacionados con las dificultades, las personas, los logros, a veces la tristeza y frecuentemente la felicidad. Esta es la tercera tesis de mi vida y representa una de mis mejores etapas, es la que ha tomado más tiempo pero también es la más significativa, porque no solo contiene cuatro artículos, está llena de trabajo, de personas, de animales, de lugares y de muchos momentos felices, pero también del día más triste de mi vida. Esta tesis está dedicada a mis padres Gloria y Luis, quienes me criaron, dieron una familia, trabajaron muchísimo para que nunca careciera de nada y pudiera tener la educación de la que ahora puedo presumir. Ellos apoyaron siempre mi vocación, toleraron mis animales, mis muestras, los olores, los viajes, se preocuparon por mí y se alegraron de mis logros. Gracias por todo, porque gracias a ustedes he logrado la profesión, el trabajo y la vida que siempre soñé.

ÍNDICE

| | |
|---|----|
| INTRODUCCIÓN GENERAL | 12 |
| 1.1 La crisis de la biodiversidad, su desconocimiento y la emergencia de enfermedades ... | 13 |
| 1.2 Enfermedades emergentes de naturaleza zoonótica | 14 |
| 1.2.1 Estado actual del conocimiento sobre los parásitos | 16 |
| 1.2.2 El papel de los parásitos y la importancia de su estudio | 17 |
| 1.2.3 Los parásitos en regiones megadiversas | 19 |
| 1.3 Vigilancia de enfermedades en animales silvestres | 20 |
| 1.4 México como punto de interacción de alta biodiversidad y perturbación antropogénica | 21 |
| 1.5 Estado actual del conocimiento sobre los parásitos en fauna silvestre de México | 25 |
| 1.5.1 Estudio de los helmintos | 26 |
| 1.5.2 Estudio de los artrópodos | 27 |
| 1.6 Bibliografía | 29 |
| | |
| RESUMEN | 37 |
| | |
| SUMMARY | 41 |
| | |
| OBJETIVOS | 45 |
| | |
| CAPÍTULO I | |
| ¿Qué sabemos sobre los parásitos de animales silvestres en áreas de alta biodiversidad con perturbación antropogénica? El caso especial de México. | 47 |
| | |
| CAPÍTULO II | |
| Nuevos conocimientos sobre las características clínico-histopatológicas y moleculares de <i>Pelecitus</i> (Filarioidea: Onchocercidae) en un ave rapaz. | 57 |
| | |
| CAPÍTULO III | |
| El papel de los perezosos y los hormigueros como reservorios de <i>Leishmania</i> spp: una revisión y una descripción de infección natural por <i>Leishmania mexicana</i> en el hormiguero norteño. | 67 |
| | |
| CAPÍTULO IV | |
| Estudio epidemiológico sobre las garrapatas colectadas en el hormiguero norteño (<i>Tamandua mexicana</i>) y una revisión de literatura sobre las garrapatas de hormigueros de la familia Myrmecophagidae | 77 |
| | |
| DISCUSIÓN GENERAL | 91 |
| | |
| BIBLIOGRAFÍA | 95 |
| | |
| CONCLUSIONES | 98 |
| | |
| CONCLUSIONS | 99 |

INTRODUCCIÓN GENERAL

Los ecosistemas se transforman en la medida en que la población humana se incrementa y el desarrollo económico avanza, lo que se traduce en una destrucción del medio ambiente debido a la acción humana (Kim y Byrne, 2010). Esta antropización de los ecosistemas ha originado la llamada “crisis de la biodiversidad”, que se define como una acelerada pérdida de especies debido a la alteración y reducción de su hábitat, lo que provoca que las especies silvestres sean más susceptibles a las enfermedades y a la depredación (Villaseñor, 2015). Asimismo, conforme disminuye la biodiversidad, se pierde la funcionalidad de los ecosistemas debido a las alteraciones en su estructura (Keesing *et al.*, 2010; Brearley *et al.*, 2013).

Actualmente, el 60-70% de la biodiversidad de todo el planeta se concentra en regiones geográficas ubicadas en 17 países, razón por la cual estos son denominados países megadiversos (Paknia *et al.*, 2015; Guzmán-León, 2016). Sin embargo, estas regiones de alta biodiversidad están localizadas, en su mayoría, en países cuyas economías están clasificadas como mercados emergentes y que, aunque están en un nivel de desarrollo medio, se caracterizan por poseer volatilidad monetaria (Kim y Byrne, 2010; Guzmán-León, 2016). Desafortunadamente muchos de estos países carecen de suficientes recursos financieros, conocimiento tecnológico, y capacidad institucional para combatir la pérdida de sus áreas naturales por efectos antropogénicos y por el cambio climático (Cuadro 1); además, por lo general, dependen desproporcionadamente de su biodiversidad para cubrir necesidades básicas de subsistencia, por ejemplo, utilizando la cacería como fuente primaria de obtención de proteína en la dieta (Guzmán-León, 2016). El mayor número de países megadiversos y la mayor extensión de áreas forestales se localizan en América Latina, lo que equivale aproximadamente al 49% de la biomasa global de carbono y que, por tanto, se traduce en que sus áreas forestales actúan como sumideros de carbono para reducir la cantidad de CO² presente en la atmósfera (Guzmán-León, 2016).

México es un país megadiverso, situándose entre las cinco naciones con mayor biodiversidad. Esta gran riqueza de especies y ecosistemas se atribuye a diversos factores biogeográficos y ambientales, y a su privilegiada posición situada entre la intersección de dos zonas biogeográficas, la Neártica en el norte y la Neotropical en el sur. Su extenso territorio representa el 1,4% de la superficie terrestre mundial, ya que está conformado por casi dos millones de kilómetros cuadrados, lo que significa que México es el 13° país más grande del planeta (Jiménez-Sierra *et al.*, 2014; Koleff *et al.*, 2019). Debido a su compleja topografía, geología y diversidad climática casi todos los biomas identificados en el mundo están representados en México, y es también por esta complejidad que existen numerosas especies endémicas, es decir, cuya distribución está restringida exclusivamente a dicho país (Villaseñor, 2015; Koleff *et al.*, 2019).

Desafortunadamente, en casi todos los países megadiversos, incluido México, existe una falta de datos específicos sobre la biodiversidad macro y microscópica, siendo esta última aquella conformada por organismos que poseen tamaños menores a 2 mm como, por ejemplo, procariontas, protozoos, algas y hongos microscópicos, entre otros (Fontaneto y Brodie, 2011). Esta deficiente información es motivo de preocupación para la comunidad científica debido a que estos conocimientos son imprescindibles para realizar una adecuada gestión enfocada a la conservación de la biodiversidad (Kim y Byrne, 2010). Aunado a lo anterior, la perturbación antropogénica de estos ecosistemas ha favorecido el incremento de las tasas de contacto entre humanos y animales domésticos con los animales silvestres, lo que ha derivado en un aumento en la presentación de enfermedades emergentes (Brearley *et al.*, 2013). Es así que la generación de conocimiento en países megadiversos es, sin duda, una base

| País | Continente | Extensión (millones Km ²) | Economía |
|---|------------|--|----------|
| Brasil | América | 8,516 | MEyEVD |
| Colombia | América | 1,142 | MEyEVD |
| Ecuador | América | 0,256 | MEyEVD |
| Estados Unidos de América | América | 9,831 | EA |
| México | América | 1,964 | MEyEVD |
| Perú | América | 1,285 | MEyEVD |
| Venezuela | América | 0,912 | MEyEVD |
| Madagascar | África | 0,587 | MEyEVD |
| República Democrática del Congo | África | 2,345 | MEyEVD |
| Sudáfrica | África | 1,219 | MEyEVD |
| China | Asia | 9,563 | MEyEVD |
| Filipinas | Asia | 0,300 | MEyEVD |
| India | Asia | 3,287 | MEyEVD |
| Indonesia | Asia | 1,913 | MEyEVD |
| Malasia | Asia | 0,330 | MEyEVD |
| Australia | Oceanía | 7,741 | EA |
| Papua Nueva Guinea | Oceanía | 0,463 | MEyEVD |
| EA: Economía avanzada, MEyEVD: Mercados emergentes y economías en vías de desarrollo. | | | |

CUADRO 1. Localización continental, extensión territorial y clasificación de las economías de los países megadiversos (Fuente: Banco Mundial, 2018 y Fondo Monetario Internacional, 2019).

necesaria sobre la que ha de sustentarse no solo una más adecuada conservación de sus ecosistemas, sino también una gestión sanitaria eficaz que permita el control y la prevención de las enfermedades emergentes y re-emergentes.

1.1 LA CRISIS DE LA BIODIVERSIDAD, SU DESCONOCIMIENTO Y LA EMERGENCIA DE ENFERMEDADES

La mayor parte de la biodiversidad del planeta no está inventariada ni descrita (Sigwart *et al.*, 2018). Sin embargo, esta información es imprescindible para proteger y mantener eficientemente la herencia natural del planeta (Paknia *et al.*, 2015). Además, existe un profundo desconocimiento de muchas es-

pecies, de las que, en numerosos casos, únicamente se conoce su descripción original, por lo que es el único registro de dichas especies y, no han sido vueltas a encontrar, ni estudiar (Villaseñor, 2015). Es así que el conocimiento sobre la biodiversidad total del planeta es muy limitado cuando se compara la cifra total de especies estimada -10 millones- con respecto a las especies actualmente descritas -1,75 millones-, lo que indica que probablemente se conozca menos del 20% de todas las especies del planeta (Kim y Byrne, 2010; Christenhusz y Byng, 2016; Edie *et al.*, 2017; Hawksworth y Lücking, 2017; Poulin y Jorge, 2019).

Por tanto, es imprescindible continuar realizando los inventarios de biodiversidad, porque es sabido que los países que carecen del adecuado nivel de conocimiento científico sobre su fauna son incapaces o, al menos, tienen muy limitada la capacidad de tomar decisiones acertadas para resolver sus problemas ambientales, entre los que destacan la propia conservación de su biodiversidad y, además, la aparición de enfermedades infecciosas emergentes (Koleff *et al.*, 2019). Además, es importante mencionar que los países con alta diversidad de aves y mamíferos también poseen un alto número de reservorios y vectores; y en estos países, principalmente tropicales, la riqueza de patógenos es mayor y se incrementa conforme más cercanos están a la línea ecuatorial (Morand *et al.*, 2014). De hecho, Morand *et al.* (2014) indican que los brotes de enfermedades emergentes infecciosas están positivamente asociados con la temperatura, la cobertura forestal, el número de especies de aves y mamíferos amenazados y el tamaño de la población humana.

1.2 ENFERMEDADES EMERGENTES DE NATURALEZA ZONOSICA

El 50% de los patógenos registrados en humanos poseen potencial zoonótico, teniendo estos el doble de riesgo de ser causantes de enfermedades emergentes que los agentes no zoonóticos (Morse *et al.*, 2012). De hecho, la mayoría de las enfermedades emergentes son de origen zoonótico (Morand *et al.*, 2014) y más de la mitad de estas enfermedades, desde 1940 hasta 2010, han aparecido como consecuencia de los cambios en el uso de hábitat (Keesing *et al.*, 2010). Además, ocurren más frecuentemente en regiones del planeta con alta biodiversidad, en donde surgen interfaces entre poblaciones humanas de alta densidad, vida silvestre y animales domésticos (Morse *et al.*, 2012). Adicionalmente, más del 50% de los estudios realizados hasta 2014 que relacionan a la fauna silvestre con los ambientes perturbados, indican que existe un incremento en la presencia de enfermedades en tales poblaciones (Gottdenker *et al.*, 2014). Es así que la perturbación antropogénica de los ecosistemas ha favorecido el incremento de las tasas de contacto entre humanos y animales domésticos con los animales silvestres, lo que ha derivado en un aumento en la presentación de enfermedades emergentes, tanto en poblaciones humanas como animales (Brearley *et al.*, 2013; Morand *et al.*, 2014), Figura 1.

Es por lo mencionado que el estrés antropogénico se percibe como una de las mayores causas de enfermedades emergentes (Marcogliese y Pietroock, 2011), porque al alterar la estructura y función del ecosistema se modifican las interacciones hospedador-parásito (Gottdenker *et al.*, 2014). Por ejemplo, conforme se pierde la biodiversidad aumenta la abundancia de las especies/hospedadores resilientes, lo que beneficia a patógenos cuya transmisión depende de la densidad de su hospedador competente, incrementando así la tasa de transmisión de dichos agentes infecciosos al verse reducida la predación y la competencia de sus hospedadores reservorios (Keesing *et al.*, 2010). Es así que para poder predecir la aparición de enfermedades emergentes, es necesario continuar generando información relacionada con las alteraciones del hábitat que afectan la abundancia y distribución de hospedadores reservorios y sus agentes patógenos (Pongsiri *et al.*, 2009).



FIGURA 1. Ecosistema tropical antropizado en el sureste de México.

Sin embargo, un tópico poco estudiado es el de la salud de las poblaciones silvestres localizadas en zonas de riesgo que se caracterizan por un continuo crecimiento poblacional humano y/o de animales domésticos, donde las actividades humanas se desarrollan sobre un fondo de alta diversidad faunística, a la vez que existe una concomitante alta diversidad de patógenos e incremento en la fragmentación de hábitat (Morse *et al.*, 2012). Dichas regiones son llamadas “*hotspots*” (focos) de enfermedades emergentes infecciosas y, son potenciales sitios de vigilancia epidemiológica, en donde es imperante ampliar el conocimiento de los patógenos, su transmisibilidad, ecología y evolución, favoreciendo así las posibilidad de predecir su emergencia (Morse *et al.*, 2012).

A pesar de existir trabajos bibliográficos sobre las principales vías de transmisión de una amplia variedad de agentes infecciosos humanos, se estima que esta información no está disponible para el 44% de dichos patógenos (Miller *et al.*, 2013). Cabe mencionar que la mayoría de los registros sobre transmisión de patógenos entre humanos y vertebrados domésticos y silvestres proviene de datos generados en patógenos bacterianos y virales. Por el contrario, existen escasos datos relacionados con patógenos parasitarios (protozoarios, helmintos y artrópodos), que han recibido menor atención en comparación con los anteriores (Thompson *et al.*, 2009). Sin embargo, de acuerdo con Chomel (2008), de las 1415 especies de agentes patógenos identificados en el humano, 66 son protozoarios y 287 helmintos; y cabe mencionar que los protozoos son particularmente sensibles a ser el origen etiológico de zoonosis emergentes. De hecho, Gottdenker *et al.* (2014) encontraron una relación positiva entre la transmisión de protozoarios patógenos y el cambio antropogénico.

Los mayores riesgos de emergencia zoonótica desde la fauna están en bajas latitudes y en países tropicales, y aunque es evidente la importancia de identificar estos agentes infecciosos, diversos autores como Guzmán-León (2016) han mencionado que la distribución de recursos para prevenir

y combatir las enfermedades emergentes se localizan en países distintos a los antes mencionados. Esto deriva en una escasa realización de estudios en los países con menos recursos y mayor riesgo de padecer enfermedades emergentes, sobre todo de aquellos estudios que evalúen la relación entre la emergencia de agentes patógenos y la antropización. Lo anterior es respaldado por los resultados de la revisión realizada por Gottdenker y colaboradores (2014) a lo largo del gradiente geográfico formado por las zonas tropicales y secas templadas, quienes solo encontraron dos estudios publicados entre los años 1975 a 2012, que evaluaron la relación entre la transmisión de enfermedades y la fragmentación de hábitat, el desarrollo agropecuario, la urbanización y el estrés hídrico. Adicionalmente, también son escasos los estudios predictivos dirigidos a mitigar y anticipar los impactos derivados de la pérdida de biodiversidad y, a veces los del área de la parasitología son poco fiables debido a la escasa información sobre las parasitosis de la fauna silvestre, un área poco valorada y desatendida en el mundo (Galbreath *et al.*, 2019).

Es así que aunque autores como Gómez *et al.* (2012) dicen que los beneficios de poseer una adecuada lista de especies parásitas solo resultarán evidentes cuando la mayoría de las especies del ecosistema hayan sido caracterizadas, es un hecho que los países que realizan vigilancia de enfermedades zoonóticas, se encuentran mejor preparados para proteger a su población humana y su biodiversidad (Mörner *et al.*, 2002).

1.2.1 ESTADO ACTUAL DEL CONOCIMIENTO SOBRE LOS PARÁSITOS

Algunas estimaciones señalan que los parásitos pueden ser entre un tercio o incluso más de la mitad de las especies del planeta, porque prácticamente cualquier organismo estudiado alberga interna o externamente al menos algún tipo de parásito (Sukhdeo 2012; Poulin, 2014). Sin embargo, de acuerdo con Poulin (2014), cualquier intento de estimar la biodiversidad total de parásitos tendrá un gran margen de error, debido a los conocimientos insuficientes en el área de parasitología. Y el error sería aún más grave cuando las estimaciones se lleven a cabo en regiones de alta diversidad, ya que se sabe mucho menos de los parásitos de animales que habitan en los trópicos y de aquellos que se localizan a grandes altitudes, comparados con los presentes en otros lugares (Poulin, 2014). En la actualidad se han descrito al menos 76.000 especies de parásitos, de las cuales 45.000 han sido descritas en hospedadores vertebrados (Nichols y Gómez, 2011). Sin embargo, la estimación sobre la totalidad de especies parásitas existentes pueden complicarse aún más debido a la existencia de especies cripticas —morfológicamente similares pero genéticamente distintas—, de las cuales no se sospechaba su existencia y para las cuales los estudios moleculares han abierto una nueva brecha taxonómica (Gómez y Nichols, 2013; Poulin, 2014).

De acuerdo con Poulin y Jorge (2019) el número de especies de parásitos descubiertas en las últimas cinco décadas en zonas tropicales con alta diversidad es desproporcionadamente baja, cuando se compara con las descubiertas en otras áreas. Sumado a lo anterior, los estudios que han calculado recientemente la diversidad de este grupo se han centrado solo en los macroparásitos, los helmintos con mayor énfasis, pero los microparásitos también pueden tener una vasta diversidad (Gómez *et al.*, 2012), hasta ahora desatendida.

Los helmintos son probablemente el grupo de parásitos mayormente estudiado, y algunos estudios mencionan que las especies de helmintos parásitos pueden ser por lo menos el doble de las especies de vertebrados (Gómez *et al.*, 2012). Poulin y Jorge (2019) compilaron todos los registros de helmintos descritos en vertebrados en las últimas décadas, hasta 2017, y encontraron que los nematodos son el taxón

de helmintos en donde más comúnmente se describen nuevas especies, excepto en el caso de las aves y peces marinos, en donde los trematodos son el taxón más comúnmente descrito. Y en el caso particular de México, estos autores encontraron que el descubrimiento y la taxonomía de helmintos se han incrementado en décadas recientes, lo que se atribuyen a los esfuerzos realizados por un pequeño grupo de taxónomos que trabajan en su mayoría en helmintos de peces dulceacuícolas (Poulin y Jorge, 2019).

Sin embargo, aunque pareciera que la descripción de nuevas especies en este grupo se ha incrementado, los estudios realizados desde el año 2000 sobre diversidad de helmintos en vertebrados han mostrado una caída en la proporción de helmintos identificados a nivel de género, comparado con los estudios publicados antes de ese año (Poulin, 2014). Algunas de las explicaciones de dicha caída están relacionadas con la escasez de especialistas en taxonomía (Poulin, 2014), a que los *hospots* de biodiversidad no están recibiendo gran atención y, en el caso de la investigación helmintológica, porque recibe menos atención que otras áreas (Poulin y Jorge, 2019). Además, existe una inadecuada evaluación realizada sobre los hospedadores al realizar la búsqueda de parásitos, ya que por lo general los investigadores suelen centrarse únicamente en la exploración del grupo de interés y descartan el resto del material biológico, el cual puede contener otros grupos de patógenos aún no descritos o reportados en la especie hospedadora (Gómez *et al.*, 2012). Este último punto es considerado una negligencia científica, debido a que un solo individuo/hospedador representa un ecosistema entero de interacciones simbióticas y parásitas, formado por muchas especies, que pueden ser la clave para dilucidar distintos procesos ecológicos y biogeográficos (Galbreath *et al.*, 2019).

1.2.2 EL PAPEL DE LOS PARÁSITOS Y LA IMPORTANCIA DE SU ESTUDIO

Los parásitos, protozoarios, helmintos y artrópodos, han sido erróneamente considerados irrelevantes en los aspectos de funciones ecosistémicas, dinámica evolutiva y patogenicidad (Pérez-Ponce de León *et al.*, 2011). Esta irrelevancia quizá es debida a la insuficiente información existente sobre las interacciones de los parásitos y sus efectos sobre sus hospedadores. Esta información en humanos, animales domésticos y animales silvestres es respectivamente decreciente, es decir, es escasa en humanos pero es aún menor en animales silvestres (Paknia *et al.*, 2015). Por lo que para muchos parásitos, el impacto patológico sobre sus hospedadores, especialmente hospedadores silvestres, es desconocido y por lo tanto requiere ser investigado (Vaumourin *et al.*, 2015). Aunque existe la idea generalizada de que los parásitos deben ser controlados en lugar de conservados (Gómez y Nichols, 2013), esta aseveración debe ser tomada con cautela, porque además de los efectos negativos sobre sus hospedadores, paradójicamente también se han descubierto efectos benéficos para ellos (Gómez *et al.*, 2012; Gómez y Nichols, 2013).

Los parásitos ocasionan efectos deletéreos sobre sus hospedadores porque obtienen recursos de ellos, afectando así negativamente su sobrevivencia y/o desarrollo al impactar negativamente en su reproducción, crecimiento, cognición, movimiento y supervivencia (Gómez *et al.*, 2012; Gómez y Nichols, 2013). Cuando extraen nutrientes de sus hospedadores alteran sus balances energéticos y consecuentemente afectan su capacidad de subsistir, a menudo con ausencia de signos clínicos evidentes. Estos efectos deletéreos pueden ser individuales, poblacionales y/o comunitarios, y se traducen en modificaciones del equilibrio ecosistémico (Gómez *et al.*, 2012; Gómez y Nichols, 2013). Las ciencias médicas clasifican a los parásitos como antagonistas directos debido a su capacidad de afectar negativamente la producción de alimentos, el comercio y la conservación de la biodiversidad (Gómez *et al.*, 2012), además, algunos pueden ser patógenos emergentes (Gómez y Nichols, 2013). Por ejemplo, las

helminthosis de transmisión zoonótica son un foco de atención en grupos de riesgo como los niños, personas con enfermedades inmunosupresoras de curso crónico y, mujeres gestantes y lactantes. A pesar de lo anterior, las helmintosis humanas están clasificadas como enfermedades poco relevantes, porque han recibido poca atención pública y científica. Económicamente se calcula que se destina menos del 1% del presupuesto mundial para el estudio científico de estas parasitosis, pese a las altas prevalencias que se registran en algunas regiones del planeta. Es por lo anterior que la Organización Mundial de la Salud (OMS) recomendó que se incrementaran los estudios sobre las helmintosis, a través de la determinación de prevalencias e intensidades de infección en las diferentes comunidades humanas y animales (Hotez *et al.*, 2008).

Aunque los parásitos por definición son estresores naturales, es prudente mencionar que el estrés antropogénico es percibido como la mayor causa de emergencia de enfermedades en poblaciones silvestres, por lo que en la actualidad se debe estudiar con énfasis el efecto de los parásitos y otros patógenos cuando están en conjunción con estresores antropogénicos (Marcogliese y Pietroock, 2011). La literatura existente señala que la sobrevivencia de animales parasitados residentes en ambientes contaminados disminuye significativamente cuando se les compara con sus conespecíficos no infectados (Marcogliese y Pietroock, 2011). Además, su presencia puede producir efectos negativos en las especies de fauna silvestre sujetas a programas de conservación, favoreciendo su estatus de extinción a través de la disminución de las poblaciones silvestres (Gómez y Nichols, 2013).

Como se ha señalado anteriormente, los parásitos también se han asociado con efectos positivos sobre sus hospedadores, por ejemplo se ha demostrado que algunos parásitos enzoóticos de baja patogenicidad pueden favorecer la inmunidad cruzada contra patógenos emergentes filogenéticamente relacionados. Además, algunos helmintos intestinales pueden bioacumular metales pesados, removiendo cantidades significativas de los tejidos de su hospedador (Gómez y Nichols, 2013). En áreas distintas a la de la salud se sabe que los parásitos pueden conferir una alta matriz cohesiva de interacciones en las redes alimentarias, por ejemplo al ejercer efectos sub-letales en sus hospedadores haciéndolos más susceptibles a la depredación (Gómez *et al.*, 2012), y se cree que pueden ser responsables de hasta el 78% de las interacciones tróficas (Dougherty *et al.*, 2015). También son indicadores de cambios ambientales, regulan poblaciones, tienen un papel importante en el mantenimiento de la diversidad genética y estructura de las comunidades de hospedadores (Pérez-Ponce de León *et al.*, 2011). Son excelentes indicadores de la evolución e historia demográfica de sus hospedadores, y pueden señalar patrones migratorios, por lo que pueden ayudar a identificar el origen de sus hospedadores e indicar la integridad de su ecosistema. Además, la comprensión de sus ciclos de vida provee información ecológica importante, sobre todo en aquellos parásitos con ciclos de vida indirectos, en los que el hallazgo de la especie parasitaria en cierto hábitat funciona como indicador indirecto de la presencia de sus hospedadores definitivos e intermediarios. Lo anterior ha sido utilizado para la identificación de especies hospedadoras en ciertos nichos, con un menor esfuerzo de muestreo y en ocasiones a menor coste económico de lo requerido para realizar estudios directos en los hospedadores (Lafferty *et al.*, 2008; Gómez *et al.*, 2012; Gómez y Nichols, 2013).

Los conocimientos actuales sobre sus efectos negativos y benéficos, en muchos casos, son aún insuficientes para decidir sobre su control y/o conservación (Gómez y Nichols, 2013). Pero, los investigadores en pro de su conservación están aumentando, debido a que las mismas amenazas a sus hospedadores están ocasionando disminución e incluso extinción de algunas especies parásitas (Gómez y Nichols, 2013). Además, algunas especies se ven afectadas también negativamente por los esfuerzos de conservación de sus hospedadores, quienes como parte de los programas de manejo para conservar

la especie hospedadora incluyen tratamientos veterinarios para controlar y prevenir las infecciones e infestaciones parasitarias (Gómez y Nichols, 2013). De acuerdo con Gómez y Nichols (2013) se estima que en la actualidad existen alrededor de 200 especies de helmintos amenazadas o en riesgo de extinción y 63 especies de garrapatas duras en riesgo de co-extinción con sus hospedadores. Incluso ya existe un parásito registrado en la lista roja de especies de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), el piojo chupador *Haematopinus oliveri* del jabalí enano (*Sus salvanius*) (Nichols y Gómez, 2011).

Los parásitos son ubicuos y sus efectos sobre los ecosistemas son complejos (Gómez *et al.*, 2012), y la carencia de información dificulta la prevención e implementación de controles y/o programas de conservación para ellos (Paknia *et al.*, 2015). Es así que se requiere incrementar esfuerzos en el estudio del parasitismo para poder establecer la estructura y funciones ecológicas resultantes de la relación hospedador-parásito (Lafferty *et al.*, 2008; Gómez y Nichols 2013). Esto es particularmente importante en *hotspots* de biodiversidad en los que existen altos niveles de riqueza y endemismo parasitarios (Dougherty *et al.*, 2015), sobre todo de aquellas especies provenientes de animales silvestres. Desafortunadamente, la tasa de descubrimiento de parásitos emergentes zoonóticos provenientes de animales silvestres es muy baja, debido a la dificultad añadida de tomar muestras de estos animales, sobre todo los que se localizan en zonas remotas del planeta (Paknia *et al.*, 2015).

1.2.3 LOS PARÁSITOS EN REGIONES MEGADIVERSAS

En el mundo, las zonas de alta diversidad biológica poseen las mayores frecuencias de enfermedades parasitarias de importancia médica y veterinaria (Kutz *et al.*, 2004). El parasitismo influye en la salud de las personas, y también en los animales domésticos y silvestres. Por otra parte, los agentes parasitarios pueden tener un fuerte impacto en las poblaciones de hospedadores silvestres, siendo especialmente relevante este efecto sobre las especies protegidas y en peligro de extinción. Es por ello, que las regiones megadiversas con algún grado de antropización pueden condicionar las características epidemiológicas típicas de un determinado agente parasitario y, además, pueden modificar la susceptibilidad de las especies de vertebrados silvestres a las que afecta (Brearley *et al.*, 2013). Es así que, surge la necesidad de identificar los agentes parasitarios y sus efectos, lo que representa un gran reto cuando los datos básicos y necesarios para muchos hospedadores y sus parásitos son incompletos. Por ello diversos autores solicitan que se incrementen los esfuerzos para generar conocimiento en el tema, mediante estudios de campo que incluyan el diagnóstico tradicional y molecular, así como estudios epidemiológicos, los cuales son imprescindibles para dilucidar el efecto de los parásitos sobre sus hospedadores (Davidson *et al.*, 2011).

Algunos ejemplos de parásitos que han surgido en regiones megadiversas son: 1) Los protozoos *Giardia* spp. y *Cryptosporidium* spp. afectando a gorilas (*Gorilla gorilla*) en Uganda, cuyos genotipos parasitarios correspondieron con los de los vaqueros y su ganado localizados en la misma región (Graczyk *et al.*, 2001, 2002); 2) el protozoo *Trypanosoma cruzi* II, un linaje común del ciclo doméstico de la enfermedad de Chagas, que fue detectado en Brasil en dos especies de titis leones cabeza dorada (*Leontopithecus rosalia* y *L. chrysomelas*), ambos en peligro de extinción, y su presencia se atribuye al incremento en la fragmentación de su hábitat (Kerr *et al.*, 2016); 3) el ácaro causante de la sarna sarcóptica (*Sarcoptes scabiei*) transmitido de los perros domésticos a los uómbats (*Vombatus ursinus*) y que ha contribuido a la dramática reducción de sus poblaciones en Australia (Martin *et al.*, 1998); y 4) el cestodo *Echinococcus granulosus* y el protozoo *Toxoplasma gondii* en ualabíes australianos (Familia Macropodidae),

parásitos introducidos por los colonizadores que han provocado en estos marsupiales una reducción de su capacidad pulmonar y cambios conductuales, respectivamente, que los hacen más susceptibles a la depredación (Abbott, 2006; Barnes *et al.*, 2007); 5) *T. gondii* que ha afectado a los fossas (*Cryptoprocta ferox*), el carnívoro más grande de Madagascar y en riesgo de extinción, quien se infectó por este protozoo debido a los felinos *Felis catus* y *F. silvestris* introducidos en este país (Pomerantz *et al.*, 2016); 6) el trematodo *Fasciola hepatica*, la duela del hígado introducida en América a través de ganado europeo, que ha producido en una población de capibaras brasileños (*Hydrochoerus hydrochaeris*) un brote con una alta mortalidad superior al 90% (Labruna *et al.*, 2018); 7) el nematodo *Baylisascaris procyonis* que en diversas zonas de Estados Unidos de América (EUA) se ha incrementado, ocasionando un aumento de la incidencia de la *larva migrans visceral* en humanos, debido al también incremento de las poblaciones de mapaches (*Procyon lotor*), las cuales se han visto favorecidas por la perturbación antropogénica (French *et al.*, 2019); 8) el hemoparásito *Haemoproteus multipigmentatus*, el cual fue introducido al archipiélago de Galápagos mediante las palomas domésticas (*Columba livia*) en la década de los 70s, ocasionando la infección primero en la paloma endémica de Galápagos (*Zenaida galapagoensis*) produciéndole alteraciones en sus parámetros eritrocitarios (Santiago-Alarcon *et al.*, 2010; Jaramillo *et al.*, 2017), y seguidamente en seis especies autóctonas de aves paseriformes con consecuencias aún desconocidas, a pesar de que la paloma doméstica había sido erradicada del archipiélago en 2007 (Phillips *et al.*, 2012; Jaramillo *et al.*, 2017).

1.3 VIGILANCIA DE ENFERMEDADES EN ANIMALES SILVESTRES.

Durante la última década, la vigilancia de enfermedades en animales silvestres se ha incrementado exponencialmente. Las razones principales son: a) se ha reconocido el papel fundamental de los animales silvestres como reservorios de diversas enfermedades emergentes, b) algunas enfermedades provenientes de la fauna silvestre tienen impacto en los animales de producción, ocasionando así un impacto económico negativo, c) al actuar la fauna silvestre como reservorio de enfermedades se ve dificultado el control de las enfermedades presentes en los animales domésticos y el hombre, y d) las enfermedades pueden representar riesgos de extinción para especies silvestres en categoría de riesgo (Guberti *et al.*, 2014).

De acuerdo con Mörner y colaboradores (2002), los países que realizan vigilancia, activa y pasiva, de enfermedades en animales silvestres mejoran su capacidad de comprender la epizootiología de enfermedades infecciosas específicas y agentes zoonóticos, y por ende se encuentran mejor preparados para proteger a los animales silvestres, domésticos y a la población humana. La vigilancia relacionada con los efectos de los patógenos sobre las poblaciones silvestres, es un tópico de creciente importancia. En Europa, Canadá y Estados Unidos de América se implementan de manera continua programas de manejo y vigilancia de vida silvestre; sin embargo, en otros países dichas investigaciones son nulas o escasas. La escasez de programas dirigidos a la detección de patógenos en vida silvestre en países como México, se explica de dos maneras: 1) se busca salvaguardar el valor económico de los sistemas de producción animal, sistemas en los que México invierte el 2,95% del presupuesto nacional y cuyos productos podrían ser bloqueados comercialmente en caso de detectarse algún patógeno con potencial riesgo infeccioso para el humano u otros animales; y 2) a el desigual reparto de los recursos públicos que, por ejemplo, supone que el 32,2% del presupuesto nacional se destina al desarrollo económico, en tanto que solo el 0,94% se invierte en políticas de protección ambiental (Presupuesto de Egresos de la Federación, 2015).

A pesar de los esfuerzos de algunos países, en la actualidad existe poca priorización hacia la vigilancia de enfermedades en animales silvestres y su control en el mundo, comparada con la que se lleva a cabo en animales domésticos y humanos. El monitoreo de enfermedades en fauna silvestre se ve entorpecido por factores como: a) falta de voluntad social y política, b) complejidades inherentes a los patógenos y sus hospedadores, y c) altos costes para realizar vigilancia a largo plazo en poblaciones silvestres en libertad (Grogan *et al.*, 2014). Además, algunas enfermedades pueden estar infrarrepresentadas debido a la naturaleza críptica o no carismática de su hospedador, o a la apatía y aceptación de las consecuencias una vez diagnosticadas (Grogan *et al.*, 2014). Por ello, la vigilancia es un elemento clave para la detección y estudio de los agentes patógenos, así como de las enfermedades que producen y su evolución en el tiempo y el espacio.

Dependiendo de los objetivos del estudio a realizar, el investigador puede optar por vigilar de forma pasiva o activa. La vigilancia pasiva es el mecanismo ideal para detectar enfermedades de curso subclínico, carentes de impacto ecológico evidente, y con pocos o nulos efectos sobre los animales domésticos y/o humanos. Las enfermedades a las que va dirigida la vigilancia pasiva se caracterizan por no producir brotes epizooticos dramáticos, los cuales por lo general ocurren acompañados de altas morbilidades y/o mortalidades; y en caso de que ocurran dichos brotes, estos se presentan de manera oportunista y por periodos cortos de tiempo. Sin embargo, son esas características de las enfermedades de naturaleza epizootica las que hacen que su detección cobre importancia (Mörner *et al.*, 2002). La vigilancia pasiva permite el monitoreo a una amplia escala temporal y espacial, que de otra manera sería inviable desde una perspectiva económica; además facilita la obtención de grandes cantidades de datos (Lawson *et al.*, 2015). Sin embargo, no permite la obtención de otros grandes beneficios con los que sí cuenta la vigilancia activa, entre ellos la caracterización de las condiciones ambientales asociadas a los eventos de enfermedad, que posee gran relevancia epidemiológica; no obstante, la vigilancia activa conlleva un alto costo económico y una gran inversión de tiempo (Mörner *et al.*, 2002).

Lugares adicionales que permiten la vigilancia de patógenos en animales silvestres son los centros de rehabilitación de fauna, que proveen oportunidades únicas para evaluar a los animales silvestres y sus patógenos. Dichos centros reciben una amplia variedad de especies, en algunos casos de áreas geográficas lejanas; además, facilitan muestras biológicas que, desde un punto de vista epidemiológico, son equiparables a las provenientes de un muestreo aleatorio (Randall *et al.*, 2012). Estos centros de rehabilitación son excepcionalmente útiles en la detección de circunstancias que causan morbilidad más que mortalidad, favoreciendo el examen patológico *in vivo* de ejemplares previo a su muerte o eutanasia (Lawson *et al.*, 2015).

Por tanto, y en base a lo anteriormente expuesto, es recomendable realizar, en primera instancia, una vigilancia pasiva en las poblaciones de animales silvestres y, en caso de encontrar individuos enfermos o muertos bajo condiciones naturales, se puede implementar la vigilancia activa en dichas poblaciones.

1.4 MÉXICO COMO PUNTO DE INTERACCIÓN DE ALTA BIODIVERSIDAD Y PERTURBACIÓN ANTROPOGÉNICA.

Debido a su alto índice de biodiversidad, México pertenece al grupo de los 17 países denominados megadiversos. De acuerdo con Sarukhán *et al.* (2017) en este país se han descrito 108 519 especies, aproximadamente el 6,5% del total de especies catalogadas en el mundo. Sin embargo, estos y otros autores estiman que el porcentaje de especies presentes en México podría ser mayor, quizá entre un 10 y un

12% del total de especies en el mundo (Llorente-Bousquets y Ocegueda, 2008; Sarukhán *et al.*, 2017). Uno de los grupos más estudiados es el de los vertebrados. En el grupo de los vertebrados, México es el cuarto país con mayor diversidad en el mundo, con una estima aproximada de entre 5488 y 5757 especies descritas; además, ocupa el primer lugar en diversidad de mamíferos marinos, segundo si nos referimos a los mamíferos terrestres y reptiles, el cuarto en referencia a los anfibios, así como el undécimo puesto entre los países con mayor diversidad de especies de aves, lo que representa el 8,4% de la diversidad mundial de vertebrados (Jiménez-Sierra *et al.*, 2014; Sarukhán *et al.*, 2017; Koleff *et al.*, 2019).

Como se ha señalado, la gran biodiversidad de México se atribuye a su particular posición geográfica, ya que en él convergen dos regiones biogeográficas, la región Neártica en el norte y la región Neotropical en el sur (Olson *et al.*, 2001). Este país posee casi todos los climas existentes en el mundo, y se caracteriza por tener una compleja topografía derivada de una intensa historia geológica (Pérez-Ponce de León *et al.*, 2011). Es una ecorregión terrestre que destaca por su alto valor representativo en riqueza de especies, endemismos, rareza de taxones, inusuales fenómenos ecológico y evolutivos, y rareza global por tipo de hábitats (Olson *et al.*, 2001).

Un aspecto que evidencia que las estimaciones actuales sobre biodiversidad de México son posiblemente conservadoras es que existen grupos taxonómicos prácticamente desconocidos, como los hongos, los protozoarios y algunas familias de invertebrados. Estos grupos han sido pobremente estudiados, quizá debido a su baja importancia económica, escaso interés público, falta de taxónomos especialistas, dificultades para coleccionar ejemplares y, por su puesto, a la falta de financiación para abordar su estudio (Koleff *et al.*, 2019).

En la actualidad, México se enfrenta a severos problemas que amenazan su biodiversidad, debiéndose la mayoría de ellos a la sobrepoblación; en concreto, tiene una población de más de 120 millones de habitantes (el 1,6% de la población mundial), lo que convierte a México en el undécimo país más poblado del mundo (INEGI, 2019). Este alto nivel poblacional ha llevado al país a sobreexplotar sus recursos naturales. Por ejemplo, de acuerdo con la FAO (2011), su tasa de deforestación anual entre 2000 y 2010 fue cinco veces superior a la tasa media de deforestación anual a nivel mundial. En concreto, México perdió 23.862 km² de bosque entre 2000 y 2012, cerca de 200.000 ha por año. La mayor deforestación del país se produce en el sureste, en donde predomina la vegetación tropical (Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2017). Además, en México se ha registrado la extinción de 127 especies de plantas y animales, y el número de especies amenazadas es de 2.493 (Sarukhán *et al.*, 2014). Además de la deforestación, la biodiversidad de México se encuentran seriamente amenazada por el tráfico ilegal de animales, la cacería ilegal, la creciente proliferación de infraestructura viarias y urbanas, y los agentes infectocontagiosos. Algunos datos relacionados con estos factores se detallan a continuación:

- a) Con respecto al tráfico ilegal de especies, las aves son un claro ejemplo del impacto que la actividad humana tiene sobre la biodiversidad, ya que existen cifras alarmantes relacionadas con el tema. Se calcula que tan solo en el grupo de los psitácidos, entre 65.000 y 78.500 aves son capturadas ilegalmente cada año en su hábitat con destino a su comercialización, muriendo más del 75% de los ejemplares capturados antes de ser adquiridos por un comprador (Weston y Memon, 2009).
- b) La urbanización se ha incrementado en todo México, de manera especialmente desmedida en ciertas regiones tropicales. Por ejemplo, en el sureste de México se encuentra el Estado de Tabasco, que entre los 32 estados existentes, es el que posee la mayor tasa de deforestación del

país. Algunos factores que lo han llevado a ocupar dicho lugar están relacionados con el incremento de la población humana, que desde 1980 hasta 2010 se ha duplicado, pasando de tener 1.062.961 de habitantes a 2.238.603, debido principalmente al auge petrolero de la región; de hecho, es el mayor productor de crudo de México (Pinkus-Rendón y Contreras-Sánchez 2012). Sin embargo, a pesar de este auge económico, no se ha incrementado el interés por la conservación del medio ambiente; de hecho, no existen cifras que señalen la pérdida de especies en el Estado, pero es evidente que el impacto sobre la naturaleza se produce, puesto que muchos vertebrados silvestres se han visto obligados a adaptarse a este cambio en su medio natural, lo que ha supuesto, en muchos casos, la necesidad de tener que compartir su hábitat alterado con las poblaciones humanas que los han invadido (Gordillo-Chávez *et al.*, 2015). Entre los grupos de animales silvestres más afectados destacan los monos aulladores (*Alouatta* spp.), las zari-güeyas (*Didelphis* spp.), los hormigueros (*Tamandua mexicana*) y los prociónidos (*Nasua narica* y *Procyon lotor*), que son fácilmente observables en zonas urbanas y periurbanas (Hidalgo-Mihart *et al.*, 2016; Muñoz-García *et al.*, 2018), Figura 2.



FIGURA 2. Fauna silvestre en zonas urbanas del sureste de México. Hormiguero norteño (*Tamandua mexicana*) a la izquierda; mapache (*Procyon lotor*) a la derecha.

- c) En el caso de las infraestructuras viarias, el gobierno de México invirtió entre 2006 y 2012 un total de 17,6 billones de dólares en modernizar la red existente y construyó 3000 kilómetros de carreteras; dicha modernización ha producido profundas transformaciones en el paisaje debido a la fragmentación de los ecosistemas (Flores-Rangel, 2015), lo que ha favorecido el incremento de individuos silvestres atropellados, Figura 3. De hecho, en ciertas regiones tropicales de México existen datos que indican el atropellamiento diario de hasta 4 individuos de vertebrados silvestres en tramos de carretera de tan solo 1,2 km (Grosselet *et al.*, 2009), perteneciendo el 13,2% de estos animales atropellados a especies en peligro de extinción (Pozo-Montuy y Pozo-Juárez, 2008).



FIGURA 3. Ejemplar de lechuza común (*Tyto alba*) atropellado.

d) En México, el estudio del efecto de los patógenos sobre sus hospedadores silvestres está prácticamente inexplorado. La mayoría de la información de la que disponemos se limita únicamente a la identificación de agentes infecciosos y parasitarios aislados de fauna silvestre (Suzán y Ceballos, 2005; Cantu *et al.*, 2007; Reyes-Novelo *et al.*, 2011). Sin embargo el efecto que ejercen a nivel individual, poblacional o comunitario es un campo de conocimiento desconocido, al menos en ejemplares de vida libre (Paknia *et al.*, 2015). En este sentido, también debemos destacar que México es una región en la que se han presentado alertas sanitarias de importancia mundial, habiéndose registrado recientemente el salto al ser humano de patógenos provenientes de animales, lo que han derivado en pandemia. Tal es el caso del virus de influenza A (H1N1), cuyos reservorios silvestres principales son las aves acuáticas migratorias de la familia Anatidae, a partir de las cuales probablemente se transmitió a pavos y cerdos domésticos en México, cuya crianza se realizaba de manera conjunta (Shoham, 2011), y a partir de estos saltó a la población humana local y continuó transmitiéndose hasta convertirse en pandemia (Pérez-Padilla *et al.*, 2009).

Conscientes de esta creciente antropización, el Gobierno de México, así como algunas instituciones educativas y organizaciones no gubernamentales, han realizado esfuerzos por proteger la biodiversidad que se ve tan amenazada. Entre las acciones realizadas podemos destacar, por ejemplo, la designación de 174 áreas naturales protegidas que abarcan una superficie de 25.384.818 ha, lo que representa el 12,8% del territorio de México (Jiménez-Sierra *et al.*, 2014; Sarukhán *et al.*, 2014). Además, se ha establecido una “lista roja nacional” en la cual se incluyen a aquellas especies que requieren un estatus de protección legal como consecuencia de estar clasificadas en alguna de las cuatro categorías de riesgo que son: en peligro de extinción, amenazada, sujeta a protección especial y, por último, probablemente extinta en el medio silvestre (Sarukhán *et al.*, 2017).

A pesar de los esfuerzos mencionados, en México hay falta de voluntad política y escasos recursos financieros para realizar inventarios taxonómicos (Paknia *et al.*, 2015), sobre todo en el estudio de los agentes de patógenos que afectan a la fauna silvestre. Por esta razón, algunos autores sugieren que, en países de renta baja que no pueden invertir en su propia biodiversidad, es importante impulsar las colaboraciones internacionales (Paknia *et al.*, 2015; Guzmán-León, 2016). Pero, tomando como ejemplo el flujo de dinero destinado a cambio climático para Latino América, México es el segundo país después de Brasil que recibe más recursos financieros; no obstante cabe destacar que, del total de dinero recibido solo el 11% corresponde a subvenciones y el resto son préstamos (Guzmán-León, 2016). Estos recursos se destinan en mayor medida a financiar la política energética y de transporte del país, y solo el 16% a medio ambiente y conservación. Es decir, el panorama para México no es halagüeño, puesto que la utilización de estos recursos limitados para la conservación de la biodiversidad provoca, además, un incremento de la deuda externa del país (Guzmán-León, 2016).

1.5 ESTADO ACTUAL DEL CONOCIMIENTO SOBRE LOS PARÁSITOS EN FAUNA SILVESTRE DE MÉXICO

En México es muy escasa la información que se ha publicado sobre los parásitos de su fauna silvestre. Entre las razones que explican dicha carencia de información están, en primer lugar, el insuficiente número de investigadores especializados capaces de abarcar la alta diversidad y riqueza específica de parásitos y, en segundo lugar, la escasez de proyectos que se dirijan al estudio sistemático de los grupos parasitarios o a la caracterización de la parasitofauna por tipo de especie hospedadora. Un ejemplo ilustrativo es que, basados en los registros actuales, la riqueza de helmintos es dos veces mayor en la zona Neotropical que en la Neártica; sin embargo, dicho resultado puede estar influido por el número de estudios que es también mayor en la zona Neotropical que en la Neártica, lo que evidencia una falta de homogeneidad geográfica en la búsqueda de parásitos (Pérez-Ponce de León y García-Prieto 2001; García-Prieto *et al.*, 2010). Unido a todo ello, el estudio de los parásitos en México presenta diferencias importantes dependiendo del grupo de parásitos estudiado. Por ejemplo, la investigación sobre los helmintos y los artrópodos ha repuntado en el último siglo (Whitaker y Morales-Malacara, 2005; Acosta-Gutiérrez, 2014; Poulin y Jorge, 2019), en tanto que los estudios realizados sobre los protozoos son muy escasos y, los existentes solo son dirigidos a la identificación de reservorios silvestres de los parásitos de importancia médica: *Leishmania* spp., *Blastocystis* spp., y *Trypanosoma cruzi* (Martínez-Hernández *et al.*, 2014; Berzunza-Cruz *et al.*, 2015; Villanueva-García *et al.*, 2017). Actualmente, no existen grupos de investigación especializados en el estudio taxonómico y epidemiológico de protozoos en animales silvestres de México.

1.5.1 ESTUDIO DE LOS HELMINTOS

Los parásitos helmintos han sido estudiados e inventariados taxonómicamente de manera intensa desde hace unos 80 años (Poulin y Jorge, 2019). Hasta 2011 se habían descrito poco más de 2000 especies de helmintos en México y, el 19,9% (1145/5757) de los vertebrados silvestre de México, incluidos los peces, habían sido estudiados en busca de estos parásitos (Pérez-Ponce de León *et al.*, 2011). Estos estudios descubrieron que aproximadamente cada una de las especies de vertebrados estudiada está parasitada, al menos, por una especie de helminto. Algunas estimaciones indican que el número promedio de helmintos por especie de vertebrado es de 1,66 ejemplares (Pérez-Ponce de León *et al.*, 2011). Por otra parte, muchos de los estudios existentes no indican el total de animales hospedadores analizados, por lo que no es posible estimar la prevalencia de estos parásitos (Pérez-Ponce de León *et al.*, 2011). Entre las especies de helmintos descritas hay 634 digeneos, 5 aspidogástreos, 331 monogeneos, 271 cestodos, 538 nematodos, 34 hirudíneos y 87 acantocéfalos. El mayor número de especies de helmintos ha sido descrito en los peces (1039 especies de helmintos), seguido de los mamíferos (308 especies), las aves (268 especies), los reptiles (241 especies) y, finalmente, los anfibios (162 especies). Si excluimos a los peces, el grupo de hospedadores vertebrados mayoritariamente estudiado es el de los mamíferos, con un 22,6% (121/535 especies hospedadoras) del total de especies de mamíferos evaluados, lo que explica el alto número de helmintos registrados en dicho grupo de hospedadores; le siguen los reptiles, con el 19% (153/804), los anfibios con el 17,5% (63/361), y, finalmente, las aves con un 12,2% (134/1096). A pesar de ser el segundo grupo con mayor registro de especies de helmintos, las aves son el grupo menos estudiado (Pérez-Ponce de León *et al.*, 2011).

Es importante mencionar que el estudio de los helmintos en vertebrados de México no se corresponde con una distribución geográfica homogénea que abarque toda la superficie del país. En concreto, la mayoría de los registros se han obtenido en las regiones sureste y centro de México, existiendo un mayor interés en el estudio de determinados grupos de helmintos, como es el caso de los digeneos (Pérez-Ponce de León *et al.*, 2007). Por el contrario, existen grupos taxonómicos de helmintos que no han suscitado el interés de la comunidad científica, destacando el de los acantocéfalos. En este sentido, García-Prieto *et al.* (2010) indican que, en 2010, la lista de especies de acantocéfalos descritos en los vertebrados de México incluía 54 especies taxonómicamente confirmadas y, además, otras 22 que aún no habían sido descritas, habiendo sido obtenidos dichos acantocéfalos de 213 especies de vertebrados silvestres, lo que equivale a solo el 3,7% del total de las 5.757 especies de vertebrados descritos en México. En este sentido, García-Prieto *et al.* (2010) estiman que menos del 50% de los vertebrados de México han sido objeto de estudio para determinar la presencia de acantocéfalos. Tal y como se ha mencionado anteriormente, el grupo de los peces es el más estudiado, no solo para los helmintos en general, sino también para los acantocéfalos. En concreto, se han descrito 49 especies de acantocéfalos en peces de México (García-Prieto *et al.*, 2010), posiblemente debido a que existe un mayor interés por el estudio de estos animales, debido a su alto valor comercial, a que son un grupo más diverso y, además, a que son fáciles de obtener y analizar (Pérez-Ponce de León *et al.*, 2011).

Como se mencionó con anterioridad, México tiene una elevada riqueza de especies y endemismos. Es bien sabido que algunas especies de parásitos son altamente específicas de su hospedador (Sukhdeo, 2012). Por esta razón, cuando el hospedador es una especie endémica, de distribución restringida o está en riesgo de extinción, es muy probable que sus parásitos también estén amenazados de desaparecer. Además, debido a las características ecológicas de México, su ubicación geográfica y la enorme diversidad de vertebrados y hábitats que posee, es evidente que aún quedan muchas especies

de parásitos por describir, posiblemente especies con un rango de hospedadores restringido y que, por tanto, se encuentran tan amenazados de desaparición como sus hospedadores (García-Prieto *et al.*, 2014). En este sentido, la extinción de especies parásitas como consecuencia de la extinción de sus hospedadores es un hecho comprobado (Rózsa y Vas 2014). En el caso de México, al menos se ha demostrado en el grupo de los artrópodos (Mey y González-Acuña, 2000; Rózsa y Vas, 2014); en lo referente a los helmintos, aunque no existen registros sobre extinciones de parásitos, es razonable pensar que la pérdida de biodiversidad de este grupo taxonómico de parásitos está íntimamente ligada a las amenazas a la que están sometidas sus hospedadores específicos. Por tanto, es plausible suponer que la biodiversidad de helmintos de México vaya a sufrir un gran impacto en las próximas décadas, de manera especial en el caso de aquellos parásitos ligados a especies de hospedadores en riesgo elevado de extinción, entre los cuales destacan los anfibios y reptiles (Mayani-Parás *et al.*, 2019). En concreto, México posee aproximadamente 361 especies de anfibios y 804 de reptiles, ocupando por ello uno de los primeros lugares de diversidad de anfibios y reptiles en el mundo (Sarukhán *et al.*, 2017). Además, el 60,7% de los anfibios y el 53,7% de los reptiles son endémicos. En México, hasta 2002, se habían descrito 119 especies de helmintos en anfibios y 239 en reptiles, de las cuales el 26% se han descrito en especies endémicas de anfibios y el 31,8% en especies endémicas de reptiles (Pérez-Ponce de León *et al.*, 2002). Esta información nos permite sugerir que es probable que cierta proporción de dichas especies de helmintos puedan ser también endémicas. Sin embargo, la acelerada pérdida de hábitat y la escasa información científica que se está obteniendo hace presagiar que un gran número de especies de parásitos desaparecerán antes de ser descritas y registradas (Pérez-Ponce de León *et al.*, 2002).

1.5.2 ESTUDIO DE LOS ARTRÓPODOS

El estudio de los artrópodos en animales silvestres de México ha sido realizado con menor intensidad que el de los helmintos. El grupo de vertebrados mayormente estudiado es el de los mamíferos; en concreto, hasta 2005 el 52,5% de las especies de mamíferos poseían al menos una cita bibliográfica publicada con la presencia de una especie de artrópodo (Whitaker y Morales-Malacara, 2005). El inventario de artrópodos parásitos de mamíferos de México incluye 712 especies; en concreto, se han descrito 328 especies de ácaros mesostigmados y prostigmados, 47 especies de garrapatas, 5 especies de escarabajos, 2 especies de chinches, 172 especies de pulgas, 39 especies de piojos anopluros, 70 especies de piojos malófagos, 48 especies de dípteros hipoboscidos y una especie de oéstrido. En total, hasta 2005 se habían registrado 681 especies de ectoparásitos en mamíferos (Whitaker y Morales-Malacara, 2005; Acosta-Gutiérrez, 2014).

Uno de los grupos de artrópodos mejor estudiados es el de los siphonapteros (pulgas). Hasta 2014 se habían registrado 172 especies, cifra que representa el 6,8% del total de especies de pulgas descritas en el mundo. En México, la mayor proporción de especies de pulgas ha sido identificada en mamíferos, específicamente en roedores (Acosta-Gutiérrez, 2014). Y en el grupo de las aves, solo las Apodiformes y Galliformes poseen registros de siphonapteros pertenecientes a la familia Ceratophyllidae (Acosta-Gutiérrez, 2014).

Por último, debemos destacar que la extinción de especies de ectoparásitos ha sido ya descrita en México. En concreto, existen registros sobre la desaparición de dos especies de piojos malófagos en aves silvestres. El primero de ellos es *Aquiliogogus caracarensis* piojo del caracara de Guadalupe (*Polyborus lutosus*) extinto en 1900 (Mey y González-Acuña, 2000); y el segundo es *Colpocephalum californici* el piojo del cóndor de California (*Gymnogyps californianus*), hospedador que estuvo al borde de la extinción y

que actualmente sobrevive en condiciones *ex situ* (Rózsa y Vas 2014). El caso del piojo del cóndor de California cobra relevancia, porque su extinción se atribuye a la labor veterinaria realizada sobre el hospedador, al aplicar insecticidas con la finalidad de prevenir infestaciones parasitarias que pudieran afectar a la salud del hospedador y, por ende, a la extinción de los pocos ejemplares de cóndor mantenidos en cautividad. La fecha probable de la desaparición del piojo *C. californici* fue el año 1987, cuando se capturó el último cóndor de California en estado silvestre (Íñigo 1999; Rózsa y Vas 2014).

1.6 BIBLIOGRAFÍA

- Abbott, I. 2006. Mammalian faunal collapse in Western Australia, 1875–1925: the hypothesised role of epizootic disease and a conceptual model of its origin, introduction, transmission, and spread. *Australian Journal of Zoology*, 33: 530–561.
- Acosta-Gutiérrez, R. 2014. Biodiversidad de Siphonaptera en México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 85: 345-352.
- Arroyo-Rodríguez, V., Moreno, C. E. & Galán-Acedo, C. 2017. La ecología del paisaje en México: logros, desafíos y oportunidades en las ciencias biológicas. *Revista mexicana de biodiversidad*, 88: 42-51.
- Banco Mundial. 2018. <https://datos.bancomundial.org/indicador/AG.SRF.TOTL.K2>. Recuperado el 2 de enero de 2020
- Barnes, T. S., Morton, J. M. & Coleman, G. T. 2007. Clustering of hydatid infection in macropodids. *International Journal for Parasitology*, 37: 943–952.
- Berzunza-Cruz, M., Rodríguez-Moreno, Á., Gutiérrez-Granados, G., González-Salazar, C., Stephens, C. R., Hidalgo-Mihart, M., Marina, C. F., Rebollar-Téllez, E. A., Bailón-Martínez, D., Domingo-Balcells, C., Ibarra-Cerdeña, C. N. & Sánchez-Cordero, V. 2015. *Leishmania (L.) mexicana* infected bats in Mexico: novel potential reservoirs. *PLoS Neglected Tropical Diseases*, 9: e0003438
- Brearley G., Rhodes J., Bradley A., Baxter G., Seabrook L., Lunney D., Liu Y. & Mcalpine C. 2013. Wildlife disease prevalence in human-modified landscapes. *Biological Reviews*, 88: 427–442.
- Cantu, A., Ortega-S, J. A., Mosqueda, J., Garcia-Vazquez, Z., Henke, S. E. & George, J. E. 2007. Immunologic and molecular identification of *Babesia bovis* and *Babesia bigemina* in free-ranging white-tailed deer in northern Mexico. *Journal of wildlife diseases*, 43: 504-507.
- Chomel, B. B. 2008. Control and prevention of emerging parasitic zoonoses. *International Journal for parasitology*, 38: 1211-1217.
- Christenhusz, M. J. & Byng, J. W. 2016. The number of known plants species in the world and its annual increase. *Phytotaxa*, 261: 201-217.
- Davidson, R., Simard, M., Kutz, S. J., Kapel, C. M. O., Hamnes, I. S. & Robertson, L. J. 2011. Arctic parasitology: why should we care? *Trends in Parasitology*, 27: 239–245.
- Dougherty, E. R., Carlson, C. J., Bueno, V. M., Burgio, K. R., Cizauskas, C. A., Clements, C. F., Seidel, D. P. & Harris, N. C. 2016. Paradigms for parasite conservation. *Conservation Biology*, 30: 724-733.

- Eddie, S. M., Smits, P. D. & Jablonski, D. 2017. Probabilistic models of species discovery and biodiversity comparisons. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114: 3666-3671.
- Flores-Rangel, J. A. 2015. Infraestructura carretera: construcción, financiamiento y resistencia en México y América Latina. *Revista Transporte y Territorio*, 13: 122–148.
- Fondo Monetario Internacional. 2019. https://www.imf.org/external/datamapper/NGDP_RPCH@WEO/OEMDC/ADVEC/WEOORLD. Recuperado el 15 de agosto de 2019
- Fontaneto, D. & Brodie, J. 2011. Why biogeography of microorganisms. Fontaneto, D. Editor. *Em: Biogeography of microscopic organisms. Is everything small everywhere*. Cambridge University Press.
- French, S. K., Pearl, D. L., Peregrine, A. S. & Jardine, C. M. 2019. *Baylisascaris procyonis* infection in raccoons: A review of demographic and environmental factors influencing parasite carriage. *Veterinary Parasitology: Regional Studies and Reports*, 16: 100275.
- Galbreath, K. E., Hoberg, E. P., Cook, J. A., Armién, B., Bell, K. C., Campbell, M. L. Dunnum, J. L., Dursahinhan, A. T., Eckerlin, R. P., Gardner, S. L., Greiman, S. E., Henttonen, H., Jiménez, F. A., Koehler, A. V. A., Nyamsuren, B., Tkach, V. V., Torres-Pérez, F., Tsvetkova, A. & Hope, A. G. 2019. Building an integrated infrastructure for exploring biodiversity: field collections and archives of mammals and parasites. *Journal of mammalogy*, 100: 382-393.
- García-Prieto L., García-Varela M., Mendoza-Garfias B. & Pérez-Ponce de León G. 2010. Checklist of the Acanthocephala in wildlife vertebrates of Mexico. *Zootaxa*, 2419: 1-50.
- García-Prieto L., Mendoza-Garfias B. & Pérez-Ponce de León G. 2014. Biodiversity of parasitic Platyhelminthes in Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85: S164-S170.
- Gómez, A., Nichols, E. S. & Perkins, S. L. 2012. *Parasite conservation, conservation medicine, and ecosystem health*. Oxford University Press.
- Gómez, A. & Nichols, E. 2013. Neglected wild life: parasitic biodiversity as a conservation target. *International Journal for Parasitology: Parasites and Wildlife*, 2: 222-227.
- Gordillo-Chávez, E.J ., Mata-Zayas, E. E., García-Morales, R., Morales-Garduza, M. A., Villanueva-García, C. & Valdez-Leal, J. D. 2015. Mastofauna del humedal Chaschoc-Sejá en Tabasco, México. *Therya*, 6: 535-544.
- Gottdenker, N. L., Streicker, D. G., Faust, C. L. & Carroll, C. R. 2014. Anthropogenic land use change and infectious diseases: A review of the evidence. *Ecobhealth*, 11: 619-632.
- Graczyk, T. K., DaSilva, A. J., Cranfield, M. R., Nizeyi, J. B., Kalema, G. R. N. N. & Pieniazek, N. 2001. *Cryptosporidium parvum* genotype 2 infections in free-ranging mountain gorillas (*Gori-*

- lla gorilla beringei*) of the Bwindi Impenetrable National Park, Uganda. *Parasitology Research*, 87: 368–370.
- Graczyk, T. K., Bosco-Nizeyi, J., Ssebide, B., Thompson, R. C. A., Read, C. & Cranfield, M. R. 2002. Anthropozoonotic *Giardia duodenalis* genotype (assemblage) A infections in habitats of free-ranging human-habituated gorillas, Uganda. *Journal of Parasitology*, 88: 905–909.
- Grogan, L. F., Berger, L., Rose, K., Grillo, V., Cashins, S. D., & Skerratt L. F. 2014. Surveillance for emerging biodiversity diseases of wildlife. *PLoS Pathogens*, 10: e1004015.
- Grosselet, M., Villa-Bonilla, B. & Michael, G. R. 2009. Afectaciones a vertebrados por vehículos motores en 1.2 km de carretera en el Istmo de Tehuantepec. *Proceedings of the Fourth International Partners in Flight Conference: Tundra to Tropics*, 271-231.
- Guberti, V., Stancampiano, L. & Ferrari, N. 2014. Surveillance, monitoring and surveys of wildlife diseases: a public health and conservation approach. *Hystrix, the italian Journal of Mammalogy*, 25: 3-8.
- Guzmán-León, A. 2016. Climate Change Governance in Megadiverse Countries: The Case of REDD+ in Latin America. *International Journal of Climate Change: Impacts & Responses*, 8: 61-80.
- Hawksworth, D. L. & Lücking, R. 2017. Fungal diversity revisited: 2.2 to 3.8 million species. *The fungal kingdom*, 79-95.
- Hidalgo-Mihart, M. G., Contreras-Moreno, F. M., de la Cruz, a. J., Jiménez-Domínguez, D., Juárez-López, S., Oporto-Peregrino, S. & Ávila-Flores, R. 2016. Mamíferos del estado de Tabasco. Briones-Salas, M., Hortelano-Moncada, Y., Magaña-Cota, G., Sánchez-Rojas, G. & Sosa-Escalante, J. E. Editores. *En: Riqueza y Conservación de los Mamíferos en México a Nivel Estatal*. UNAM-Asociación Mexicana de Mastozoología-Universidad de Guanajuato.
- Hotez, P. J., Brindley, P. J., Bethony, J. M., King, C. H., Pearce, E. J. & Jacobson, J. 2008. Helminth infections: the great neglected tropical diseases. *Journal of Clinical Investigation*, 118: 1311-1321.
- INEGI, 2019. <https://www.inegi.org.mx/temas/estructura/> . Recuperado el 15 de agosto de 2019
- Íñigo, E. 1999. Los buitres mexicanos. CONABIO. *Biodiversitas*, 22: 1-8.
- Jaramillo, M., Rohrer, S. & Parker, P. G. 2017. From Galapagos doves to passerines: spillover of *Haemoproteus multipigmentatus*. *International Journal for Parasitology: Parasites and Wildlife*, 6: 155–161.
- Jiménez- Sierra, C. L. J., Ramírez, J. S., Cortés-Calva, P., Cámara, A. B. S., Dávalos, L. I. Í. & Ortega-Rubio, A. 2014. México país megadiverso y la relevancia de las áreas naturales protegidas. *Investigación y ciencia*, 22: 16-22.

- Keesing, F., Belden, L. K., Daszak, P., Dobson, A., Harvell, C. D., Holt, R. D., Hudson, P., Jolles, A., Jones, K. E., Mitchell, C. E., Myers, S. S. Bogich, T. & Ostfeld, R. S. 2010. Impacts of biodiversity on the emergence and transmission of infectious diseases. *Nature*, 468: 647.
- Kerr, C. L., Bhattacharyya, T., Xavier, S. C. C., Barros, J. H., Lima, V. S., Jansen, A.M. & Miles, M. A. 2016 Lineage-specific serology confirms Brazilian Atlantic forest lion tamarins, *Leontopithecus chrysomelas* and *Leontopithecus rosalia*, as reservoir hosts of *Trypanosoma cruzi* II (TcII). *Parasites & Vectors*, 9: 584.
- Kim, K. C., & Byrne, L. B. 2006. Biodiversity loss and the taxonomic bottleneck: emerging biodiversity science. *Ecological Research*, 21: 794-810.
- Koleff, P., Urquiza-Haas, T., Ruiuiz-González, S. P., Hernández-Robles, D. R., Mastretta-Yanes, A., Quintero, E. & Sarukhán, J. 2019. Biodiversity in Mexico: State of Knowledge. Pullaiah, T. Editor. *En: Global Biodiversity, Volume 4: Selected Countries in the Americas and Australia*. Apple Academic Press.
- Kutz, S. J., Hoberg, E. P., Nagy, J., Polley, L. & Elkin, B. 2004. “Emerging” parasitic infections in arctic ungulates. *Integrative and Comparative Biology*, 44: 109–18.
- Labruna, M. B, Costa, F. B., Port-Carvalho, M., Oliveira, A. S., Souza, S. L. P. & Castro, M. B. 2018. Lethal fascioliasis in capybaras (*Hydrochoerus hydrochaeris*) in Brazil. *The Journal of Parasitology*, 104: 173–176.
- Lafferty, K. D., Allesina, S., Arim, M., Briggs, C. J., De Leo, G., Dobson, A. P., Dunne, J. A., Johnson, P. T. J., Kuris, A. M., Marcogliese, D. J., Martinez, N. D., Memmott, J., Marquet, P. A., McLaughlin, J. P., Mordecai, E. A., Pascual, M., Poulin R. & Martinez N.D. 2008. Parasites in food webs: the ultimate missing links. *Ecology letters*, 11: 533-546.
- Lawson, B., Petrovan, S. O. & Cunningham, A. A. 2015. Citizen Science and Wildlife Disease Surveillance. *EcoHealth*, 12: 693-702.
- Llorente- Bousquets, J. & Ocegueda, S. 2008. Estado del conocimiento de la biota. *En: Capital Natural de México*, vol. I. Conocimiento actual de la biodiversidad. CONABIO: México.
- Marcogliese, D. J. & Pietroock, M. 2011. Combined effects of parasites and contaminants on animal health: parasites do matter. *Trends in parasitology*, 27: 123-130.
- Martin, R. W., Handasyde, K. A. & Skerratt, L. F. 1998. Current distribution of sarcoptic mange in wombats. *Australian Veterinary Journal*, 76: 411–414.
- Martínez-Hernández, F., Rendón-Franco, E., Gama-Campillo, L.M., Villanueva-García, C., Romero-Valdominos, M., Maravilla, P., Alejandre-Aguilar, R., Rivas, N., Córdoba-Aguilar, A., Muñoz-García, C.I. & G. Villalobos. 2014. Follow up a natural infection with *Trypanosoma cruzi*

- in two mammals species, *Nasua narica* and *Procyon lotor* (Carnivora: Procyonidae): evidence of infection control? *Parasites and vectors*, 7: 405.
- Mayani-Parás, F., Botello, F., Castañeda, S. & Sánchez-Cordero, V. 2019. Impact of Habitat Loss and Mining on the Distribution of Endemic Species of Amphibians and Reptiles in Mexico. *Diversity*, 11: 210.
- Mey, E., & González-Acuña, D. 2000. A new genus and species of Ischnocera (Insecta, Phthiraptera) of Chimango Caracara *Milvago chimango* from Chile with annotated checklist of chewing lice parasitizing caracaras (Aves, Falconiformes, Falconidae). *Rudolstädter Naturhistorische Schriften*, 10: 59-73.
- Miller, R. S., Farnsworth, M. L. & Malmberg, J. L. 2013. Diseases at the livestock–wildlife interface: status, challenges, and opportunities in the United States. *Preventive Veterinary Medicine*, 110: 119-132.
- Morse, S. S., Mazet, J. A., Woolhouse, M., Parrish, C. R., Carroll, D., Karesh, W. B., Zambrana-Torrel, C., Lapkin, W. I. & Daszak, P. 2012. Prediction and prevention of the next pandemic zoonosis. *The Lancet*, 380: 1956-1965.
- Morand, S., Jittapalpong, S., Suputtamongkol, Y., Abdullah, M. T. & Huan, T. B. 2014. Infectious diseases and their outbreaks in Asia-Pacific: biodiversity and its regulation loss matter. *PLoS One*, 9: e90032.
- Mörner, T., Obendorf, D. L., Artois, M. & Woodford, M. H. 2002. Surveillance and monitoring of wildlife diseases. *Revue Scientifique et Technique-Office International des Epizooties*, 21: 67-76.
- Muñoz-García, C.I., Villanueva-García, C. y Rendón-Franco, E. 2018. Parásitos de carnívoros domésticos y silvestres en el Parque Museo La Venta, Villahermosa, Tabasco. Ramírez-Bautista, A. y Pineda-López, R. Editores. *En: Ecología y Conservación de Fauna en Ambientes Antropizados*. REFAMA-CONACYT-UAQ.
- Nichols, E., & Gómez, A. 2011. Conservation education needs more parasites. *Biological Conservation*, 144: 937-941.
- Olson, D. M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E. D., Burgess, N. D., Powell, G. V., Underwood, E. C., D'Amico, J. A., Itoua, I., Strand, H. E., Morrison, J. C., Loucks, C. J., Allnutt, T. F., Ricketts, T. H., Kura, Y., Lamoreux, J. F., Wettengel, W. W., Hedao, P. & Kassem K. R. 2001. Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth A new global map of terrestrial ecoregions provides an innovative tool for conserving biodiversity. *BioScience*, 51: 933-938.
- Paknia, O., Sh, H. R. & Koch, A. 2015. Lack of well-maintained natural history collections and taxonomists in megadiverse developing countries hampers global biodiversity exploration. *Organisms Diversity & Evolution*, 15: 619-629.

- Pérez-Padilla, R., De La Rosa-Zamboni, D., Ponce de León, S., Hernandez, M., Quiñones-Falconi, F., Bautista, E., Ramirez-Venegas, A., Rojas-Serrano, J., Ormsby, C. E., Corrales, A., Higuera, A., Mondragon, E. & Cordova-Villalobos, J. A. 2009. Pneumonia and respiratory failure from swine-origin influenza A (H1N1) in Mexico. *New England Journal of Medicine*, 361: 680-689.
- Pérez-Ponce de León, G. & García-Prieto, L. 2001. Los parásitos en el contexto de la biodiversidad y la conservación. *Biodiversitas*, 34: 11-15.
- Pérez-Ponce de León, G., García-Prieto, L. & Razo-Mendivil, U. 2002. Species richness of helminth parasites in Mexican amphibians and reptiles. *Diversity and Distributions*, 8: 211-218.
- Pérez-Ponce de León, G., García-Prieto, L. & Mendoza-Garfias, B. 2007. Trematode parasites (Platyhelminthes) of wildlife vertebrates in Mexico. Magnolia Press.
- Pérez-Ponce de León, G., García-Prieto, L. & Mendoza-Garfias, B. 2011. Describing parasite biodiversity: The case of the helminth fauna of wildlife vertebrates in Mexico. Grillo, O. & Venora, G. Editores. *En: Changing Diversity in Changing Environment*. IntechOpen.
- Phillips, R. B., Cooke, B. D., Carrión, V. & Snell, H. L. 2012. Eradication of rock pigeons, *Columba livia*, from the Galápagos Islands. *Biological Conservation*. 147: 264–269.
- Pinkus-Rendón, M. J. & Contreras-Sánchez, A. 2012. Impacto socioambiental de la industria petrolera en Tabasco: el caso de la Chontalpa. *LiminaR*, 10: 122-144.
- Pomerantz, J., Rasambainarivo, F. T., Dollar, L., Rahajanirina, L. P., Andrianaivoarivelo, R., Parker, P. & Dubovi, E. 2016. Prevalence of antibodies to selected viruses and parasites in introduced and endemic carnivores in western Madagascar. *Journal of Wildlife Diseases*, 52: 544–552.
- Pongsiri, M. J., Roman, J., Ezenwa, V. O., Goldberg, T. L., Koren, H. S., Newbold, S. C., Ostfeld, R.S., Pattanayak, S.K. & Salkeld, D. J. 2009. Biodiversity loss affects global disease ecology. *Bioscience*, 59: 945-954.
- Poulin, R. 2014. Parasite biodiversity revisited: frontiers and constraints. *International journal for parasitology*, 44: 581-589.
- Poulin, R. & Jorge, F. 2019. The geography of parasite discovery across taxa and over time. *Parasitology*, 146: 168-175.
- Pozo-Montuy G. & Pozo-Juárez F. 2008. Las carreteras y su impacto sobre la fauna silvestre en una región de la cuenca baja del río Usumacinta. Sánchez A.J., Hidalgo-Mihart M.G., Arriaga-Weiss S.L. & W.M. Contreras-Sánchez editores. *En: Zoología Mexicana*. DACBiol-Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.

- Presupuesto de Egresos de la Federación para el Ejercicio Fiscal 2014 (2014). Diario Oficial. Tercera Sección, pp. 1–112.
- Randall, N. J., Blitvich, B. J. & Blanchong, J.A. 2012. Efficacy of wildlife rehabilitation centers in surveillance and monitoring of pathogen activity: A case study with West Nile Virus. *Journal of Wildlife Diseases*, 48: 646-653.
- Reyes-Novelo, E., Ruíz-Piña, H., Escobedo-Ortegón, J., Rodríguez-Vivas, I., Bolio-González, M., Polanco-Rodríguez, Á. & Manrique-Saide, P. 2011. Situación actual y perspectivas para el estudio de las enfermedades zoonóticas emergentes, reemergentes y olvidadas en la Península de Yucatán, México. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 14: 35-54.
- Rózsa, L. & Z. Vas. 2014. Co-extinct and critically co-endangered species of parasitic lice, and conservation-induced extinction: should lice be reintroduced to their hosts? *Oryx* :1-4
- Santiago-Alarcon, D., Outlaw, D. C., Ricklefs, R. E. & Parker, P. G. 2010. Phylogenetic relationships of haemosporidian parasites in New World Columbiformes, with emphasis on the endemic Galapagos dove. *International Journal for Parasitology*, 40: 463–470.
- Sarukhán, J., Koleff, P., Carabias, J., Soberón, J., Dirzo, R. 2017. Capital Natural de México. Síntesis: Evaluación del conocimiento y tendencias de cambio, perspectivas de sustentabilidad, capacidades humanas e institucionales. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad: México.
- Sarukhán, J., Urquiza-Haas, T., Koleff, P., Carabias, J., Dirzo, R., Ezcurra, E., Cerdeira-Estrada, S. & Soberón, J. 2014. Strategic actions to value, conserve, and restore the natural capital of megadiversity countries: the case of Mexico. *BioScience*, 65: 164-173.
- Shi, H., Singh, A., Kant, S., Zhu, Z. & Waller, E. 2005. Integrating habitat status, human population pressure, and protection status into biodiversity conservation priority setting. *Conservation Biology*, 19: 1273-1285.
- Shoham, D. 2011. The modes of evolutionary emergence of primal and late pandemic influenza virus strains from viral reservoir in animals: an interdisciplinary analysis. *Influenza research and treatment*, 2011: 861792
- Sukhdeo, M. V. K. 2012. Where are the parasites in food webs? *Parasites & Vectors*, 5: 239.
- Suzán, G., & Ceballos, G. 2005. The role of feral mammals on wildlife infectious disease prevalence in two nature reserves within Mexico City limits. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine*, 36: 479-485.
- Thompson, R. C., Kutz, S. J. & Smith A. 2009. Parasite zoonoses and wildlife: emerging issues. *International journal of environmental research and public health*, 6: 678-693.

- Vaumourin, E., Vourc'h, G., Gasqui, P. & Vayssier-Taussat, M. 2015. The importance of multiparasitism: examining the consequences of co-infections for human and animal health. *Parasites & vectors*, 8: 545.
- Villanueva-Garcia, C., Gordillo-Chavez, E.J., Lopez-Escamilla, E., Rendon-Franco, E., Muñoz-García, C.I., Gama, L, Martinez-Flores, W.A., Gonzalez-Rodriguez, N., Romero-Valdivinos, M., Diaz-Lopez, H., Galian, J, Villalobos, G., Maravilla, P. & F. Martinez-Hernandez. 2017. Clarifying the cryptic host specificity of *Blastocystis* spp isolates from *Alouatta palliata* and *A. pigra* howler monkeys. *PLoS one*, 12: e0169637
- Villaseñor, J. L. 2015. ¿ La crisis de la biodiversidad es la crisis de la taxonomía?. *Botanical Sciences*, 93: 3-14.
- Weston, M. K. & Memon M. A. 2009. The illegal parrot trade in Latin America and its consequences to parrot nutrition, health and conservation. *Bird Populations*, 9: 76–83.
- Whitaker Jr, J. O. & Morales-Malacara, J. B. 2005. Ectoparasites and other associated (Ectodytes) of mammals of Mexico. Sánchez-Cordero, V. & Medellín, R. A. Editores. Contribuciones mastozoológicas en homenaje a Bernardo Villa. Instituto de Biología e Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México y CONABIO, México.

RESUMEN

La degradación de los ecosistemas, por causas antropogénicas, ha ocasionado la llamada “crisis de la biodiversidad” en la que existe una acelerada pérdida de especies, disminución de la funcionalidad de los ecosistemas e incremento en las tasas de contacto entre humanos y animales domésticos con los animales silvestres; esto último ha derivado en un aumento de la presentación de enfermedades emergentes. Es por lo mencionado que es urgente tomar medidas para evitar esta pérdida progresiva y recuperar, en la medida de lo posible, los ecosistemas degradados, principalmente en las regiones que albergan la mayor biodiversidad del planeta. El 60-70% de la biodiversidad de todo el planeta se concentra solo en 17 países, llamados megadiversos. Desafortunadamente, muchos de estos países carecen de suficientes recursos financieros y capacidad institucional para frenar la pérdida de sus recursos naturales, debido a que dependen desproporcionadamente de ellos para cubrir sus necesidades. En estos países, además, existe una falta de datos específicos sobre su biodiversidad y ha ocurrido una emergencia de enfermedades con origen en la fauna silvestre, como es el caso de la pandemia originada en México por el virus de influenza A(H1N1) ocurrida en 2009. Es así que estos países son de especial interés para la vigilancia epidemiológica, siendo imperativo ampliar el conocimiento de los patógenos, incluidos los parásitos, y sus hospedadores silvestres. La generación de conocimiento en países megadiversos es una base necesaria sobre la que ha de sustentarse no solo la adecuada conservación de sus ecosistemas, sino también una gestión sanitaria eficaz que permita el control y la prevención de las enfermedades emergentes y re-emergentes. El mayor número de países megadiversos se localizan en América Latina, entre los cuales se encuentra México. De hecho, este país se sitúa entre las cinco naciones con mayor biodiversidad del planeta, porque con tan solo el 1,4% de la superficie terrestre posee el 6,5% del total de especies catalogadas en el mundo, aunque algunas estimaciones señalan que podría ser hasta el 12% del total de especies en el mundo. En concreto, México ocupa el primer lugar en diversidad de mamíferos marinos, el segundo lugar en de mamíferos terrestres y reptiles, el cuarto lugar en anfibios y el undécimo en biodiversidad de aves en el mundo. Desafortunadamente, su biodiversidad se encuentra amenazada debido a su creciente población humana (126 millones de habitantes), a la alta tasa de deforestación, al tráfico ilegal de especies silvestres, a la urbanización de sus áreas naturales, así como a la falta de voluntad política. Para empeorar esta situación, su biodiversidad es aún más vulnerable debido a los escasos recursos financieros que se destinan para promover su conservación y la generación de programas y estudios científicos en el área.

La presente tesis doctoral tuvo como objetivos (1) recopilar y analizar la información existente sobre los parásitos y enfermedades parasitarias registradas en la fauna silvestre de México, (2) estudiar un caso de infección severa por el nematodo *Pelecitus* sp. en el carancho norteño (*Caracara cheriway*), (3) realizar un estudio epidemiológico sobre la infección por el protozoo *Leishmania* spp. en animales del orden Pilosa (perezosos y hormigueros) y, por último, (4) realizar un estudio epidemiológico sobre la presencia de garrapatas duras (Ixodidae) en hormigueros de la familia Myrmecophagidae.

Como resultado de la recopilación bibliográfica en parásitos de animales silvestres mexicanos, hemos evidenciado que el estado actual del conocimiento de parásitos y las enfermedades que ocasionan es escaso y heterogéneo, porque está limitado a ciertas regiones, grupos parasitarios y especies hospedadoras. Los grupos parasitarios y hospedadores más estudiados son los helmintos en peces y los ectoparásitos en mamíferos, y los menos son los protozoos. Los helmintos han sido estudiados intensamente, en su mayoría por un mismo grupo de investigadores durante los últimos 80 años. El mayor esfuerzo de investigación se ha dirigido a la subclase Digenea de la clase Trematoda, en la que

se han registrado 634 especies, y en el lado opuesto se encuentra el filum Acanthocephala, en el que solo se han registrado 87 especies. En el caso de los artrópodos, el inventario más actualizado menciona el registro de 681 especies de ectoparásitos, siendo la mayoría de ellos (328) ácaros prostigmados y mesostigmados. Dentro de las 109 especies de piojos descritas en México, desafortunadamente, existen dos registros de extinción, el piojo *Aquiliogogus caracarensis* del extinto Caracara de Guadalupe (*Polyborus lutosus*) y el piojo *Colpocephalum californici* del Cóndor de California (*Gymnogyps californianus*). En el caso de los protozoos no existen inventarios, probablemente debido a la carencia de grupos científicos especializados, aunque existen registros recientes de especies de importancia médica como *Blastocystis* sp. y un nuevo clado de *Entamoeba* en primates, *Leishmania* spp. en 13 especies de murciélagos y *Trypanosoma cruzi* en zarigüeyas y prociónidos. A través de la revisión de información publicada se concluye que, aún existen lagunas de conocimientos en el inventario de especies parásitas en animales silvestres de México, comprobándose que aún son insuficientes los datos para elaborar sólidos programas de conservación y control de enfermedades emergentes.

En el estudio sobre la descripción de la infección por *Pelecitus* sp. en el hospedador carancho norteño, esta es la primera vez que se cita la presencia de este nematodo potencialmente zoonótico en México, en esta especie hospedadora. El análisis molecular de los genes 12S y 18S y su comparación con las secuencias presentes en el GenBank sugieren que esta es una nueva especie del género *Pelecitus*. Además, su hallazgo es importante debido a su capacidad de saltar la barrera de especie, ocasionado filariasis ocular en el ser humano. Desde la perspectiva veterinaria es notable la gravedad de la infección en base a la severa tenosinovitis y dermatitis ocasionada por este filárido, tanto en estadio adulto como en el de microfilaria, debido a que las lesiones producidas por el estadio de microfilaria nunca habían sido descritas en aves. El hallazgo de *Pelecitus* sp. en un ejemplar de carancho norteño víctima del cautiverio ilegal, sugiere que existen factores de riesgo en el país para que el parásito afecte también a los humanos y resalta la necesidad de una mayor concienciación social de los riesgos asociados a la tenencia ilegal de ejemplares de carancho norteño y destaca la importancia de los centros de recuperación de especies silvestres para realizar vigilancia de la salud de estos animales, y de forma indirecta, de los ecosistemas de los cuales proceden, y consecuentemente son un elemento importante para la conservación de la biodiversidad.

Por otra parte, la revisión realizada sobre el protozoo *Leishmania* spp. en mamíferos del orden Pilosa permitió saber que este protozoo ha sido estudiado en siete países de América Latina: Brasil, Colombia, Costa Rica, Ecuador, Guyana francesa, Panamá y México. En estos países se ha logrado identificar al parásito en hospedadores de siete especies, pertenecientes a tres de las cuatro familias del orden Pilosa: Myrmecophagidae, Bradypodidae y Megalonychidae. Las siete especies en las que se ha identificado *Leishmania* son el perezoso de tres dedos de garganta pálida (*Bradypus tridactylus*), el perezoso de tres dedos de garganta café (*B. variegatus*), el perezoso Hoffmanni de dos dedos (*Choloepus hoffmanni*), el perezoso Linnaeus de dos dedos (*C. didactylus*), el hormiguero sureño (*Tamandua tetradactyla*) y el hormiguero gigante (*Myrmecophaga tridactyla*). Hasta 2019, se han descrito 241 casos de infección por *Leishmania* spp. en un total de 1219 individuos Pilosa, en los cuales se han identificado nueve especies, las cuales son *L. infantum*, *L. amazonensis*, *L. braziliensis*, *L. colombiensis*, *L. equatoriensis*, *L. braziliensis guyanensis*, *L. braziliensis panamensis*, *L. shawi* y *L. herreri*. Las prevalencias registradas oscilan entre el 3,5%, en el perezoso de tres dedos de garganta café, y el 78%, en el perezoso Hoffmanni de dos dedos. La información científica actual permite inferir que únicamente el perezoso Hoffmanni de dos dedos puede considerarse reservorio del parásito, capaz de transmitir la infección a tres especies de insectos de la familia Psychodidae que pueden actuar como vectores de

Leishmania spp.: *Lutzomyia trapidoi*, *Lm. gomezi* y *Lm. sanguinaria*. Sin embargo, existen más especies del orden Pilosa que podrían participar en el ciclo del parásito pero que no han sido estudiadas hasta el momento, probablemente debido a que su área de distribución es restringida, tales como el perezoso pigmeo de tres dedos (*B. pygmaeus*) y el perezoso de collar de tres de dedos (*B. torquatus*). Por lo que respecta a la investigación epidemiológica de Leishmaniosis, reveló por primera vez la infección por *Leishmania* en el hormiguero norteño, en uno de 16 (6,3%) animales analizados. El análisis filogenético permitió ubicar a la especie en el complejo *L. mexicana-amazonensis* y se señala la necesidad de estudiar el potencial como reservorio de *T. mexicana* y otras especies del orden Pilosa. Finalmente, la revisión sobre el protozoo *Leishmania* spp. en hospedadores Pilosa permitirá que en futuras investigaciones se pueda acceder con mayor facilidad a dicha información, pues nuestro estudio ha servido para reunir datos que se encontraban dispersos y publicados incluso en revistas científicas de ámbito local. Los hallazgos de esta recopilación e investigación apuntan a continuar con la investigación en el *T. mexicana* y otras especies del orden Pilosa, especialmente en lo referente a los factores de riesgo asociados a la transmisión del parásito. La razón de ello es porque estas especies de fauna silvestre se encuentran en zonas sometidas a la acción humana y, por tanto, su papel epidemiológico como hospedadores implicados en el mantenimiento y dispersión del parásito puede cambiar, con consecuencias imprevistas para todas las especies implicadas en el ciclo, incluido el ser humano.

Con respecto a los registros existentes de garrapatas Ixodidae en los tres hormigueros, *T. mexicana*, *T. tetradactyla* y *M. tridactyla*, de la familia Myrmecophagidae, las del género *Amblyomma* son las más comunes; sin embargo, también se han descrito dos especies del género *Rhipicephalus*, una *Haemaphysalis* y una *Ixodes*. Hasta 2019 se han reportado las siguientes especies, en orden decreciente en base al número de hospedadores parasitados: *A. nodosum* (169), *A. sculptum* (106), *A. calcaratum* (91), *A. goeldii* (66), *A. cajennense* sensu lato (s.l.) (46), *A. parvum* (25), *A. auricularium* (10), *A. humerale* (7), *A. dubitatum* (6), *R. microplus* (6), *R. sanguineus* s.l. (6), *A. pseudoconcolor* (5), *A. cajennense* sensu stricto (s.s.) (5), *A. brasiliense* (4), *A. mixtum* (4), *A. scalpturatum* (3), *A. geayi* (3), *A. pictum* (2), *A. ovale* (2), *A. triste* (2), *A. naponense* (2), *A. tonelliae* (2), *A. coelebs* (2), *A. neumanni* (1), *A. oblongoguttatum* (1), *A. tapirellum* (1), *A. aureolatum* (1), *A. rotundatum* (1), *A. varium* (1), *H. juxtakoichi* (1) e *I. fuscipes* (1). Los registros provienen de 14 países, principalmente Brasil, seguido en orden decreciente por Argentina, Panamá, México, Perú, Venezuela, Belice, Colombia, Costa Rica, Guyana francesa, Guyana, Nicaragua, Paraguay y, por último, Trinidad y Tobago. Las especies más comunes en los hormigueros de la familia Myrmecophagidae fueron *A. nodosum*, *A. calcaratum*, *A. cajennense* s.l. y *A. auricularium*, las cuales, de acuerdo con la revisión de literatura, pueden ser vectores de bacterias Rickettsiales, como es el caso de *Rickettsia rickettsii* en *A. cajennense* s.l. y *R. amblyommatis* en *A. auricularium*. Además, el estudio sobre la presencia de garrapatas en hormigueros norteños víctimas de atropellamiento permitió la identificación de cuatro especies del género *Amblyomma* y *R. sanguineus* s.l., viéndose afectados 10 de los 23 (43%) individuos examinados, con una intensidad de parasitación de 3,5 (rango intercuartil 1- 13,7) garrapatas por individuo. Así mismo, se describe por primera vez la presencia de *A. auricularium* y *R. sanguineus* s.l. en este hospedador en México, además de otras tres especies (*A. calcaratum*, *A. nodosum* y *A. mixtum*) previamente descritas en *T. mexicana*. El hallazgo de las especies *A. auricularium* y *R. sanguineus* en el hormiguero norteño permite deducir, de forma indirecta, que esta especie de hormiguero reside en hábitats perturbados y debido a su carácter vectorial, existe riesgo para que pueda adquirir agentes infecciosos, tales como *Ehrlichia canis*, *Coxiella burnetii*, *Babesia* spp. y *Anaplasma marginale*, que podrían favorecer aún más el riesgo de extinción de la especie. Por ello, se hace necesario continuar con el estudio de estos vectores e identificar riesgos de emergencia de enfermedades transmitidas por ga-

rrapatas. Finalmente, la información obtenida de las revisiones sobre las garrapatas en hormigueros de la familia Myrmecophagidae permitirá que en futuras investigaciones se pueda acceder con mayor facilidad a dicha información que se encontraba dispersa, publicada en revistas científicas de ámbito local y en tres idiomas (español, inglés y portugués).

A modo de síntesis, en el presente estudio se abordan por primera vez destacadas parasitosis causadas por un nematodo, protozoos y artrópodos en diversas especies de hospedadores silvestres de México. Los resultados obtenidos han sido publicados en tres revistas científicas de alto rango, lo que refleja su importancia e interés dentro de la comunidad científica, sobre todo teniendo en cuenta que actualmente vivimos en una época de rápidas modificaciones del medio ambiente, por la propia acción del ser humano. México es un país vulnerable en el que contrasta la existencia de una alta biodiversidad con un creciente desarrollo urbano y una baja protección de vida silvestre. A esto se puede añadir la asignación de escasos recursos financieros para impulsar la investigación científica, que se requiere con urgencia, para llenar los huecos en el conocimiento relacionados con la ecología de enfermedades parasitarias. Es necesario continuar generando información que favorezca la adecuada toma de decisiones en la interfaz doméstico-humano-silvestre, con el objetivo de salvaguardar la biodiversidad de México y prevenir la nueva emergencia y/o re-emergencia de enfermedades en animales y humanos. En este sentido, este estudio destaca el papel esencial que tienen los centros de recuperación de animales silvestres como proveedores de muestras para estudios científicos, además de su destacada labor en los servicios de salud y protección hacia la fauna. Esta tesis también llama la atención sobre algunas de las consecuencias negativas que ocasiona el tráfico ilegal de especies silvestres, no solo por el incremento del riesgo de extinción que supone, sino también por el riesgo sanitario que conlleva para el ser humano. Finalmente, creemos que este estudio tiene un amplio espectro de aplicabilidad y será de utilidad, incluso en otras áreas de investigación y en otros países megadiversos con economías emergentes que se enfrenten a problemas similares a los descritos en México.

SUMMARY

Ecosystems degradation by anthropogenic causes have led to “biodiversity crisis” due to rapid loss of species, disruption of ecosystems functionality and the increased contact rates between humans and domestic animals with wildlife. Moreover, the aforementioned favors the emergence and re-emergence of diseases. Mitigating actions should be put in place urgently, particularly in high biodiversity worldwide areas, in order to avoid the progressive loss of biodiversity and to improve the restoration of degraded ecosystems as far as possible. Because an average of 60 to 70 per cent of the worldwide biodiversity is located in only 17 megadiverse countries, special attention should be paid in these areas. Unfortunately, most of the megadiverse countries lack the financial resources and institutional capacities to protect, reduce or stop the overuse of their natural resources, mostly because they depend on them to cover their basic needs. In these countries there is also a lack of information on the existing biodiversity and unfortunately, this lack of knowledge has coincided with the emergence of diseases from wildlife, such as the one occurred in Mexico in 2009 caused by influenza virus A(H1N1). So, megadiverse countries are of special interest for epidemiological surveillance and can be an invaluable source for new knowledge of pathogens, like some parasites, and their wild hosts. Indeed, developing research in these areas is the cornerstone for ecosystems conservation, which must include an adequate health management, particularly to ensure the control and prevention of the emergence and re-emergence of diseases. Most of the megadiverse countries are located in Latin America, including Mexico. This country is one of the top five most biodiverse world nations. Although Mexico’s territory only covers 1.4% of the Earth’s surface, it harbors 6.5% of the total amount of the world listed species, and some estimates suggest that this figure is probably close to 12% of worldwide species. Specifically, this country is among those with greatest vertebrate biodiversity, being the first place in the ranking of marine mammals, the second place in terrestrial mammals and reptiles, the fourth place in amphibians and the eleventh country with the largest number of bird species. Unfortunately, Mexican biodiversity is threatened by the continuing human population growth (present population is 126 million people), the high deforestation rate, the illegal wildlife trade and the encroachment of natural areas. To worsen this situation, its biodiversity is largely unregulated due to the lack of political willingness and financial investment to promote environmental conservation plans and scientific studies.

The objectives of this doctoral dissertation were (1) to compile information about parasites and parasitic diseases from Mexican wildlife, (2) to study a severe case of infection by *Pelecitus* sp. in the Crested Caracara (*Caracara cheriway*), (3) to carry out an epidemiological study concerning *Leishmania* spp. infection in Pilosa mammals (sloths and anteaters) and, (4) to perform an epidemiological study about Ixodid ticks presence on Myrmecophagidae anteaters.

As a result of the bibliographic review on parasites and parasitic diseases in Mexican wildlife, we have evidenced that the state of knowledge is scant and heterogeneous, confined to certain areas, parasitic groups and host groups. The best studied parasite and host groups are helminths in fishes and ectoparasites from mammals, and the least investigated group are protozoans. The helminths are the most extensively studied group of parasites, mostly surveyed by a single Mexican research group that has studied this parasitic group for 80 years. The efforts have focused on the Digenea subclass of the Trematoda class, having recorded 634 different species. On the opposite side of the scale lie the Acanthocephala phylum for which only 87 species have been registered. Regarding arthropods, according to the most recent inventory, there are 681 ectoparasite species, and the most numerous (328 species) were prostigmatid and mesostigmatid mites. Among the 109 lice species described in Mexi-

co, unfortunately, two species have now become extinct: *Aquiliogogus caracarensis* of the Guadalupe Caracara (*Polyborus lutosus*) and *Colpocephalum californici* of the California Condor (*Gymnogyps californianus*). There are no inventories of protozoan parasites in Mexico, and no protozoologist research groups exist. However, studies have recently been published on protozoans of public health importance, highlighting the finding of *Blastocystis* sp. and a new *Entamoeba* clade in primates, *Leishmania* spp. in 13 bat species and *Trypanosoma cruzi* in opossums and procyonids. From our bibliographic review of parasites and parasitic diseases in Mexican wildlife we conclude that there are important knowledge gaps in the parasite species inventory, and that the existing data are insufficient to elaborate sound biodiversity conservation plans and emerging diseases control programs.

With regard to the *Pelecitus* sp. infection description in the Crested Caracara host, this is the first record of this species in Mexico and, moreover, in this host worldwide. Molecular analysis of the 18S and 12S genes and comparison with existing sequences in GenBank database suggests that this is a new *Pelecitus* species. Moreover, the finding is of particular importance due to its zoonotic potential, as some *Pelecitus* parasites are able to cross the species barrier and infect humans producing human ocular filariasis. It is also remarkable from a veterinary perspective the description of the severe tenosynovitis and dermatitis produced by the adult and the microfilariae stages, as similar lesions by microfilariae *Pelecitus* stage had never been described before in other infected birds. For all these reasons, efforts should be made to raise social consciousness about the problems associated with the illegal possession of Crested Caracara birds. Finally, this study also highlights the importance of wildlife rescue centers not only as guardians of wildlife health, but also as sentinels for the detection of pathogens and emerging diseases, particularly of those of public health importance. By extension, these centers also provide indirect evidence about ecosystems health and are therefore an important element in biodiversity conservation.

The bibliographic search of the protozoan *Leishmania* spp. infecting Pilosa mammals indicated that these parasites have been studied in seven countries from Latin America: Brazil, Colombia, Costa Rica, Ecuador, French Guyana, Panama and Mexico. In these countries the parasite has been identified in seven different host species from three of the four families of the Pilosa order including, the Myrmecophagidae, the Bradypodidae and the Megalonychidae families. The seven host species in which *Leishmania* spp. has been identified were: the pale-throated three-toed sloth (*Bradypus tridactylus*), the brown-throated three-toed sloth (*B. variegatus*), the Hoffmann's two-toed sloth (*Choloepus hoffmanni*), the Linnaeus's two-toed sloth (*C. didactylus*), the southern tamandua (*Tamandua tetradactyla*) and the giant anteater (*Myrmecophaga tridactyla*). Until 2019, a total of 241 *Leishmania* spp. infection cases had been detected in 1219 Pilosa animals analyzed. A total of nine *Leishmania* species have been recorded in these animals: *L. infantum*, *L. amazonensis*, *L. braziliensis*, *L. colombiensis*, *L. equatoriensis*, *L. braziliensis guyanensis*, *L. braziliensis panamensis*, *L. shawi* and *L. herreri*. The estimated prevalence of infection ranged from 3.5% in the brown-throated three-toed sloth, to 78% in the Hoffmann's two-toed sloth. Current scientific information allows us to infer that, until now, the only Pilosa species that can be considered as a *Leishmania* spp. reservoir is the Hoffmann's two-toed sloth, because infected animals are able to transmit *Leishmania* spp. to three sand fly vector species of the Psychodidae family, specifically *Lutzomyia trapidoi*, *Lu. gomezi* and *Lu. sanguinaria*. Nevertheless, it is likely that more Pilosa species have a role in the transmission cycle of this parasite and this needs to be further investigated. Host species that have never been investigated for *Leishmania* spp. infection are the pygmy three-toed sloth (*B. pygmaeus*) and the Atlantic forest maned sloth (*B. torquatus*), perhaps because of their restricted distribution to small areas. The epidemiological study and phylogenetic analysis of Leishmaniosis in a Mexican population

of northern tamanduas (*T. mexicana*) revealed for the first time the existence of *L. mexicana-amazonensis* in this host species. It was found in one out of the 16 (6.3%) individuals studied, which shows that it is important to carry out further studies on this and other Pilosa species in order to elucidate their possible role as reservoirs of *Leishmania* spp. Their ability to transmit *Leishmania* parasites has both veterinary and public health implications, since these hosts are being increasingly found in anthropized environments. Finally, the data compilation of *Leishmania* spp. in Pilosa hosts provided in this thesis offers an easily accessible guide, as it includes scattered data that were published in local scientific journals.

With respect to the epidemiological investigation of Ixodid ticks on the three Myrmecophagidae anteater species (*T. mexicana*, *T. tetradactyla* and *M. tridactyla*), the most frequent genus was *Amblyomma*. Nonetheless, two species of the *Rhipicephalus* genus, one of the *Haemaphysalis* genus and one of the *Ixodes* genus, were also reported parasitizing these host species. Considering the total number of Myrmecophagidae specimens studied until 2019 across different Latin American countries, the hard-tick species found were the following: *A. nodosum* (in 169 anteater individuals), *A. sculptum* (106), *A. calcaratum* (91), *A. goeldii* (66), *A. cajennense* sensu lato (s.l.) (46), *A. parvum* (25), *A. auricularium* (10), *A. humerale* (7), *A. dubitatum* (6), *R. microplus* (6), *R. sanguineus* s.l. (6), *A. pseudoconcolor* (5), *A. cajennense* sensu stricto (s.s.) (5), *A. brasiliense* (4), *A. mixtum* (4), *A. scalpturatum* (3), *A. geayi* (3), *A. pictum* (2), *A. ovale* (2), *A. triste* (2), *A. naponense* (2), *A. tonelliae* (2), *A. coelebs* (2), *A. neumanni* (1), *A. oblongoguttatum* (1), *A. tapirellum* (1), *A. aureolatum* (1), *A. rotundatum* (1), *A. varium* (1), *H. juxtakochi* (1) and *I. fuscipes* (1). The tick records came from 14 Latin American countries, mainly Brazil, followed by Argentina, Panama, Mexico, Peru, Venezuela, Belize, Colombia, Costa Rica, French Guyana, Guyana, Nicaragua, Paraguay and Trinidad and Tobago. The most common tick species on the Myrmecophagidae anteaters were *A. nodosum*, *A. calcaratum*, *A. cajennense* s.l. and *A. auricularium*. Interestingly, according to the current reports in literature these tick species can be vectors for Rickettsial pathogens, as demonstrated in the cases of *A. cajennense* s.l. for *Rickettsia rickettsii* and *A. auricularium* for *R. amblyommatis*. The study of Ixodid ticks in the population of road-killed specimens of northern tamandua also made it possible to identify four tick species of *Amblyomma* genus and *R. sanguineus* s.l. in 10 out of 23 (43%) examined animals, with a median tick infestation intensity of 3.5 (interquartile range 1- 13.7). Among them, *A. auricularium* and *R. sanguineus* s.l. are described for the first time on this host from Mexico. The finding of *A. auricularium* and *R. sanguineus* on northern tamanduas allow us to indirectly deduce that this anteater roams in human-modified/disturbed habitats. Furthermore, because of these tick's vectorial capacity for a number of pathogens, like *Ehrlichia canis*, *Coxiella burnetii*, *Babesia* spp. and *Anaplasma marginale*, they constitute an additional risk factor for the extinction of northern tamanduas. For this reason, it is important that further research into tick infestation on the northern tamandua is carried out. In this sense, the literature review about ticks on Myrmecophagidae anteaters here presented, will be helpful for future research, as it provides an easily accessible source of information. In particular, because it includes the compilation of the results obtained in studies published in local journals in Spanish or Portuguese language, whose access would be difficult without this bibliographic review.

In summary, this dissertation thesis addressed for the first time relevant parasitosis produced by a nematode, protozoans and arthropods in different wild hosts from Mexico. The results were published in three high ranking scientific journals, reflecting their importance and wide interest among the international scientific community, at a time of fast modifications of the natural environments from anthropogenic causes. Mexico is a particularly vulnerable country where high biodiversity, widespread urban development with little consideration for wildlife, and a lack of financial resources to support

the much-needed research to fill the numerous knowledge gaps concerning parasitic diseases ecology converge. Scientific investigations are urgently needed to facilitate political decision making when intervening in the domestic-human-wildlife interface, in order to safeguard biodiversity and prevent diseases emergence in animals and humans. In this sense, the study highlighted the essential role of wildlife rescue centers as a source of samples for research studies, in addition to their commendable work in providing health care services to wildlife. The thesis also draws attention to the negative consequences that may arise from illegal animal trade, not only because of the impact on endangered species, but also on human health. Finally, we would like to think that this study has broader implications and will be useful for other researchers working around the world in other megadiverse areas with emerging economies, that face similar problems to those described in Mexico.

OBJETIVOS

El objetivo general de esta tesis doctoral ha sido recopilar la información existente sobre los parásitos registrados en fauna silvestre de México, así como el estudio de ciertas parasitosis escasamente estudiadas en algunas especies silvestres de zonas antropizadas de la región Neotropical de México. Específicamente, se ha llevado a cabo una investigación para:

1. Recopilar la información publicada sobre los inventarios existentes de parásitos en fauna silvestre de México, con la finalidad de facilitar el acceso a dicha información, y de identificar aspectos no estudiados hasta ahora en las áreas de la epidemiología, salud pública, ecología y patología de las enfermedades parasitarias, en pro de estimular la investigación en dichas áreas y favorecer la creación de grupos de investigación especializados, desde la perspectiva *One Health*.
2. Describir por primera vez la parasitación por el nematodo *Pelecitus* (Filarioidea: Onchocercidae) en el ave rapaz carancho norteño (*Caracara cheriway*) mediante el estudio morfológico y molecular de este parásito, así como la evaluación histopatológica de la lesión, en un individuo parasitado de forma natural.
3. Estimar mediante técnicas moleculares la prevalencia de la infección por *Leishmania* spp en ejemplares de hormiguero (*Tamandua mexicana*) hallados muertos por accidente de tráfico, así como realizar la revisión bibliográfica de los registros de este parásito zoonótico en el orden Pilosa al que pertenece el hospedador, valorando el potencial de dicho orden como reservorio de *Leishmania* spp.
4. Llevar a cabo un estudio epidemiológico sobre la riqueza de garrapatas e intensidad de parasitación en ejemplares de hormiguero (*Tamandua mexicana*) hallados muertos por accidentes de tráfico, y realizar la revisión bibliográfica del estado del conocimiento de la presencia de ixódidos en las tres especies de hormiguero de la familia Myrmecophagidae, con la finalidad de valorar el papel epidemiológico de estos hospedadores como reservorio de agentes infecciosos transmitidos por garrapatas.

CAPÍTULO I

¿Qué sabemos sobre los parásitos de animales silvestres en áreas de alta biodiversidad con perturbación antropogénica? El caso especial de México.

Muñoz-García, C.I., Berriatua, E. & Martínez-Carrasco, C. 2018. What do we know about parasites of wildlife in high biodiversity areas with anthropogenic disturbance? The special case of Mexico. *Animal Health Research Reviews*, 19(2):155-161. doi.org/10.1017/S1466252318000087



La doctoranda desarrolló el trabajo conceptual, realizó la búsqueda sistemática y redactó el artículo, con la supervisión y aportación de mejoras propuestas por los directores de tesis.

RESUMEN

El continuo incremento de la perturbación antropogénica de los ecosistemas se ha asociado con un aumento en la incidencia de enfermedades emergentes. La mayor cantidad de datos se ha obtenido a partir de enfermedades emergentes causadas por bacterias y virus, existiendo una carencia de información sobre las originadas por parásitos, especialmente aquellos que provienen de animales silvestres. Es así que la vigilancia de enfermedades parasitarias en animales silvestres debe ser considerada una prioridad, especialmente en regiones de alta biodiversidad con un fuerte impacto antropogénico, como México, donde la interfaz formada por la fauna silvestre, los animales domésticos y el ser humano conlleva un incremento en el riesgo de transmisión de agentes patógenos. México pertenece al grupo de los países megadiversos y está localizado entre dos regiones biogeográficas, la Neotropical y la Neártica. Esta situación hace que México sea una región favorable para el salto interespecífico de patógenos animales hacia humanos, lo cual ya ha sucedido recientemente, por ejemplo, con el virus de influenza A (H1N1), que ocasionó una pandemia. El estado actual del conocimiento de parásitos y las enfermedades que ocasionan en la fauna silvestre de México es escaso y delimitado a ciertas regiones; además, es un conocimiento heterogéneo si lo valoramos desde la perspectiva de los grupos de parásitos que se han estudiado. Por todo ello, el objetivo de esta revisión fue recopilar la información científica publicada acerca de los parásitos de la fauna silvestre en México, identificando las lagunas de conocimiento actualmente existentes, con la finalidad de estimular la investigación en las áreas de la epidemiología, salud pública, ecopatología y patología, así como, fomentar la creación de grupos de investigación más especializados, todo desde la perspectiva *One Health*.

CAPÍTULO II

Nuevos conocimientos sobre las características clínico-histopatológicas y moleculares de *Pelecitus* (Filarioidea: Onchocercidae) en un ave rapaz.

Muñoz-García, C.I., López-Díaz, O., Osorio-Sarabia, D., Martínez-Hernández, F., Villalobos, G., Isaak-Delgado, A.B., Rendón-Franco, E., Carreño-Cervantes, A., Contreras-Patiño, D.R., Berriatua, E., Martínez-Carrasco, C. 2018. New insights into the clínico-histopathological and molecular features of *Pelecitus* (Filarioidea: Onchocercidae) from a raptor bird. *Parasitology Research*, 117(10):3319-3325. doi.org/10.1007/s00436-018-6009-1



La doctoranda ha contribuido en el diseño del estudio y planificación de los métodos junto a sus directores de tesis; ha realizado el trabajo de campo, analizado los datos con la ayuda de algunos co-autores y, además, ha discutido dichos resultados. Finalmente, ha redactado todas las partes del artículo, las cuales han sido supervisadas y mejoradas por los directores de tesis.

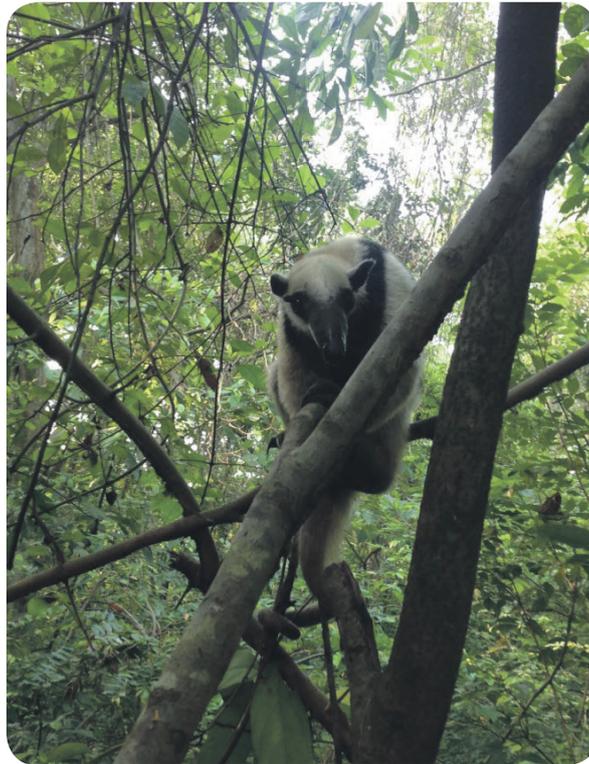
RESUMEN

Los nematodos de la familia Onchocercidae, como *Pelecitus*, son parásitos de importancia médica y veterinaria. El estadio adulto de este parásito se ha descrito en varias especies de aves, mientras que el estadio de microfilaria ha sido asociado con casos de ceguera en humanos. Sin embargo, en algunos de estos casos, no se ha podido identificar la especie concreta de *Pelecitus* causante de esta patología, debido a la falta de claves taxonómicas morfológicas y de protocolos para su diagnóstico molecular. En el presente trabajo se describe una nueva especie de *Pelecitus* en un carancho norteño (*Caracara cheriway*) que presentaba una severa tenosinovitis y una dermatitis asociada a la presencia de microfilarias de este nematodo. Esta es la primera cita de *Pelecitus* en aves rapaces de América. En el presente estudio se han estudiado las características clínicas e histopatológicas causadas por este parásito, contribuyendo así a la descripción de la patogénesis de *Pelecitus*, lo que podrá ser de utilidad cuando haya que establecer medidas de manejo y rehabilitación en aves silvestres parasitadas por este filárido. Nuestro estudio también aporta información nueva acerca del diagnóstico molecular de este parásito, y resalta el papel potencial de las aves silvestres como reservorios de *Pelecitus*.

CAPÍTULO III

El papel de los perezosos y los hormigueros como reservorios de *Leishmania* spp: una revisión y una descripción de infección natural por *Leishmania mexicana* en el hormiguero norteno.

Muñoz-García, C.I., Sánchez-Montes, S., Villanueva-García, C., Romero-Callejas, E., Díaz-López, H. M., Gordillo-Chávez, E. J., Martínez-Carrasco, C., Berriatua, E. & Rendón-Franco, E. 2019. The role of sloths and anteaters as *Leishmania* spp. reservoirs: a review and a newly described natural infection of *Leishmania mexicana* in the northern anteater. *Parasitology Research*, 118(4):1095-1101. doi.org/10.1007/s00436-019-06253-6



La doctoranda ha contribuido en el diseño del estudio y planificación de los métodos junto a sus directores de tesis; ha realizado el trabajo de campo, analizado los datos con la ayuda de algunos co-autores para la realización de los test estadísticos pertinentes y, además, ha discutido dichos resultados. Finalmente, ha redactado todas las partes del artículo, las cuales han sido supervisadas y mejoradas por los directores de tesis.

RESUMEN

Tradicionalmente, los mamíferos del orden Pilosa se han considerados reservorios de *Leishmania*. La mayoría de los estudios que han investigado la presencia de este parásito zoonótico en dicho orden se han centrado en los perezosos de las familias Bradypodidae y Megalonychidae, siendo muy escasos en los hormigueros de la familia Myrmecophagidae. Además, en muchos países en los que existen estos mamíferos y que son endémicos de *Leishmania*, como México, no se han realizado estudios. Por ello, los objetivos de este trabajo fueron: 1) identificar la infección de *Leishmania* spp. en tejidos de individuos de hormiguero norteño (*Tamandua mexicana*) muertos por atropellamiento, mediante la amplificación por PCR y secuenciación del gen ITS1, y 2) evaluar el papel de mamíferos del orden Pilosa como reservorios de *Leishmania* spp. en base a los resultados obtenidos en el presente estudio y a los de otros estudios publicados hasta la fecha sobre esta parasitosis en el mencionado orden. Por primera vez se describe la infección por de *Leishmania* sp en el hormiguero norteño, identificado en uno de 16 individuos analizados, por lo que la prevalencia de infección estimada (IC95%) fue del 6,3% (0,3-27,2). Las secuencias de ADN amplificadas presentaron un 98,9% (727/735) de similitud con *L. mexicana*, y el análisis filogenético permitió ubicar a la especie en el complejo de *Leishmania mexicana-amazonensis*. La revisión de las publicaciones científicas realizadas hasta la fecha reveló la existencia de 241 casos de infección por *Leishmania* spp. en un total 1219 animales del orden Pilosa evaluados, oscilando la prevalencia entre un 3,5% en el perezoso de tres dedos (*Bradypus variegatus*) y un 78% en el perezoso de dos dedos (*Choloepus hoffmanni*). La información científica actual sugiere que *C. hoffmanni* es un reservorio de *Leishmania* spp., y que es necesario realizar más estudios para clarificar el papel que las otras especies del orden Pilosa juegan en la transmisión de este parásito zoonótico.

CAPÍTULO IV

Estudio epidemiológico sobre las garrapatas colectadas en el hormiguero nor-teño (*Tamandua mexicana*) y una revisión de literatura sobre las garrapatas de hormigueros de la familia Myrmecophagidae.

Muñoz-García, C.I., Guzmán-Cornejo, C., Rendón-Franco, E., Villanueva-García, C., Sánchez-Montes, S., Acosta-Gutierrez, R., Romero-Callejas, E., Díaz-López, H., Martínez-Carrasco, C., Berriatua, E. 2019. Epidemiological study of ticks collected from the northern tamandua (*Tamandua mexicana*) and a literature review of Myrmecophagidae anteaters. *Ticks and Tick-borne Diseases*, 10(5):1146-1156. doi.10.1016/j.ttbdis.2019.06.005



La doctoranda ha contribuido en el diseño del estudio y planificación de los métodos junto a sus directores de tesis; ha realizado el trabajo de campo, analizado los datos con la ayuda de algunos co-autores para la realización de los test estadísticos pertinentes y, además, ha discutido dichos resultados. Finalmente, ha redactado todas las partes del artículo, las cuales han sido supervisadas y mejoradas por los directores de tesis.

RESUMEN

La familia Myrmecophagidae contiene tres especies de hormigueros: *Tamandua mexicana* (Saussure, 1860), *T. tetradactyla* (Linnaeus, 1758) y *Myrmecophaga tridactyla* (Linnaeus, 1758). La conservación de estas especies de mamíferos americanos se enfrenta actualmente a diversas amenazas, entre las que destacan los accidentes de tráfico por carretera y, posiblemente, las enfermedades. Sin embargo, los estudios sobre los agentes infectocontagiosos, incluidos los parásitos, son escasos, aunque existen registros sobre parasitosis causadas por ectoparásitos. Específicamente para el hormiguero norteño (*T. mexicana*), hay una evidente escasez de estudios a nivel poblacional. El objetivo del presente fue llevar a cabo un estudio epidemiológico de las especies de garrapatas, su abundancia y la intensidad de parasitación en hormigueros norteños atropellados y, además, realizar una revisión de la literatura sobre las publicaciones existentes en las que se ha abordado el estudio de garrapatas en las tres especies de hormigueros de la familia Myrmecophagidae. En los 23 *T. mexicana* analizados en el presente estudio se identificaron cinco especies de garrapatas, incluyendo cuatro especies de *Amblyomma* spp. y *Rhipicephalus sanguineus* sensu lato. La prevalencia de infestación por garrapatas fue del 43% (10/23), con una mediana de intensidad de infestación de 3,5 garrapatas por individuo (rango intercuartil 1-13,7). Según los resultados de la revisión bibliográfica, hasta el presente se han descrito 29 especies de ixodidos en las tres especies de hormigueros, y los registros provienen de 14 países, principalmente Brasil. Las especies más comunes de garrapatas en la familia Myrmecophagidae fueron *Amblyomma nodosum*, *Amblyomma calcaratum*, *Amblyomma cajennense* sensu lato y *Amblyomma auricularium*. Algunos de estos ixodidos son vectores de patógenos, por lo que es necesario realizar más estudios para evaluar el impacto de las garrapatas en la salud de los hormigueros, y conocer el papel de estos mamíferos como reservorios de agentes infectocontagiosos transmitidos por vectores.

DISCUSIÓN GENERAL

La investigación llevada a cabo en la presente tesis se ha centrado en la descripción ordenada de los estudios que hasta el presente se han realizado sobre los parásitos de la fauna silvestre de México. Por otra parte, hemos abordado el estudio, por primera vez en México, de destacadas parasitosis causadas por nematodos, protozoos y artrópodos en diversas especies de hospedadores. Los resultados obtenidos en estos trabajos son relevantes, sobre todo teniendo en cuenta que actualmente vivimos en una época de rápidas modificaciones del medio ambiente, ya sea por el cambio climático o por la propia acción del ser humano. En la actualidad, las alteraciones ambientales y la pérdida de especies son tan dramáticas que algunos científicos han sugerido que estamos en una nueva era geológica llamada “Antropoceno” (Dirzo *et al.*, 2014; Laurance, 2019); definido por Crutzen (2006) como una era geológica que inició hace dos siglos, en la que las actividades humanas han crecido de forma significativa hasta convertirse en fuerzas geológicas. Esta intensa transformación de los ecosistemas afecta a todo el continente Americano, que posee el mayor número de países megadiversos del mundo, en donde la extensa transformación del paisaje por causas antropogénicas ha afectado severamente a la región Latinoamericana, debido principalmente a la intensa inversión económica dirigida hacia la industrialización de los países que la conforman (Beraud *et al.*, 2017). Tal es el caso de México, que con solo el 1,4% de la superficie del planeta posee entre el 10 al 12% de todas las especies conocidas (Sarukhán *et al.*, 2017), pero cuya diversidad se encuentra muy afectada por su crecimiento poblacional, la deforestación, la contaminación y la sobreexplotación y extracción de organismos (Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2017; Kolb y Galicia, 2018). Lamentablemente, el escenario actual y futuro continúa con la misma tendencia (Kolb y Galicia, 2018).

En estas condiciones, la generación de información es imprescindible para la toma de decisiones eficaces en respuesta a la creciente presentación de alertas sanitarias provenientes de la fauna silvestre (Morand *et al.*, 2014). La información que aporta esta tesis doctoral sirve para mejorar la comprensión de las enfermedades que ocurren en la interfaz doméstico-humano-silvestre, basada en un mejor conocimiento de los componentes que intervienen en la distribución de los agentes parasitarios y en la presentación de las enfermedades que causan. Teniendo en cuenta que las interacciones epidemiológicas son complejas, sobre todo en aquellas zonas en donde coexisten especies de fauna silvestre, animales domésticos y el ser humano, es necesario conocer, de la forma más detallada posible, cuál es la dinámica que favorece la aparición de cierto agente infeccioso, además de ayudar en la toma de decisiones para su control y eliminación (Thrusfield, 2005). Sin embargo, el proceso de comprensión de la enfermedad solo es plenamente eficaz cuando existe toda la información necesaria para describir la triada epidemiológica (a saber, el agente etiológico, el hospedador y el medio ambiente) y las sutiles interacciones que, en gran medida, condicionan la epidemiología de un determinado patógeno (Thrusfield, 2005). Derivado de lo anterior podemos deducir que ninguna enfermedad infectocontagiosa es de fácil comprensión, dado que no existe un conocimiento completo de la misma, en parte por su carácter dinámico, al estar bajo constantes modificaciones naturales y antropogénicas que hacen que sea improbable llegar a conocer todos los detalles de las interacciones que ocurren (McGill *et al.*, 2015). Es así que es imperativo continuar generando información que facilite cada vez más la comprensión de la dinámica hospedador-parásito-ambiente.

La recopilación de información publicada sobre parásitos en fauna silvestre de México (CAPÍTULOS I, III y IV), permitió identificar lagunas de conocimiento. Por ejemplo, se ha podido apreciar que el inventario de especies de parásitos descritas en animales silvestres de México sigue siendo reducido,

y está sesgado hacia ciertos grupos parasitarios y especies de hospedadores (CAPÍTULO I). Tal es el caso de los helmintos, sobre los que se ha centrado la mayoría de los estudios publicados, posiblemente debido a que solo existe un equipo de investigadores que trabaja intensamente en su determinación taxonómica (Poulin y Jorge, 2018); por el contrario, el resto de grupos taxonómicos de parásitos han recibido muy poca atención por parte de la comunidad científica de México y de otros países. En concreto, sorprenden la escasa investigación que se ha realizado sobre los protozoos, a pesar de que algunos de ellos son importantes agentes zoonóticos. Es decir, nuestro estudio de revisión pone de manifiesto la necesidad de impulsar la investigación especializada en el campo de la parasitología y, dentro de este ámbito científico, de manera especial en los protozoos. Respecto a las especies de hospedadores silvestres presentes en México, el trabajo realizado en esta tesis demuestra que las investigaciones acometidas se han limitado a ciertos grupos de vertebrados como, por ejemplo, el estudio de los helmintos de los peces y los ectoparásitos de los mamíferos; por el contrario, tanto los anfibios como los reptiles han sido grupos de hospedadores ignorados por la comunidad científica (Pérez-Ponce de León y García-Prieto, 2001; Whitaker y Morales-Malacara, 2005). Los resultados obtenidos de la recopilación bibliográfica del CAPÍTULO I también indican que la investigación dirigida a realizar inventarios de especies, incluidas las del campo de la parasitología, y el estudio de especies hospedadoras en México ha estado obstaculizado por la falta de recursos para la financiación científica, los cuales fluyen cada vez menos desde el gobierno local hacia los centros de investigación (IGMPS, 2017). De hecho, los pocos recursos directamente dirigidos desde el gobierno de México hacia el estudio de ciertas especies hospedadoras, han sido direccionados exclusivamente a algunas en riesgo crítico de extinción, como la vaquita marina (*Phocoena sinus*), el lobo mexicano (*Canis lupus baileyi*) y el berrendo peninsular (*Antilocapra americana peninsularis*), todos ellos con incipientes resultados (Jiménez-Sierra *et al.*, 2018). Por lo que para continuar realizando inventarios taxonómicos y estudios de hospedadores se recomienda buscar otras fuentes de financiación distintas a las gubernamentales.

Además de la revisión global, las llevadas a cabo sobre el nematodo *Pelecitus* en el carancho norteño (*Caracara cheriway*) (CAPÍTULO II), el protozoo *Leishmania* spp. en hospedadores del orden Pilosa (perezosos y hormigueros) (CAPÍTULO III), y de garrapatas en hormigueros de la familia Myrmecophagidae (CAPÍTULO IV), ha permitido recopilar, ordenar y clasificar una importante cantidad de información que se encontraba dispersa, publicada en revistas científicas de ámbito local y en tres diferentes idiomas (español, inglés y portugués). Esta valiosa información permitirá que en futuras investigaciones se pueda acceder con mayor facilidad al estado del conocimiento actual sobre los parásitos en México; de esta manera, quedarán definidas con mayor rigor científico las líneas prioritarias por las que debería proseguir la investigación científica en áreas megadiversas sometidas a rápidos e intensos cambios ambientales de origen antrópico.

Otro aspecto importante que refleja la investigación realizada en esta tesis doctoral, concretamente en el CAPÍTULO II en el que se describe por primera vez la parasitación por el nematodo *Pelecitus* sp. en el carancho norteño, es el destacado papel que tienen los centros de rehabilitación de fauna en la identificación de patologías por agentes parasitarios (Randall *et al.*, 2012; Lawson *et al.*, 2015). En concreto, en nuestro estudio se describió la parasitosis en un carancho norteño procedente del mercado ilegal de especies silvestres y recogido en el centro de rehabilitación de fauna “CIVS-Los Reyes”. Estos centros funcionan como sitios de vigilancia de la salud de las especies silvestres que reciben y, de forma indirecta, de los ecosistemas de los cuales proceden, y además aportan evidencia de la presencia de patógenos que pueden ser una amenaza para el humano (Molina-López *et al.*, 2017). Tal fue el caso del filárido *Pelecitus*, potencialmente zoonótico. Sin embargo, la muerte del ejemplar de carancho norteño

en el citado centro podría sugerir que existen deficiencias operacionales en estos centros de México, probablemente por no poseer los medios adecuados para el tratamiento y la rehabilitación de estos individuos. De hecho, algunos autores ya han denunciado que los centros de recuperación de fauna silvestre existentes están rebasados en su capacidad para recibir especímenes, carecen de personal, cuentan con medios materiales limitados y reciben escasos recursos económicos (Jimenez-Bustamante y Díaz-Rentería, 2018).

Por otro lado, es importante destacar las implicaciones de los hallazgos realizados en esta tesis sobre las nuevas parasitosis descritas en el carancho norteño y los hormigueros norteños. Respecto al nematodo *Pelecitus* en el carancho norteño, esta es la primera vez que se cita la presencia de este filárido en México y en esta especie hospedadora. Su hallazgo es especialmente relevante, porque nuestro estudio demostró que las lesiones que provoca *Pelecitus*, tanto el estadio adulto como la microfilaria, pueden llegar a ser muy graves; en concreto, se detectaron lesiones macroscópicas y microscópicas ocasionadas por este nematodo, pero cuya severidad pudo verse intensificada por las condiciones de cautividad, debido al súbito cese de movilidad y cambios en la dieta (Bailey y Lloyd, 1996). Otro aspecto relevante de nuestro estudio es que *Pelecitus* spp. se ha descrito como un nematodo zoonótico causante de filariosis ocular en humanos de regiones Neotropicales en Sudamérica (Bain *et al.*, 2011). Cabe resaltar, que el cautiverio ilegal de esta especie de ave rapaz es frecuente en México (Carpio-Domínguez *et al.*, 2018) y por ello los resultados del estudio apoyan la necesidad de una mayor concienciación social de los riesgos asociados a la tenencia ilegal de ejemplares de carancho norteño. Aunque es cierto que en México no se han denunciado casos de filariosis ocular por *Pelecitus* en humanos, su hallazgo sugiere que existen factores de riesgo en el país para que el parásito afecte también a los humanos, siendo por ello importante continuar investigando los factores asociados a su transmisión.

Las investigaciones realizadas sobre el protozoo *Leishmania* en el hormiguero norteño (*Tamandua mexicana*) (CAPÍTULO III) contribuyen a mejorar el conocimiento de la importancia de la fauna silvestre en la epidemiología de esta parasitosis. De hecho, el papel del hormiguero norteño como reservorio de *Leishmania* spp. ya había sido sugerido por algunos investigadores, los cuales señalaban a esta y todas las demás especies del orden Pilosa como reservorios del parásito (Lainson *et al.*, 1981; Stephens *et al.*, 2009). Pero, derivado del análisis de nuestros resultados y de la revisión de la literatura científica que realizamos, podemos inferir que únicamente el perezoso de dos dedos (*Choloepus hoffmanni*) puede considerarse reservorio de *Leishmania* spp. No obstante, creemos que es necesario continuar con la investigación sobre este protozoo zoonótico en todas las especies del orden Pilosa, especialmente en lo referente a los factores de riesgo asociados a su transmisión. Tengamos en cuenta que cada día es más frecuente el contacto de estas especies de fauna silvestre con zonas sometidas a la acción humana, por lo que es razonable pensar que el papel epidemiológico de todos los hospedadores implicado en el mantenimiento y dispersión de *Leishmania* spp. puede cambiar, teniendo quizá consecuencias imprevisibles para los animales domésticos, el ser humano o las propias especies del orden Pilosa.

La descripción por primera vez en México de las garrapatas *Amblyomma auricularium* y *Rhipicephalus sanguineus* en el hormiguero norteño, así como el estudio de estos ixódidos y de otras tres especies de garrapatas anteriormente descritas en dicho hospedador (CAPÍTULO IV) es importante porque su detección permite deducir, de forma indirecta, que esta especie de hormiguero reside en hábitats perturbados (Nava y Guglielmo, 2013). En el caso de la presencia de *R. sanguineus*, ixódido alóctono de la fauna de México cuyo hospedador habitual es el perro, destaca su carácter vectorial debido a su capacidad transmisora de diversos agentes infecciosos (Dantas-Torres, 2010), y su hallazgo indica que el hormiguero norteño tiene contacto con perros y, por lo tanto, se encuentra en riesgo de adquirir agentes

infecciosos que podrían favorecer aún más el riesgo de extinción de la especie (Léger *et al.*, 2012). En este sentido, otras especies de garrapatas del género *Amblyomma* presentes comúnmente en hormigueros de la familia Myrmecophagidae pueden también ser vectores de bacterias Rickettsiales (Spolidorio *et al.*, 2012; Almeida *et al.*, 2013; Soares-Pereira *et al.*, 2015; Szabó *et al.*, 2019). Se hace necesario continuar con el estudio de estos vectores e identificar riesgos de emergencia de estas y otras enfermedades transmitidas por garrapatas. Finalmente, los registros de este estudio, más la información recopilada de la revisión bibliográfica indican que *T. mexicana* es la especie de hormiguero de la familia Myrmecophagidae menos estudiada.

En un mundo cambiante, cuya dinámica está siendo afectada por el ser humano, en donde muchas especies están seriamente amenazadas de desaparecer, incluso antes de ser descubiertas, se hace necesario un mayor esfuerzo en la investigación, no solo en el ámbito de la ecología, sino también en el de la epidemiología y la patología de todos los agentes infecciosos y parasitarios que afectan a las especies silvestre. Esta generación de conocimiento es imprescindible y repercutirá positivamente en la gestión integral del medio ambiente, sobre todo si está basada en la perspectiva *One Health*, porque permitirá una certera toma de decisiones fundamentada en una adecuada comprensión del agente infeccioso, su hospedador y el medio que le rodea.

BIBLIOGRAFÍA

- Almeida, R. F., Garcia, M. V., Cunha, R. C., Matias, J., Labruna, M. B., Andreotti, R., 2013. The first report of *Rickettsia* spp. in *Amblyomma nodosum* in the State of Mato Grosso do Sul, Brazil. *Ticks and Tick-borne Diseases*, 4: 156–159.
- Arroyo-Rodríguez, V., Moreno, C. E., & Galán-Acedo, C. 2017. La ecología del paisaje en México: logros, desafíos y oportunidades en las ciencias biológicas. *Revista mexicana de biodiversidad*, 88: 42-51.
- Bain, O., Otranto, D., Diniz, D. G., dos Santos, J. N., & de Oliveira, N. P. 2011. Human intraocular filariasis caused by *Pelecitus* sp. nematode, Brazil. *Emerging Infectious Diseases*, 17: 867.
- Bailey, T. & Lloyd, C 1996. Raptors: disorders of the feet. Beynon, P. H., Forbes, N. A. & Harcourt-Brown, N. H. Editores. *En: BSAVA manual of raptors, pigeons, and waterfowl*. Iowa State University Press, Ames.
- Carpio-Domínguez, J. L., Vargas-Orozco, C. M., Meraz-Esquivel, M., & Villarreal-Sotelo, K. 2018. Las redes sociales como factor criminógeno de la venta ilegal de especies en Tamaulipas (México): el caso de Facebook. *CienciaUAT*, 13: 19-34.
- Crutzen, P. J. 2006. The “anthropocene”. Ehlers, E. & Krafft, T. Editores. *En: Earth system science in the anthropocene*. Springer, Berlin, Heidelberg.
- Dantas-Torres, F. 2010. Biology and ecology of the brown dog tick, *Rhipicephalus sanguineus*. *Parasites & Vectors*, 3: 26.
- Dirzo, R., Young, H. S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N. J., & Collen, B. 2014. Defaunation in the Anthropocene. *Science*, 345: 401-406.
- Interinstitutional Group of Mexican Postgraduate Students (IGMPS). 2017. CONACYT’s freeze on postgraduate fellowships in Mexico. *The Lancet*, 389: 2373–2374.
- Jimenez-Bustamante, D., & Rentería, L. P. D. 2018. Laundering of Illegal Wild Fauna in Mexico: Case Study of a Pair of Desert Monitors *Varanus griseus griseus* (Daudin, 1803). Arroyo-Quiroz, I. & Wyatt, T. Editores. *En: Green Crime in Mexico*. Palgrave Macmillan, Cham.
- Jiménez-Sierra, C. L., Jiménez, D. T. O., & Matias-Palafox, M. L. 2018. Are Current Actions for Conservation in Mexico Enough? A Review of the Proximate and Ultimate Threats. Ortega-Rubio, A. Editor. *En: Mexican Natural Resources Management and Biodiversity Conservation*. Springer, Cham.
- Kolb, M., & Galicia, L. 2018. Scenarios and story lines: drivers of land use change in southern Mexico. *Environment, Development and Sustainability*, 20: 681-702.

- Lainson, R., Shaw, J. J. & Póvoa, M. 1981. The importance of edentates (sloth and anteaters) as primary reservoirs of *Leishmania braziliensis guyanensis*, causative agent of pianbois in north Brazil. *Transactions of the Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene*, 75: 611–612.
- Laurance, W. F. 2019. The Anthropocene. *Current Biology*, 29: R953-R954.
- Lawson, B., Petrovan, S. O. & Cunningham, A. A. 2015. Citizen Science and Wildlife Disease Surveillance. *EcoHealth*, 12: 693-702.
- Léger, E., Vourc'h, G., Vial, L., Chevillon, C. & McCoy, K. D. 2013. Changing distributions of ticks: causes and consequences. *Experimental and Applied Acarology*, 59: 219-244.
- McGill, B. J., Dornelas, M., Gotelli, N. J. & Magurran, A. E. 2015. Fifteen forms of biodiversity trend in the Anthropocene. *Trends in ecology & evolution*, 30: 104-113.
- Molina-López, R. A., Mañosa, S., Torres-Riera, A., Pomarol, M. & Darwich, L. 2017. Morbidity, outcomes and cost-benefit analysis of wildlife rehabilitation in Catalonia (Spain). *PloS one*, 12: e0181331.
- Morand, S., Jittapalapong, S., Suputtamongkol, Y., Abdullah, M. T. & Huan, T. B. 2014. Infectious diseases and their outbreaks in Asia-Pacific: biodiversity and its regulation loss matter. *PLoS One*, 9: e90032.
- Nava, S. & Guglielmo, A.A. 2013. A meta-analysis of host specificity in Neotropical hard ticks (Acari: Ixodidae). *Bulletin of Entomological Research*, 103: 216–224.
- Pérez-Ponce de León, G. & García-Prieto, L. 2001. Los parásitos en el contexto de la biodiversidad y la conservación. *Biodiversitas*, 34: 11-15.
- Poulin, R. & Jorge, F. 2018. The geography of parasite discovery across taxa and over time. *Parasitology*, 146: 168-175.
- Randall, N. J., Blitvich, B. J. & Blanchong, J.A. 2012. Efficacy of wildlife rehabilitation centers in surveillance and monitoring of pathogen activity: A case study with West Nile Virus. *Journal of Wildlife Diseases*, 48: 646-653.
- Sarukhán, J., J., Koleff, P., Carabias, J., Soberón, J., Dirzo, R. 2017. Capital Natural de México. Síntesis: Evaluación del conocimiento y tendencias de cambio, perspectivas de sustentabilidad, capacidades humanas e institucionales. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad: México.

- Sigwart, J. D., Bennett, K. D., Edie, S. M., Mander, L., Okamura, B., Padian, K., Wheeler, Q., Winston, J.E., Yeung, N.W. & Yeung, N. W. 2018. Measuring Biodiversity and Extinction—Present and Past. *Integrative and comparative biology*, 58: 1111-1117.
- Soares-Pereira, H. S., Barbier, A. R. M., Martins, T. F., Minervino, A. H. H., de Lima, J. T. R., Marcili, A., Gennari, S. M., Labruna, M. B., 2015. Ticks and rickettsial infection in the wildlife of two regions of the Brazilian Amazon. *Experimental and Applied Acarology*, 65: 125–140.
- Stephens, C. R., Heau, J. G., González, C., Ibarra-Cerdeña, C.N., Sánchez-Cordero, V., González-Salazar, C. 2009. Using biotic interaction networks for prediction in biodiversity and emerging diseases. *PLoS One*, 4: e5725.
- Spolidorio, M.G., Andreoli, G.S., Martins, T.F., Brand.o, P.E. & Labruna, M.B., 2012. Rickettsial infection in ticks collected from road-killed wild animals in Rio de Janeiro, Brazil. *Journal of Medical Entomology*, 49: 1510–1514.
- Szab., M.P.J., Pascoal, J.O., Martins, M.M., do Nascimento Ramos, V., Osava, C.F., Santos, A.L.Q., Yokosawa, J., Rezende, L.M., Tolesano-Pascoli, G.V., Torga, K., de Castro, M.B., Suzin, A., Barbieri, A.R.M., Werther, K., Magnino Silva, J.M., Labruna, M.B., 2019. Ticks and Rickettsia on anteaters from southeast and Central-West Brazil. *Ticks and Tick-borne Diseases*, 10: 540–545.
- Thrusfield, M. 2005. Veterinary epidemiology. 3rd. Cambridge e, USA: Blak Well Science Ltd.
- Whitaker Jr, J. O. & Morales-Malacara J. B. 2005. Ectoparasites and other associated (Ectodytes) of mammals of Mexico. Contribuciones mastozoológicas en homenaje a Bernardo Villa, Sánchez-Cordero, V. & Medellín, R. A. Editores. Instituto de Biología e Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México y Conabio, México.

CONCLUSIONES

PRIMERA. Es urgente realizar más estudios parasitológicos en animales silvestres de países con alta biodiversidad, como México, con la finalidad de prevenir la emergencia de nuevas enfermedades en humanos y animales domésticos, evitar los impactos negativos sobre la dinámica y sobrevivencia de las poblaciones silvestres y mitigar la co-extinción de las especies de hospedadores y parásitos endémicos. La implementación de estudios epidemiológicos sobre los parásitos, mediante vigilancia pasiva y activa, en poblaciones silvestres podría incrementar la información y, por ende, la capacidad de diseñar programas en pro de la salud humana y animal, la conservación de la biodiversidad y el comercio internacional en México. Se sugiere dirigir las futuras investigaciones en la biología del parásito y en las implicaciones clínicas de las parasitosis. Además, deben realizarse mayores esfuerzos en las zonas geográficas y grupos parasitarios que han sido poco explorados, tales como la zona Neártica y los protozoos. Para alcanzar estos objetivos es esencial promover el desarrollo de la investigación de la parasitología y las enfermedades parasitarias a través de fondos públicos siguiendo la perspectiva *One Health*.

SEGUNDA. Debido a que *Pelecitus* ha sido diagnosticado en casos de ceguera humana, la información molecular generada en esta tesis puede ayudar en el diagnóstico de nuevos casos de filariasis ocular. Además, la secuencia de *P. fulicaeatrae* indica que este parásito está cercanamente relacionado con *Loa loa*, filárido que pertenece al mismo clado de muchas especies de filarias que afectan al humano. Desafortunadamente, existe poca información sobre la secuencia de la subunidad 18S de este género y aunque la heterogeneidad observada en el presente estudio es pequeña, es insuficiente para definir una nueva especie de *Pelecitus*. No obstante, los datos génicos de la subunidad 12S (heterogeneidad en la secuencia y el análisis filogenético) sugieren que el espécimen de *Pelecitus* detectado en el presente estudio es una nueva especie que difiere de la secuencia de *P. fulicaeatrae* (KP760161) publicada en el Genbank; sin embargo, es importante realizar nuevos análisis con otros marcadores moleculares con la finalidad de comprender mejor las relaciones genéticas entre *Pelecitus* y otros filáridos.

TERCERA. Basados en la información existente, el perezoso de dos dedos (*Choloepus hoffmanni*) es el único mamífero del orden Pilosa que puede considerarse reservorio de *Leishmania*. Pero, con la finalidad de esclarecer el papel del resto de las especies de este orden, es necesario incrementar el número de estudios en dichas especies. Se sugiere realizar nuevas investigaciones con especial énfasis en la eficiencia del insecto vector como transmisor de este protozoo zoonótico, pero evitando el sacrificio de individuos del orden Pilosa para conseguir dicha información.

CUARTA. Los hormigueros de la familia Myrmecophagidae son hospedadores de un amplio rango de especies de ixódidos, dentro de las cuales predominan las del género *Amblyomma* spp. Sin embargo, son necesarios más estudios en el hospedador *Tamandua mexicana* ya que es la especie menos estudiada. Debido a la carencia de estudios en esta especie de hormiguero, se sugiere llevar a cabo nuevas investigaciones, con particular énfasis en estudios poblacionales que se dirijan a la identificación de los factores de riesgo asociados a la parasitación por garrapatas, el impacto que estos artrópodos vectores tienen sobre la salud de los hormigueros, así como el papel de estos hospedadores como reservorios de patógenos de importancia veterinaria y salud pública. Además, es importante que los nuevos estudios sobre ectoparásitos en hormigueros también tengan en cuenta factores ecológicos, biogeográficos y la coevolución parásito-hospedador.

CONCLUSIONS

FIRST. In high biodiversity countries like Mexico, further wildlife parasitological studies are urgently needed to help prevent the emergence of new diseases in human and domestic animal populations, to avoid negative impacts on the fitness and dynamics of wild animal populations, and to mitigate co-extinction of endemic host and parasite species. The implementation of epidemiological studies of parasitic infections, by means of active and passive surveillance of wildlife populations will increase our knowledge and ability to design adequate programmes to improve human and animal health, biodiversity conservation programmes and international trade in Mexico. Research should focus on parasite biology and on the clinical implications of parasitic infections. Efforts should be directed toward geographic areas and parasite groups that have been least explored, such as the Nearctic zone and protozoans, respectively. For this to occur, it is essential to promote the development of research in parasitology and parasitic diseases through public funding following the One-Health approach.

SECOND. Since *Pelecitus* has been recently associated to human cases of blindness, the molecular information here provided may help to diagnose new ocular cases. The sequence of *P. fulicaeatrae* indicates that the parasite is closely related to *Loa loa*, which belongs to the same clade as most human filariae. Unfortunately, there is scarce information on the 18S sequence of this genus and, even the heterogeneity observed in the present study was small, it is insufficient to define a new species. In contrast, the 12S gene data reported (sequence heterogeneity and the phylogenetic analysis) strongly suggest that the *Pelecitus* specimens here reported is a new species, different to those published in the Genbank *P. fulicaeatrae* (KP760161); however, further analysis with other molecular markers would be useful in this respect, providing a better knowledge of the genetic relationships between *Pelecitus* and other filarial nematodes.

THIRD. Based on available information, the sloth *C. hoffmanni* is the only representative of Pilosa mammals in which a role as reservoir of *Leishmania* infection has been unambiguously demonstrated. In order to clarify if a similar role is played by other Pilosa species, it will be necessary to increase the number of studies on those species, with particular emphasis on the transmission efficiency to vectors, while avoiding the use of lethal techniques.

FOURTH. Myrmecophagidae anteaters are hosts to a wide range of tick species, with a predominance of *Amblyomma* spp. However, more research is needed in *Tamandua mexicana* because is the least studied species. Generally, there is a scarcity of population-based studies that attempt to identify risk factors for infestation, impact on anteaters health and the role of these hosts as reservoirs of pathogens of veterinary and Public Health importance. It is further important that new studies on ectoparasites of anteaters should also take into account ecological, biogeographical and evolutionary approaches.

