

Santiago Monsalve Buriticá

Medicina

de la conservación y enfermedades
de la fauna silvestre



Ciencias Animales



CORPORACIÓN
UNIVERSITARIA
LASALLISTA





Medicina

de la conservación y enfermedades
de la fauna silvestre

Santiago Monsalve Buriticá



CORPORACIÓN
UNIVERSITARIA
LASALLISTA



Primer edición: Abril de 2019
ISBNe: 978-958-5526-56-3

Editora

Silvia Posada
Corporación Universitaria Lasallista

Autor

Santiago Monsalve Buriticá
MVZ, M.Sc, Dr. Sci.
Corporación Universitaria Lasallista
Programa Medicina Veterinaria

Autores invitados por capítulo:

Capítulo 7

Joan Gastón Zamora Abrego. Ecol, Dr. Sci.
Afilación: Docente Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín.
E-mail: jogzamoraab@unal.edu.co
Medellín, Antioquia, Colombia.

Capítulo 9

César Rojano. MVZ, MSc.
Afilación: Director de investigación Fundación Cunaguaro.
E-mail: c.rojanob@gmail.com
Yopal, Casanare, Colombia.

Corrección de estilo

Angélica Gómez. Socióloga. MSc.
Juanita Monsalve. Comunicadora Social, MSc.
Martha Eva Buriticá. Bacterióloga, MSc.

Material gráfico: Santiago Monsalve, apoyado con imágenes de libre acceso. Gumroad® Library of Science and Medical Illustrations <https://gumroad.com/l/library>.

Fotografía de la portada: Dr. Cesar Rojano MVZ, M.Sc – Fundación Cunaguaro. Ejemplar de chigüiro o capibara (*Hydrochoerus hydrochaeris*), Casanare, Colombia, 2016.

Dibujos: Hernán Padilla, Juanita Monsalve.

Las ideas expuestas en este libro son responsabilidad exclusiva de los autores.

Diseño y diagramación

Sandra María Arango, Oficio gráfico



Este obra está bajo una licencia de Creative Commons Reconocimiento-
No Comercial-Sin Obra Derivada 4.0
Internacional.

*A cada uno de los profesores
que hicieron parte en mi proceso de formación académica,
desde el primer día de colegio hasta el último de doctorado.*

A cada uno de los estudiantes que he formado y formaré.

A los viejos, los nuevos y los que vendrán.



Con el auspicio de:
Convocatoria 562 - 2012 Banco de proyectos I+D+I, Programa Nacional de Biotecnología:
Programa nacional para la investigación y desarrollo
de productos veterinarios. Nanotecnología farmacéutica, una estrategia
de innovación, código 127556238833, La Corporación Universitaria Lasallista y GENTECH.



CORPORACIÓN
UNIVERSITARIA
LASALLISTA



Medicina de la conservación y enfermedades de la fauna silvestre

Santiago Monsalve Buriticá.

Silvia Posada (Ed.)

Fondo Editorial Biogénesis, 2018

Número de páginas: 125

ISBNe: 978-958-5526-56-3

Prefacio. Bases de la medicina de la conservación. Enfermedades emergentes y reemergentes con potencial zoonótico. Efectos antrópicos sobre los ecosistemas faunísticos. Enfermedades emergentes y reemergentes de origen viral o bacteriano en Colombia. Algunas Clamidias y Rickettsias: riesgo en humanos y animales. Metales pesados, plaguicidas y efectos de los disruptores endocrinos en la salud humana y animal. Efecto de los metales pesados sobre la diversidad: el caso del mercurio en quelonios. La crisis de la conservación en la biodiversidad.

Contenido

Prefacio	13
Capítulo 1.	
Bases de la medicina de la conservación	15
1.1 Los inicios	15
1.2 Fundamentos sobre la medicina de la conservación.....	16
1.3 Objetivos en el estudio de la medicina de la conservación	17
1.4 El concepto salud	18
1.5 Áreas de estudio de interés ambiental	19
1.6 Cambios ecosistémicos y efectos sobre la salud	21
1.7 Una ciencia holística, interdisciplinaria y transdisciplinaria	23
1.8 La huella ecológica	24
1.9 Medicina de la conservación en condiciones ex situ.....	25
Capítulo 2.	
Enfermedades Emergentes y Reemergentes Potencialmente Zoonóticas de Fauna Silvestre en Colombia “Una Visión Ecosistémica”	29
2.1 Introducción	29
2.2 Enfermedades emergentes y reemergentes	31
2.3 Mecanismos de transmisión de las enfermedades.....	33
Capítulo 3.	
Efectos antrópicos sobre los ecosistemas faunísticos	37
3.1 Problemas antrópicos sobre los ecosistemas.....	37
3.2 Especies oportunistas frente al cambio climático	38
3.3 Destrucción de hábitat natural	38
3.4 Tráfico de fauna silvestre e inclusión de especies alóctonas.....	41
3.5 Los patógenos emergentes pueden ser nativos, exóticos o posiblemente exóticos	43
3.6 Contaminación ambiental.....	44
3.7 Cambio climático.....	44
3.8 Ejemplos de indicadores biológicos del cambio global en la investigación	46
Capítulo 4.	
Enfermedades emergentes y reemergentes de origen viral o bacteriano en Colombia	49
4.1 Introducción	49
4.2 Actualización en la investigación referente a las enfermedades potencialmente zoonóticas de origen silvestre	52
4.2.1 Investigación en enfermedades virales	52

4.2.1.1 Hantavirus	52
4.2.1.2 Virus del oeste del Nilo (VON).....	52
4.2.1.3 Fiebre amarilla	53
4.2.2 Investigación en enfermedades bacterianas	53
4.2.2.1 <i>Leptospira</i>	53
4.2.2.2 <i>Bartonella</i>	54
4.2.2.3 <i>Borrelia</i>	54
4.2.2.4 <i>Rickettsiosis</i>	55
4.2.2.5 <i>Ornitosis</i>	56
4.2.2.6 <i>Enterobacterias</i>	56
4.2.2.7 <i>Micobacterias</i>	58
4.3 Perspectivas.....	59

Capítulo 5.

Algunas Clamidias y Rickettsias: riesgo en humanos y animales	63
5.1 Introducción	63
5.2 <i>Chlamydomphila psittaci</i>	64
5.2.1 Psitacosis - Enfermedad en aves de corral	64
5.2.1 Ornitosis	65
5.3 Erhlichiosis canina	66
5.3.1 Fases de la Ehrlichiosis monocítica canina (CME)	66
5.3.1.1 Fase aguda:.....	66
5.3.1.2 Fase subclínica:.....	67
5.3.1.3 Fase crónica:	67
5.4 <i>Anaplasma phagocytophilum</i>	68
5.5 <i>Ehrlichia chaffeensis</i>	68
5.6 <i>Rickettsia rickettsii</i>	68
5.7 La medicina de la conservación como herramienta para el estudio de enfermedades Rickettsiales y Clamidiales	69

Capítulo 6.

Metales pesados, plaguicidas y efectos de los disruptores endocrinos en la salud humana y animal.....	73
6.1 Situación global	73
6.2 Disruptores endocrinos (DE)	74
6.3 Efectos de los disruptores endocrinos	74
6.4 Mecanismos de disrupción endocrina	75
6.5 Pesticidas.....	75
6.6 Efectos en los ecosistemas	76
6.7 Metales pesados en ecosistemas acuáticos	77
6.8 Efectos en la fauna silvestre	78
6.9 Estudios en Colombia.....	79
6.9.1 Detección de mercurio en felinos	79
6.9.2 Detección de mercurio en tortuga hicoitea (<i>Trachemys callirostris</i>)	79
6.9.3 Detección de mercurio en delfines (<i>Sotalia guianensis</i> y <i>Tursiops truncatus</i>).....	79
6.9.4. Estudios de biomarcadores de daño genético en sangre de <i>Lepidochelys olivacea</i> (<i>Cheloniidae</i>)	80
6.10 Perspectivas	80

Capítulo 7.

Efecto de los metales pesados sobre la diversidad: el caso del mercurio en quelonios	83
7.1 Introducción	83
7.2 Clasificación de los metales pesados.....	85
7.3 Toxicidad de los metales pesados	85
7.4 Contaminación del recurso hídrico	86
7.4.1 Posibles efectos de los metales pesados en los quelonios	86
7.4.2 Genotoxicidad y pérdida en la diversidad fenotípica	87
7.5 Situación en Colombia.....	87
7.6 Metilmercurio.....	88
7.7 Genotoxicidad del mercurio.....	89
7.8 Los quelonios como biomodelos ecosistémicos de estudios de metales pesados	90
7.9 Metodologías para determinar la genotoxicidad en quelonios	91
7.9.1 Validación y determinación de biomarcadores relacionados con estrés por contaminación ambiental	91
7.9.2 Determinación de daños cromosómicos.....	92
7.9.3 Ensayo cometa	92
7.9.4 Efectos en el desarrollo gonadal	93
7.10 Conclusiones	93

Capítulo 8.

Seguimiento y restricción para la toma de muestras en fauna silvestre	99
8.1 Introducción	99
8.2 Cómo y cuándo muestrear	100
8.3 Visualización de huellas.....	102
8.4 Cámaras trampa.....	102
8.5 Tricología	104
8.6 Avistamiento y manipulación.....	104
8.6.1. Uso de técnicas de condicionamiento.....	104
8.7 Conclusiones	106

Capítulo 9.

La crisis en la conservación de la biodiversidad	109
9.1 Introducción	109
9.2 Pérdida de biodiversidad y servicios ecosistémicos	110
9.3 Panorama en Colombia.....	112
9.4 Biodiversidad y salud	114

Prefacio

La medicina de la conservación surgió como ciencia a mediados de la década de los 90, cuando gran parte de los veterinarios de vida silvestre que hoy en día laboran en Colombia cursaban la secundaria o iniciaban sus estudios en la universidad. Esta nueva ciencia intentaba, con soluciones innovadoras, dar respuesta o atender problemas complejos que estaban afectando la salud de los ecosistemas, de la vida silvestre, los animales domésticos y en especial la de los seres humanos.

Hasta entonces, el trabajo de los médicos veterinarios zootecnistas en Colombia se restringía a los animales domésticos, considerando solo en algunos casos a la fauna silvestre con fines productivos. Más relegado aún era el papel de las ciencias veterinarias en los procesos de conservación de los ecosistemas. No obstante, el fin de siglo trajo consigo cambios para este ejercicio profesional. El surgimiento de una nueva generación de profesionales veterinarios estuvo marcado por una renovada conciencia sobre la conservación y uso sostenible de la biodiversidad en el territorio colombiano.

En medio de este panorama, las facultades de veterinaria contaban con pocos recursos y docentes capacitados en el tema. Ante la falta de escuelas, un grupo de interesados, más autodidactas que otra cosa, aprovecharon los espacios disponibles para formarse en esta nueva ciencia. Motivada por la influencia de esta nueva corriente de conservación, la medicina de especies silvestres fue creciendo en Colombia.

Conocí a Santiago (uno de estos pioneros) en el año 2005, él era veterinario en el Zoológico de Barranquilla y yo un estudiante de mitad de carrera con interés por aprender sobre anestesia de jaguares y dantas. La primera impresión que tuve de él fue la de un tipo con una enorme capacidad de compartir sus conocimientos. Es justo esta habilidad la que le ha permitido (en la última década) contribuir a la formación de decenas de nuevos profesionales veterinarios y biólogos interesados en la medicina de la conservación en Colombia. En el presente libro Santiago continúa con la labor que lleva a cabo desde hace varios años, intentando motivar a una nueva generación de veterinarios para que orienten su ejercicio profesional al estudio, manejo y conservación de la biodiversidad, y por ende a la preservación de todas las formas de vida en el planeta, incluyendo a los seres humanos.

Este documento explora, en nueve capítulos, diversas temáticas relacionadas con la medicina de la conservación en Colombia. Inicia esbozando un panorama general de la pérdida de ecosistemas y extinción de especies en el planeta, resaltando así la importancia del trabajo de los médicos veterinarios en un mundo en peligro. Luego hace un recorrido por la medicina de la conservación, su historia en el país, definición, implicaciones y alcances, brindándole al lector una idea concreta de esta ciencia emergente. Posteriormente aborda las enfermedades emergentes y reemergentes y los efectos antrópicos sobre los ecosistemas faunísticos por la contaminación por metales pesados y plaguicidas, resaltando la necesidad de integración de los diversos sectores científicos en el país para poder atender los retos que se presentan. Por último, estudia con detenimiento los distintos impactos que ha causado el hombre sobre los ecosistemas y cómo esto puede estar generando efectos sobre la dispersión de enfermedades que afecten a los seres humanos, a la vida silvestre y al ganado doméstico, entre otros. Más que un tratado complejo, cual botella de náufrago sin destinatario, este libro busca (por medio de un lenguaje sencillo y ejemplos concretos) acercar a los estudiantes y veterinarios al mundo de la medicina de la conservación. Su principal objetivo es proseguir con la tarea de formar una escuela de profesionales de la conservación en uno de los países más biodiversos pero amenazados del planeta. Al final, no podremos hacer conservación solos. Necesitaremos de nuevos interesados, de nuevos aliados. Necesitaremos pioneros. Y en eso, Santiago puede ser muy importante para Colombia.

César Rojano. Yopal, agosto de 2018

Capítulo 1

Bases de la medicina de la conservación

Santiago Monsalve Buriticá

1.1 Los inicios

En 1884, Claude Vericel, profesor, investigador francés y discípulo de Louis Pasteur, llegó a Colombia gracias a la gestión de los sabios Juan de Dios Carrasquilla Lema y Jerónimo Triana Silva, quienes se encontraban preocupados para ese entonces por la aparición de una enfermedad que surgió en los animales domésticos de consumo y que pudo haber sido tuberculosis (*Mycobacterium tuberculosis*), enfermedad que ya era considerada un riesgo para la salud pública. En el año 1885 Vericel fundó y dirigió la primera “Escuela Oficial de Veterinaria” que funcionó hasta 1889; este fue un período durante el cual el médico veterinario en formación incluiría la historia natural y la zoología como disciplinas integrales de las artes médicas. Al igual que Vericel, los profesionales de la salud consideraban que ya existían áreas del conocimiento multidisciplinarias estrechamente alineadas. Un ejemplo de esto fue la aparición en el país del “carbón sintomático” (*Clostridium chauvoei*), enfermedad que promovió los estudios de tipo clínico y anatómo-patológico veterinario, entrelazando áreas

transversales de la ciencia. La obra del médico Vericel fue extensa, además de sus trabajos científicos, organizó los servicios de inspección de carnes y productos alimenticios de Colombia. La Escuela Oficial de Veterinaria fue clausurada a finales del siglo XIX debido al surgimiento de la guerra civil (Román, 1997).

Unas décadas antes, y al igual que Vericel, Charles Darwin definió las bases científicas de nuestra comprensión moderna de la diversidad biológica y la especiación. Por medio de sus estudios determinó que las amenazas ambientales exigían la renovación del vínculo entre la medicina, la historia natural, la zoología y la ecología. En la actualidad, la selección natural está dando paso a una insidiosa selección artificial por la huella antrópica a escala mundial, y de allí surge la medicina de la conservación como un paradigma emergente que involucra tanto un concepto histórico como una ciencia nueva (Aguirre, Ostfeld, Tabor, House y Pearl, 2002).

1.2 Fundamentos sobre la medicina de la conservación

Soulé (1985) definió la biología de la conservación, iniciada en el siglo XX, como una ciencia de crisis dedicada al estudio y prevención de las causas de la vertiginosa declinación y extinción de numerosas especies de animales y plantas.

Precisó que las causas de esta problemática son:

- Destrucción y fragmentación de hábitat.
- Cacería indiscriminada.
- Impacto por introducciones de especies exóticas.
- Efecto en cadena por extinciones.

Sin embargo, el término “medicina de la conservación” lo introdujo Michael D. Kock en 1996 para describir el amplio contexto ecológico de la salud y la relación estrecha del estudio entre disciplinas de la ecología y la salud en su conjunto (Soulé, 1985). En esencia, la medicina de la conservación se basa en conectar áreas del conocimiento (zoología, microbiología, patología clínica, salud pública, toxicología, biología celular y molecular, epidemiología, etc.) que históricamente se han visto separadas por fallas en la metodología de enseñanza inmersas en la academia. A pesar de considerarse una ciencia relativamente nueva en el país, surge en este campo un cambio transicional de paradigmas. Los efectos antrópicos sobre los ecosistemas en Colombia podrían considerarse los mismos que en gran parte de los países del tercer mundo (pérdida de la biodiversidad, destrucción, degradación y fragmentación de hábitat natural), situación que ha repercutido sobre la vida silvestre (Figura 1).

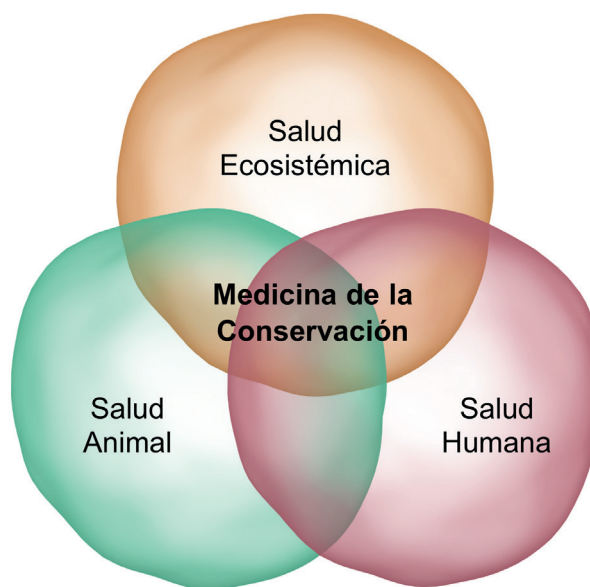


Figura 1. Triada ecológica de la enfermedad (Tabor, 2002).



Fotografía 1. Tráfico de especies silvestres (*Caiman crocodilus*) para ser utilizadas con fines comerciales en la región Caribe colombiana. Fotografía de Santiago Monsalve, Montería, Córdoba, Colombia, 2009.

En respuesta a las crecientes afectaciones para la salud humana y para la de los animales domésticos causadas por los procesos de degradación ambiental, la medicina de la conservación ha surgido como un nuevo campo interdisciplinario para abordar la compleja interrelación entre la salud y las implicaciones ecológicas propias del uso no sustentable de los recursos naturales (Fotografía 1) (Tabor, 2002).

La medicina de la conservación se convierte entonces en un área interdisciplinaria que cuenta con alcances y objetivos diversos pero con un solo fin: la conservación de las especies silvestres de manera sostenible y paralela con las actividades humanas y ecosistémicas.

1.3 Objetivos en el estudio de la medicina de la conservación

- a. Demostrar los cambios en la estructura del hábitat y en el uso del suelo.
- b. Estudiar el surgimiento y el resurgimiento de enfermedades infecciosas y parasitarias.
- c. Demostrar la implicación de los contaminantes ambientales en la salud humana y en la salud animal.

- d. Obtener indicadores que evidencien la importancia del mantenimiento ecosistémico.
- e. Demostrar los efectos causados por los cambios en la diversidad de especies y su engranaje en el mantenimiento de las enfermedades y mecanismos de transmisión (Fotografías 2 y 3) (Aguirre et al., 2002).

1.4 El concepto salud

Es evidente que, en algunos aspectos, la salud humana tenga prioridad sobre la de los animales, principalmente en los que concierne a las políticas gubernamentales. Esta situación conduce a que el estudio de la enfermedad y

la distribución de recursos para su investigación sean significativamente más relevantes respecto a las especies animales. Sin embargo, hasta la fecha, la medicina exclusivamente humana ha sido limitada en el ofrecimiento de indicadores respecto al origen de las enfermedades emergentes y reemergentes, ya que no ha sido considerada su conexión con los cambios en el medio ambiente. Los nuevos paradigmas en el equilibrio dinámico de lo que llamamos “salud” se deben ahondar desde una serie de distintas escalas espaciales y por muchas y diferentes disciplinas, incluyendo la salud humana y la pública, la epidemiología, la medicina veterinaria, la toxicología, la ecología, la microbiología



Fotografía 2. Ejemplares de venado de cola blanca (*Odocoileus virginianus*).



Fotografía 3. Chigüiro (*Hydrochoerus hydrochaeris*), se ha determinado que estas especies pueden ser usadas como centinelas para detectar la circulación de microorganismos rickettsiales. Fotografías de César Rojano.

y la biología de la conservación (Aguirre et al., 2002). Al llegar a múltiples disciplinas, la medicina de la conservación proporciona nuevas habilidades, nuevas herramientas y una nueva visión para el campo global de la salud humana. La evolución intelectual de nuestra sociedad ha perdido una serie de habilidades al momento de la resolución de problemas basados en la observación interdisciplinaria de los mecanismos, situación que resuelve claramente el estudio de esta ciencia en crecimiento y evolución (Aguirre et al., 2002). Conceptualmente, la medicina de la conservación es el nexo de los campos de la salud humana, animal y ecosistémica; sin embargo, es más que interdisciplinaria, ya que representa una integración de conocimientos.

En conclusión, la medicina de la conservación intenta demostrar que la salud conecta a los organismos vivos desde un contexto eco-

lógico. Por tanto, se requieren esfuerzos multidisciplinarios a nivel global, nacional y local para poner en marcha actividades tangibles que abarquen al paradigma One Health en pro del beneficio del planeta, la humanidad y los animales (Dhama, Chakraborty, Kapoor, Tiwari, Kumar, Deb et al., 2013).

1.5 Áreas de estudio de interés ambiental

La salud humana está relacionada con la salud de otras especies y viceversa, y la salud de todos los seres se conecta a los ecosistemas (Monsalve, Mattar y González, 2009). Por lo tanto, para la obtención de resultados en la investigación en medicina de la conservación es necesario tener en cuenta las siguientes áreas de estudios prioritarios (Figura 2):

Efectos antrópicos sobre los ecosistemas faunísticos

Los 4 jinetes del apocalipsis faunístico por efectos antrópicos

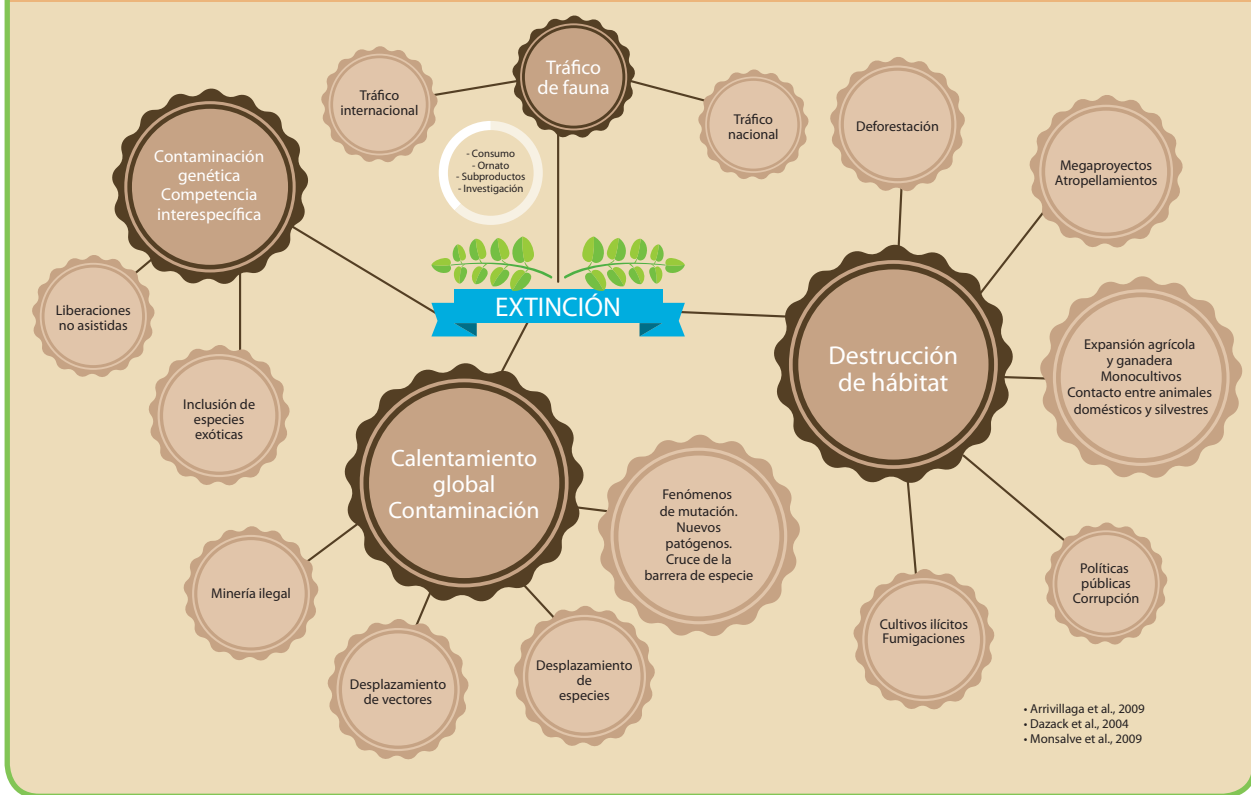


Figura 2. Efectos antrópicos sobre los ecosistemas faunísticos (Arrivillaga y Caraballo, 2009; Dazack, Tabor, Kilpatrick, Epstein y Plowright, 2004; Monsalve et al., 2009).

- Pérdida de la biodiversidad y modificación de los procesos ecológicos.
- Aumento global de los productos tóxicos, que incluye la difusión de materiales peligrosos, residuos y sustancias tóxicas con efectos de biomagnificación y bioacumulación.
- El cambio climático global y el agotamiento progresivo en algunas nuevas áreas de la capa de ozono.
- La creciente huella ecológica humana como resultado del aumento demográfico exponencial, y el uso de los recursos para el sostenimiento de esta problemática (una huella ecológica calcula los efectos humanos sobre los recursos naturales y es determinada por medio de indicadores de economía ambiental).
- La biodiversidad, vista hoy en día como un bien medicinal o como un medio para

la explotación y mercadeo de productos y servicios, debe también ofrecer indicadores que demuestren la interconexión entre la salud ecosistémica y médica, tanto humana como animal (Aguirre et al., 2002).

1.6 Cambios ecosistémicos y efectos sobre la salud

Algunas enfermedades infecciosas son una manifestación del deterioro de la salud ecosistémica. Un aspecto preocupante es el creciente reconocimiento del cruce de la barrera de especies y su transmisión por intermedio de vectores imposibles de mantener en un área determinada. Un ejemplo de esto es la diseminación en Norte América del Flavivirus (Virus del Nilo Occidental) en animales y seres humanos, este

brote se generó a finales de la década de los 90 en el área metropolitana de la ciudad de Nueva York. La detección de seropositividad de este virus en equinos en dos departamentos de la región Caribe colombiana es evidencia indirecta de la circulación del virus en un ciclo enzoótico (Monsalve et al., 2009) (Figura 3).

Además de la preocupación por las enfermedades infecciosas, se debe resaltar el enfoque emergente causado por contaminantes como metales pesados y plaguicidas que de forma amplia e histórica han sido utilizados en nuestro país en áreas naturales o agroecosistemas para la industria minera y agropecuaria. A estos tóxicos medioambientales se les considera perturbadores del sistema endocrino en organismos que hacen parte de niveles superiores

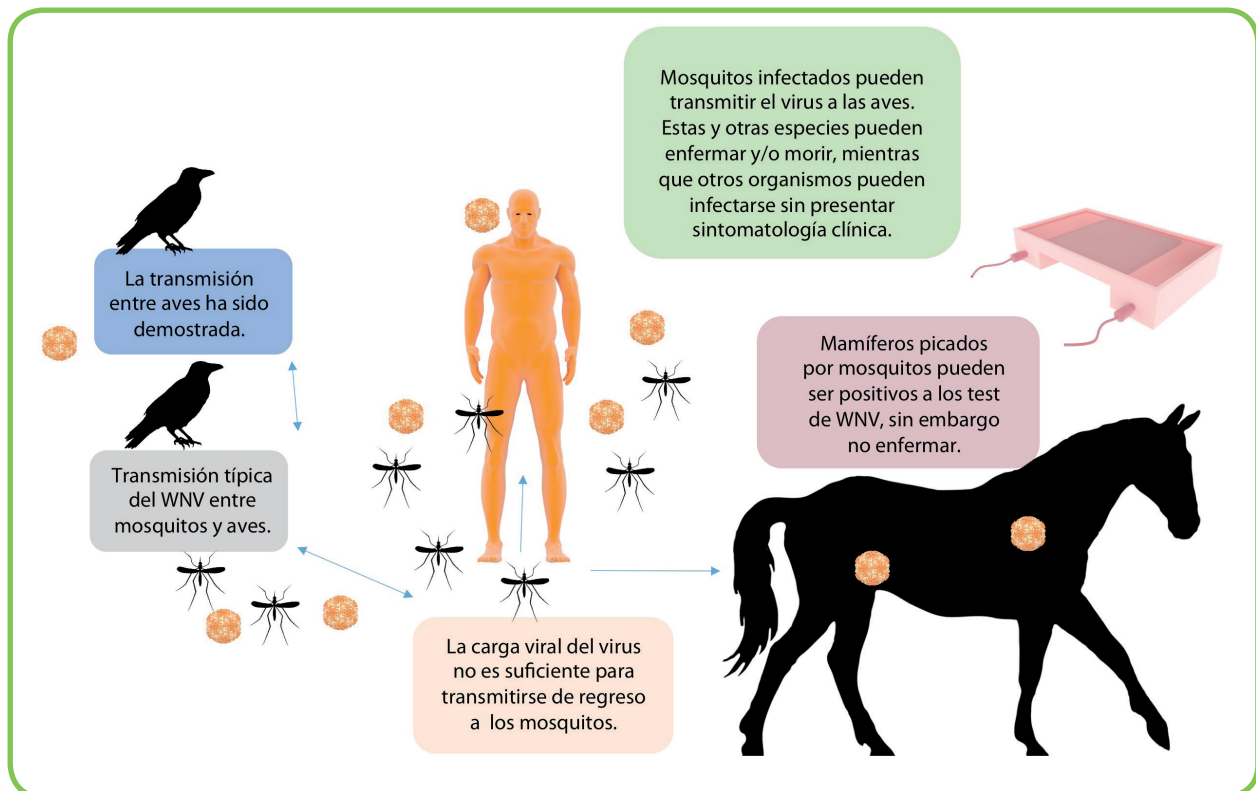


Figura 3. Ciclo del flavivirus (Virus del oeste del Nilo - WNV).

de la cadena trófica, debido a la competencia de sus moléculas con receptores hormonales de membrana. Esta situación genera un sinnúmero de compromisos que abarcan problemas múltiples de tipo inmunológico, reproductivo y del sistema nervioso en niveles letales y subletales. Los efectos de estas sustancias tóxicas y su afectación a los diferentes sistemas en Colombia han sido estudiados principalmente en el recurso pesquero.

El impacto del cambio climático en todos los procesos ecológicos es complejo. El aumento

de las precipitaciones en algunas regiones y de sequías en otras incrementa la celeridad de procesos erosivos en zonas costeras y un consecuente aumento en los niveles del mar. Todos estos factores en su conjunto promueven la incapacidad de muchas especies para adaptarse a estos cambios relativamente rápidos en los regímenes climáticos, y da como resultado el acrecentamiento de los factores que llevan a las extinciones locales. Se cree que la extinción global y nacional de algunas especies de anuros ha sido potenciada, conjuntamente con otros factores, a raíz de esta problemática (Fotografía 4).

Fotografía 4. Ejemplar anuro tomado de vida silvestre con lesiones fúngicas (Posiblemente con el hongo *Batrachochytrium dendrobatidis*). Fotografía de Wilfredo González, Conservación Internacional, 2009.



1.7 Una ciencia holística, interdisciplinaria y transdisciplinaria

La medicina de la conservación requiere de profesionales de diversas disciplinas que trabajen juntos y de una manera mancomunada, con el fin de hacerles frente a aspectos complejos en donde la salud y el medio ambiente se traslapan. Diferentes áreas de la ciencia y el conocimiento están reconociendo los problemas ecológicos de la salud. La medicina de la conservación examina las preocupaciones globales más allá del enfoque médico específico de la especie.

Al reunir disciplinas, puede contribuir a la solución de los problemas ambientales mediante el uso de nuevas herramientas de evaluación y seguimiento ecológico, comparativamente con los problemas de salud regional. Un posible enfoque es el desarrollo de algún tipo de evaluación integrada de la salud ecológica, que incorpore aspectos de estudios con indicadores ambientales utilizando herramientas específicas de diagnóstico biomédico que incluyan el desarrollo en procesos de gestión en el monitoreo y vigilancia de enfermedades relevantes desde el punto de vista epidemiológico (Fotografías 5 y 6) (Aguirre et al., 2002; Arrivillaga y Caraballo, 2009; Monsalve et al., 2009).



Fotografía 5 y 6. Toma de muestras de garrapatas en un ejemplar de morrocoy (*Chelonoidis carbonaria*) Casanare Colombia, 2015. Se han detectado microorganismos rickettsiales en garrapatas de reptiles de Colombia (Miranda y Mattar, 2014). Fotografías: Santiago Monsalve, 2015.

1.8 La huella ecológica

La huella ecológica analiza los patrones de consumo de recursos y la producción de desechos de una población, donde ambos se expresan en áreas biológicamente productivas. La huella muestra el cálculo de recursos específicos y suma los efectos por la falta de recursos. Por eso, es una herramienta que ayuda a analizar la demanda de naturaleza por parte de las personas (Martínez-Castillo, 2007). La humanidad en su conjunto emplea más de un tercio de los recursos y ecoservicios que la naturaleza puede regenerar. Muchos estudios demuestran que la huella ecológica de consumo, la cual se da por la producción de alimentos, el uso no sostenible de los productos forestales y los combustibles fósiles por sí solos, ya podría exceder la capacidad de carga global. Es necesario hacer un reconocimiento de la fragilidad de los recursos

silvestres, haciendo que cualquier iniciativa de utilización requiera una aproximación cautelosa bajo las mejores condiciones técnicas y del conocimiento científico o tradicional disponible. No siempre el uso de algunos recursos (al menos, su consumo) equivale a una estrategia de conservación, pues por más sostenible que se plantee en teoría, la incertidumbre y complejidad de los sistemas vivos hacen que sea más importante un aprendizaje lento por parte de todos los actores que el cumplimiento de metas estrictas de producción. Brigitte Baptiste, en su ensayo “La fauna silvestre colombiana: una historia económica y social de un proceso de marginalización” (2001), cuestiona el desarrollo del sector pecuario moderno, sobre todo cuando es necesario el uso de prácticas insostenibles que llevan a la destrucción (Fotografía 7) o al uso de alternativas como el aprovechamiento masivo de la fauna silvestre. Sin embargo, re-



Fotografía 7. Extracción ilegal de madera en un parque nacional natural. Parque Nacional Natural Nudo del Paramillo, Tierralta, Córdoba, Colombia. Fotografía: Santiago Monsalve, 2010.

salta la importancia de afrontar la problemática directamente, enfatizando que no es factible esperar que desde las restricciones simbólicas, religiosas, tradicionales, legales, morales o debido al control policivo, se logre una solución definitiva a esta situación (Baptiste, 2001).

1.9 Medicina de la conservación en condiciones *ex situ*

Colombia es considerado uno de los países con mayor desigualdad social del mundo por lo que en conjunto con un aumento demográfico, que suele acompañarse de explotación y un aumento en las actividades forestales, presenta una predisposición a la aparición de enfermedades emergentes y reemergentes; esto, debido a la estrecha relación entre los agentes patógenos causales que se encuentran potenciados por esta penosa situación. El estudio y accionar sobre aspectos relativos a la conservación de vida silvestre nativa colombiana, las políticas públicas nacionales y el manejo de enfermedades son complejos. Sin embargo, algunas instituciones como los Centros de Rehabilitación de Fauna Silvestre (CAVR), Centros de Atención y Valoración (CAVs) y algunos parques zoológicos y acuarios se han involucrado cada vez más en la conservación haciendo de ésta uno de sus objetivos principales. Los centros de conservación *ex situ* han contribuido a la recuperación de especies en peligro de extinción y en algunos casos a procesos tan puntuales y costosos como las liberaciones y reintroducciones de vida silvestre (Monsalve et al., 2009). La medicina de la conservación, inmersa en las áreas de bienestar animal y más específicamente en el saber sobre la medicina

zoológica, cuenta con una oportunidad para llegar más allá de los confines en cautiverio para proporcionar, como un modelo de estudio, la evaluación de la salud y el mantenimiento de especies en condiciones *in situ*.

Referencias

- Aguirre, A. A., Ostfeld, R. S., Tabor, G. M., House, C., y Pearl, M. C. (Eds.). (2002). *Conservation medicine: ecological health in practice*. Oxford University Press.
- Aguirre, A. A. (2009). Essential veterinary education in zoological and wildlife medicine: a global perspective. *Rev. Sci. Tech. Off. Int. Epiz*, 28(2), 605-610.
- Arrivillaga, J., y Caraballo, V. (2009). Medicina de la Conservación, 20(1), 55-67.
- Baptiste, B. L. G. (2001). Fauna silvestre en Colombia: Historia económica y social de un proceso de marginalización. En: *Rostros culturales de la fauna* (ICCAN, pp. 295-340).
- Baptiste M.P. y C. Múnera. (2010). *Análisis de riesgo de vertebrados terrestres introducidos en Colombia*. (C. D. En: Baptiste M.P., Castaño N. y G. D. L. y L. C. A. (eds). Gutiérrez F. P., Eds.) (Análisis d). Bogotá, Colombia.: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Boisserie, J., Fisher, R. E., Lihoreau, F., Weston, M., Cfee, U. S. R., Box, P. O., y Ababa, A. (2011). Evolving between land and water: key questions on the emergence and history of the *Hippopotamidae* (*Hippopotamidea*, *Cetancodonta*, *Cetartiodactyla*), 1, 601-625. Recuperado de: <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2010.00162.x>
- Castaño, J. A. (2008). Zoológico Colombia. Bogotá Colombia: Grupo Editorial Norma.
- Daszak, P., Tabor, G. M., Kilpatrick, A., Epstein, J. O. N., y Plowright, R. (2004). Conservation medicine and a new agenda for emerging diseases. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1026(1), 1-11. Recuperado de: <https://doi.org/10.1196/annals.1307.001>

- Dhama, K., Chakraborty, S., Kapoor, S., Tiwari, R., Kumar, A., Deb, R., ... y Natesan, S. (2013). One world, one health-veterinary perspectives. *Adv. Anim. Vet. Sci*, 1(1), 5-13.
- Delariva, L. R., y Agostinho, A. A. ngel. (1999). Introdução de espécies : uma síntese comentada. *Acta Scientiarum*, 21(2), 255-262.
- El Colombiano. (2014, April). Diez hipopótamos se salieron de Nápoles.
- Galván-Guevara, S., y De La Ossa, J. (2011). Fauna exótica y fauna trasplantada con mayor representatividad en Colombia. *Revista Colombiana de Ciencia Animal*, 3(1), 167-179.
- Graham, L. H., Reid, K., Webster, T., Richards, M., y Joseph, S. (2002). Endocrine patterns associated with reproduction in the Nile hippopotamus (*Hippopotamus amphibius*) as assessed by fecal progesterone analysis, 128, 74-81.
- Higgins, R. (2004). Emerging or re-emerging bacterial zoonotic diseases : bartonellosis , leptospirosis , Lyme borreliosis , plague Bartonellosis. *Rev. Sci. Tech. Off. Int. Epiz*, 23(2), 569-581.
- Jones, K. E., Patel, N. G., Levy, M. A., Storeygard, A., Balk, D., Gittleman, J. L., y Daszak, P. (2008). Global trends in emerging infectious diseases. *Nature*, 451(February), 990-994. Recuperado de: <https://doi.org/10.1038/nature06536>
- Lewison, R. y Oliver, W. (2008). *Hippopotamus amphibius*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008. IUCN SSC Hippo Specialist Subgroup. Recuperado de: <https://doi.org/e.T10103A3163790>.
- Mack, R., Simberloff, D., Lonsdale, M., Evans, H., Clout, M., y Bazzaz, F. (2000). Biotic invasions: cause epidemiology, global consequences and control. *Ecological Applications*, 10(3), 689-710.
- Martínez Castillo, R. (2007). Algunos aspectos de la huella ecológica. *InterSedes: Revista de las Sedes Regionales*, 8 (14).
- Medina-Vogel, G. (2010). Ecología de enfermedades infecciosas emergentes y conservación de especies silvestres. *Arch Med Vet*, 42, 11-24.
- Miranda, J., y Mattar, S. (2014). Molecular detection of *Rickettsia bellii* and *Rickettsia* sp. strain Colombianensi in ticks from Cordoba, Colombia. *Ticks and Tick-Borne Diseases*, 5(2), 208-212. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.ttbdis.2013.10.008>
- Monsalve, S., Mattar, S., y González, M. (2009). Silvestres y su impacto en las enfermedades emergentes y reemergentes zoonotic transmitted by wild animals and its impact on emerging and re-emerging diseases. *Revista MVZ Córdoba*, 14(2), 1762-1773.
- Morse, S. S. (2001). Factors in the emergence of infectious diseases. En: *Plagues and politics* (pp. 8-26). Palgrave Macmillan, London.
- Paul, J., y Rodríguez, J. O. N. P. (2001). La amenaza de las especies exóticas para la conservación de la biodiversidad suramericana. *Interciencia*, 26(10), 479-483.
- Ponce, A., Laura, B., Cabrera, A., Campos, E., Manuel, S. C., Gutiérrez, E., ... Mendoza, L. L. (2009). Especies exóticas invasoras: impactos sobre las poblaciones de flora y fauna, los procesos ecológicos y la economía, II, 277-318.
- Román, C. (1997). *Claude Vericel el amigo de los animales*. (Instituto Colombiano para el Desarrollo de la Ciencia y la Tecnología Francisco José de Caldas. COLCIENCIAS, Ed.).
- Saggese, M. I. D. S. (2007). Medicina de la conservación, enfermedades y aves rapaces. *Hornero*, 22(2), 117-130. Recuperado de: <https://doi.org/10.1186/1756-3305-2-S1-S7>
- Sogbohossou, E. A., y Funston, P. J. (2011). Prey selection of lions (*Panthera leo*) in Pendjari Biosphere Reserve Benin , West Africa. En: L.U. Institute for Environmental Science (CML), Faculty of Science (Ed.), *Lions of West Africa: ecology of lion (Panthera leo Linnaeus 1975) populations and human-lion conflicts in Pendjari Biosphere Reserve* (pp. 107-124). North Benin.
- Soulé, M. (1985). What is conservation biology? *BioScience*, 35(11), 727-734.
- Stalder, G. L., Petit, T., Horowitz, I., Hermes, R., Saragusty, J., Knauer, F., y Walzer, C. (2012). Use of a medetomidine-ketamine combination for

- anesthesia in captive common hippopotami (*Hippopotamus amphibius*). *JAVMA*, 241(1), 110-116.
- Suárez, A. M. (2011, March). Practican vasectomía al hipopótamo Napolitano. *El Tiempo*, p. 1.
- Tabor, G. M. (2002). Defining conservation medicine. En: M. Aguirre, Alonso. Ostfeld, Richard. Labor, Gary. House, Carol. Pearl (Ed.), *Conservation medicine* (pp. 8-16). New York: Oxford University Press.
- Vilà, M., Bacher, S., Hulme, P., Kenis, M., Kobelt, M., Nentwig, W., ... Solarz, W. (2006). Impactos ecológicos de las invasiones de plantas y vertebrados terrestres en Europa. *Ecosistemas*, 15(2), 13-23.
- Walzer, C., Petit, T., Stalder, G. L., Horowitz, I., Saragusty, J., y Hermes, R. (2014). Theriogenology Surgical castration of the male common hippopotamus (*Hippopotamus amphibius*), 81, 514-516.
- Walzer, C., y Stalder, G. (2015). *Hippopotamidae* (*Hippopotamus*). *Fowler's Zoo and Wild Animal Medicine, Volume 8*. Elsevier Inc. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/B978-1-4557-7397-8.00059-1>
- Weissenbacher, M., Salvatella, R., y Hortal, M. (1998). El desafío de las enfermedades emergentes y reemergentes. *Rev. Med. Urug*, 14, 34-40.
- Wheaton, C. J., Joseph, A. S., Reid, K., Webster, T., Richards, M., Forde, H. M., y Savage, A. (2007). Suppression of Ovulation in Nile Hippopotamus (*Hippopotamus amphibios*) Using Melengestrol Acetate-Treated Feed or High Dose Depo-Provera Injection, 274(May 2006), 259-274. Recuperado de: <https://doi.org/10.1002/zoo>
- Wheaton, C. J., Joseph, A. S., Reid, K., Webster, T., Richards, M., y Savage, A. (2006). Body Weight as an Effective Tool for Determination of Onset of Puberty in Captive Female Nile Hippopotami (*Hippopotamus amphibios*), 71(July 2005), 59-71. Recuperado de: <https://doi.org/10.1002/zoo>



Capítulo 2

Enfermedades emergentes y reemergentes con potencial zoonótico

Santiago Monsalve Buriticá

2.1 Introducción

La medicina de la conservación puede llegar a ser el motor necesario para la integración de diversos sectores científicos que promuevan la investigación holística y multidisciplinaria. Así como convertirse en una herramienta indispensable en los servicios nacionales de salud pública o animal para el control y prevención temprana de las zoonosis. Sin duda alguna es crucial e indispensable propiciar el desarrollo de esta disciplina para poder abordar y comprender los complejos tópicos ambientales, sociales, médicos, ecológicos, económicos y políticos que se encuentran interconectados entre sí, y que generan relaciones académicas y profesionales entre la medicina humana y la veterinaria en el ámbito regional (Aguirre, 2009). Entonces la medicina de la conservación plantea un enfoque integrado transdisciplinario que comprende (Aguirre, Ostfeld, Tabor, House, y Pearl, 2002):

- a. Cambios ambientales originados por el hombre

- b. Patógenos, parásitos y contaminantes
- c. Ecología y biodiversidad de especies silvestres, comunidades y paisaje
- d. Salud humana

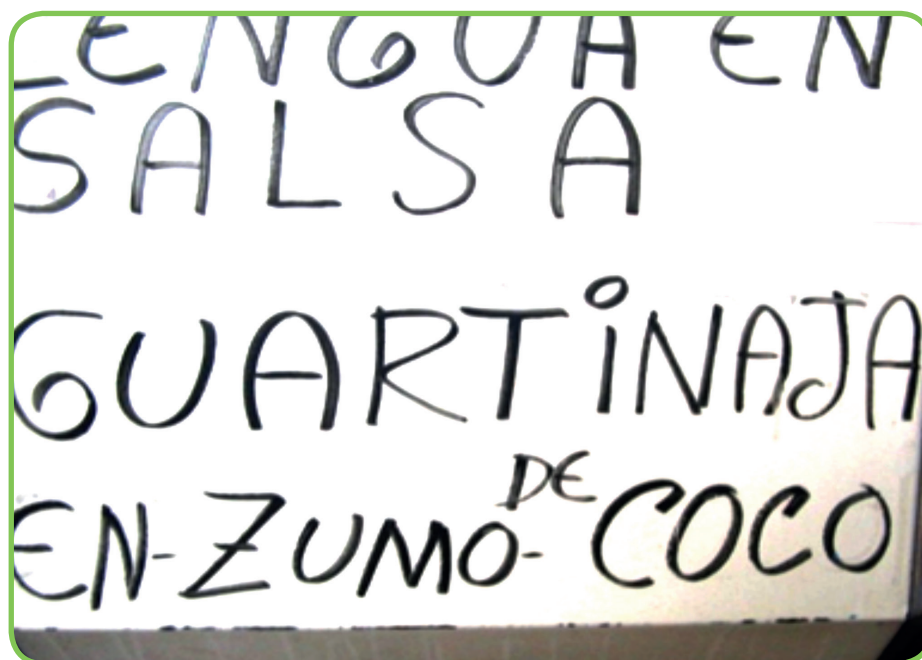
Con el objetivo de ejemplificar la problemática de las enfermedades infecciosas en la conservación de especies silvestres y su implicación zoonótica se deben discutir las variables ecológico-ambientales que están favoreciendo

la emergencia de enfermedades infecciosas originadas en la vida silvestre; algunos tópicos podrían ser la destrucción del hábitat natural, la contaminación, la introducción de especies exóticas o invasoras, el tráfico de fauna con fines de ornato y consumo y el cambio climático (Medina-Vogel, 2010) (Fotografías 8 y 9).

El concepto de salud no solo debe considerar el bienestar humano, sino que tiene que englobar



Fotografía 8. Ejemplares de perico (*Brotogeris jugularis*) decomisados por la CVS, Córdoba, Colombia. Foto: Santiago Monsalve, 2007.



Fotografía 9. Venta de subproductos de guatínaja (*Cuniculus paca*) en la terminal de transportes de Cartagena, Bolívar, Colombia. Foto: Santiago Monsalve, 2007.

la salud animal y del ecosistema. La continua modificación del ambiente por acción humana ha incrementado la aparición de enfermedades infecciosas emergentes o el resurgimiento de otras que se creían ya controladas, y cuyo origen es zoonótico. Esto exige integrar la medicina veterinaria, la humana y la salud ambiental bajo un solo enfoque que posibilite el entendimiento multifactorial de la ecología de las patologías con implicación epidemiológica originadas en la vida silvestre (Arrivillaga y Caraballo, 2009). La circulación de microorganismos originados desde la fauna silvestre que afectan tanto a los animales domésticos como al hombre, contribuyen al incremento de las enfermedades emergentes y reemergentes como una amenaza para la salud pública. Los patógenos, al seguir

transfiriéndose entre diferentes especies animales que podrían continuar siendo reservorios, terminarían convirtiéndose así en enfermedades epizoóticas. En otras palabras, la alteración en los ecosistemas puede crear condiciones que facilitan la aparición o dispersión de nuevas enfermedades.

2.2 Enfermedades emergentes y reemergentes

Las enfermedades emergentes son aquellas que surgen en una población por primera vez y las reemergentes son las que han existido y que rápidamente incrementan su prevalencia (Monsalve, Mattar y González, 2009). Existen factores

de riesgo que incrementan las enfermedades infecciosas tanto emergentes como reemergentes. Los cambios repentinos en el medio ambiente o en las características de los huéspedes o de los agentes pueden alterar el estado de equilibrio. Es posible entonces que en algunas ocasiones las enfermedades, por ejemplo las tropicales, sean producto de la alteración de los patógenos, los vectores y el medioambiente (Daszak, Tabor, Kilpatrick, Epstein y Plowright, 2004; Monsalve et al., 2009). Otras formas de expansión surgen de los mecanismos de transmisión; en ciertas ocasiones las zoonosis en humanos aparecen como eventos raros que se dan por un salto del patógeno al hombre (aunque este fenómeno es poco frecuente) permitiéndole a la enfermedad una estancia temporal o permanente (Monsalve et al., 2009). Además de la alteración de los ecosistemas de origen natural o antropogénico que propicia la aparición de las enfermedades emergentes, también participan en el incremento de estas patologías los movimientos de patógenos o de vectores que se dan por vías humanas o por factores fisiológicos normales de la fauna silvestre (por ejemplo las migraciones animales). De igual manera los cambios mutagénicos en patógenos o en la capacidad de métodos modernos del diagnóstico de los mismos son factores que podrían predisponer la circulación de patógenos. Las enfermedades emergentes (causadas por bacterias incluyendo rickettsias, virus, hongos, parásitos y protozoos) y su coexistencia con los vectores, los animales reservorios y la entrada abrupta del hombre a este ciclo con la adquisición de la infección, hacen de este tipo de patógenos los causantes del origen de las principales enfermedades en el mundo (Figura 4). La emergencia o reemergencia de las enfermedades virales puede deberse, entre otros muchos factores, a cambios del virus originados por mutaciones o recombinaciones genéticas así como a alteraciones ambientales que afectan la relación virus-huésped.

Hay factores específicos precipitantes, ecológicos, ambientales y demográficos que exponen al hombre en estrecho contacto con patógenos, reservorios o vectores que originan enfermedades emergentes o reemergentes; a esto se suma la evolución constante de los microorganismos combinando variantes particularmente virulentas con elementos selectivos (Weissenbacher, Salvatella y Hortal, 1998). La aparición de enfermedades zoonóticas emergentes y reemergentes relacionadas con los ecosistemas naturales, no está separada del uso sostenible de los mismos ni aislada de los cambios sociales, económicos y políticos que afectan a los países ni a los seres humanos que en ellos habitan. Olvidar las demandas impuestas por las necesidades pone en riesgo a la conservación misma al intentar implementar políticas que no atienden a los requerimientos de todos los sectores involucrados. Esta premisa permite concluir que la medicina de la conservación y la epidemiología se valen también de la experiencia y de los conocimientos de investigadores provenientes de disciplinas como las ciencias sociales, políticas y económicas (Saggese, 2007).

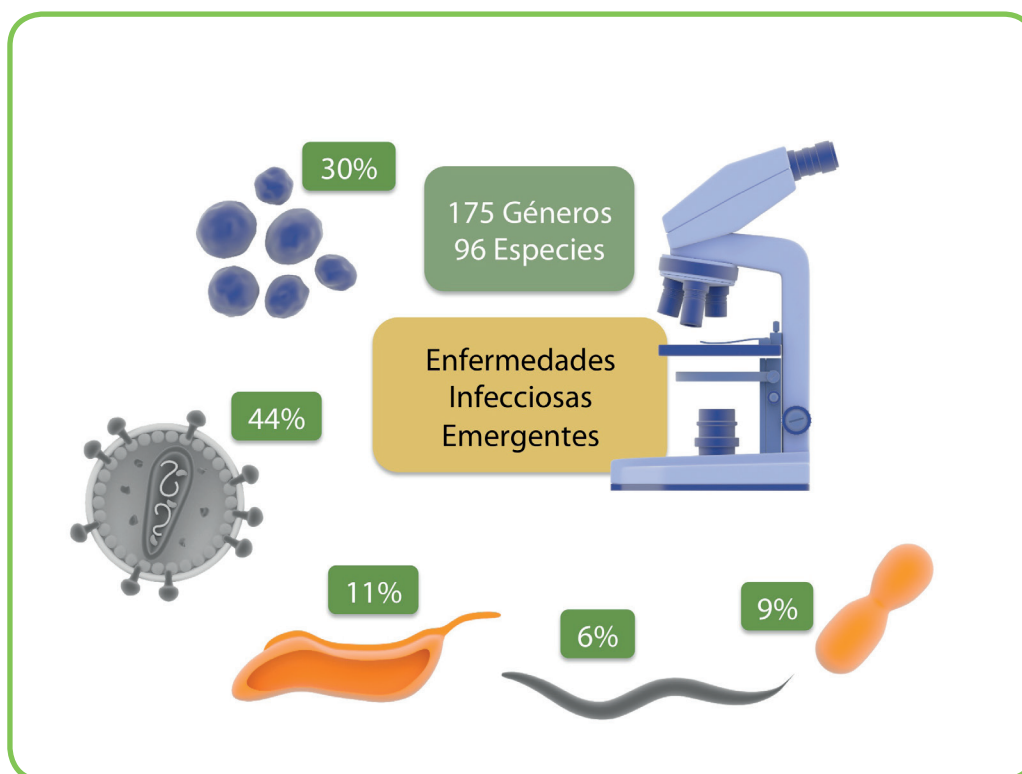


Figura 4. Origen infeccioso de las enfermedades emergentes (175 especies de 96 géneros diferentes). Porcentaje de agentes causantes de enfermedades emergentes desde bacterias y rickettsias (30%), virus y priones (44%), protozoos (11%), helmintos (6%) y hongos (9%) (Taylor, Latham y Woolhouse, 2001).

2.3 Mecanismos de transmisión de las enfermedades

En general, en todas las enfermedades emergentes y reemergentes potencialmente zoonóticas la vida silvestre y los vectores transmisores de enfermedad juegan un rol determinante en su transmisión con una tendencia a aumentar en el tiempo gracias a los cambios antrópicos sobre los ecosistemas (Morse, 2001; Higgins, 2004). En algunas ocasiones la aparición de enfermedades emergentes se origina en la fauna silvestre por alteraciones del medio (antropogénicas o naturales) donde se puede dar desplazamiento y adaptación de los microorganismos; en otras, se debe a los cambios espontáneos en la estructura genética de los microorganismos o en las pautas epidemiológicas de su reconocimiento, así como al movimiento de patógenos o de vectores y al mayor acercamiento a las zonas donde habita la fauna silvestre por la destrucción de los hábitats naturales (Fotografías 10 y 11).



Fotografía 10 y 11. En Colombia, la extracción de psitácidos de vida libre es una práctica común por parte de cazadores dentro de la región caribe, estos son vendidos en las carreteras a personas principalmente del centro del país para ser utilizadas como mascotas. Fotografía: Santiago Monsalve, 2010.

En conclusión, aproximadamente el 60,3% de los patógenos reconocidos como causantes de enfermedad humana son zoonóticos, y de estos, el 71,8 % de las enfermedades que se consideran como emergentes en las últimas dos décadas proviene de fuentes de animales silvestres. Lo anterior justifica la gestión y búsqueda de recursos para incrementar la investigación en el área con el fin de conocer realmente la incidencia y prevalencia de estas enfermedades y la relación directa entre pérdida ecosistémica y aparición

de enfermedades emergentes y reemergentes (Mattar y Arrieta, 2008) creando, como primera medida, una línea base de conocimiento (figura 5). El impacto antropogénico del cambio ambiental sobre los animales silvestres es ampliamente reconocido, y se puede evidenciar a través de la tasa sin precedentes de fragmentación de hábitat, la disminución en la diversidad biológica, así como usurpación creciente del territorio in situ en las zonas donde habita la fauna. Entender el papel de los diferentes

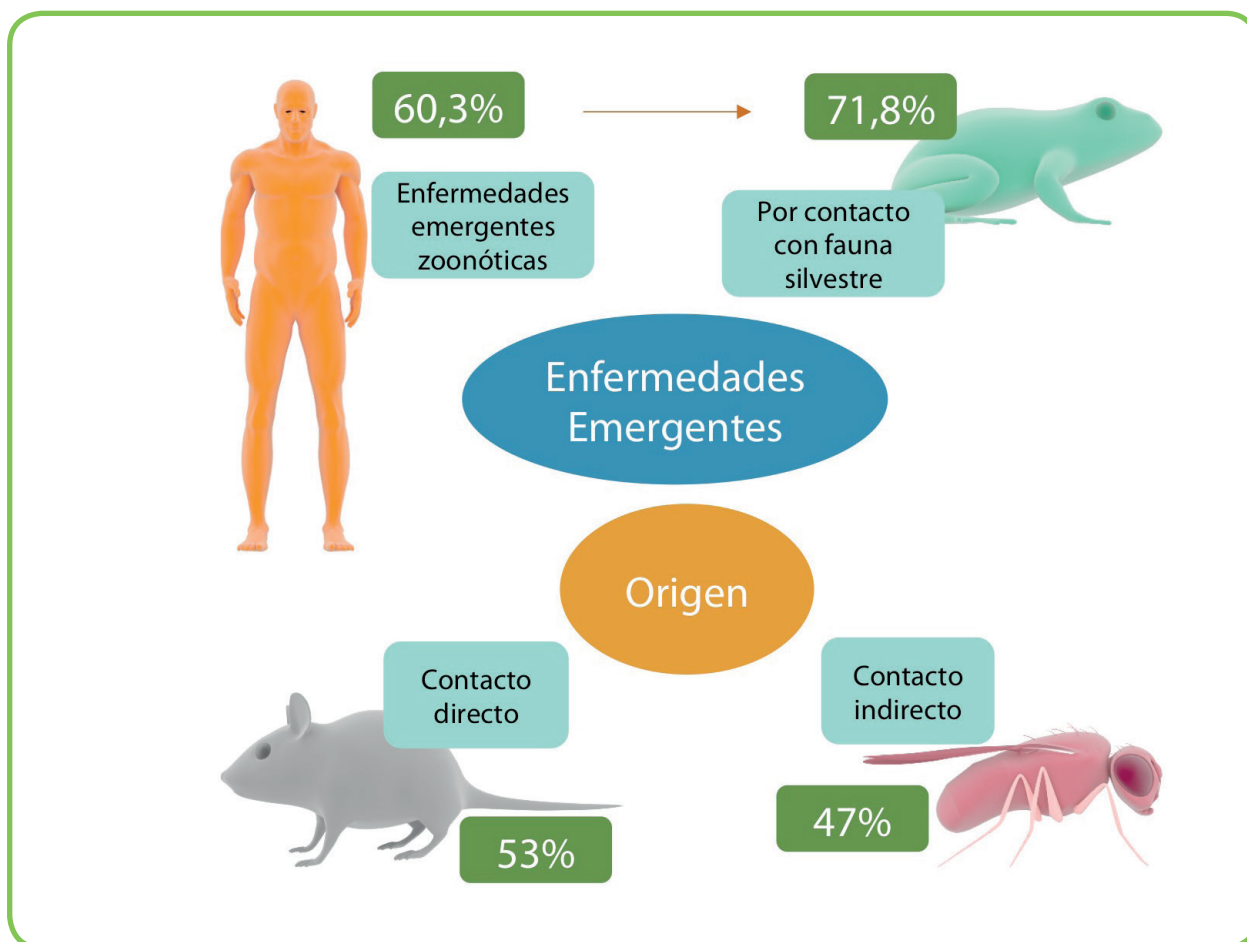


Figura 5. Relación de los vectores, zoonosis y fauna silvestre en la aparición de enfermedades infecciosas emergentes. Aproximadamente un 60,3% de los patógenos reconocidos como causantes de enfermedad emergente humana son zoonóticos, donde el 71,8% de estas proviene del contacto con fauna. El origen de estas enfermedades emergentes proviene por contacto directo (53%) y por contacto indirecto, que puede ocurrir por vectores o de origen desconocido (47%) (Taylor et al., 2001; Jones, Patel, Levy, Storeygard, Balk, Gittleman y Daszak, 2008).

cambios ambientales y establecer su relación con la aparición de enfermedades requiere una integración de los conocimientos de la ecología, zoología, biología de la conservación, biodiversidad, medicina de fauna silvestre y la microbiología, con el fin de establecer patrones en los estudios de enfermedad humana y de animales domésticos (Monsalve et al., 2009). Los protocolos de manejo médico-biológicos deben ser sugeridos para el mantenimiento de la fauna silvestre que permanece en condiciones ex situ, mejorando el bienestar animal y ahondando sobre el conocimiento de los riesgos epidemiológicos a los que los profesionales que laboran con fauna silvestre se puedan ver enfrentados.

Referencias

- Aguirre, A. A., Ostfeld, R. S., Tabor, G. M., House, C., y Pearl, M. C. (Eds.). (2002). *Conservation medicine: ecological health in practice*. Oxford University Press.
- Aguirre, A. A. (2009). Essential veterinary education in zoological and wildlife medicine : a global perspective. *Rev. Sci. Tech. Off. Int. Epiz*, 28(2), 605-610.
- Arrivillaga, J., y Caraballo, V. (2009). Medicina de la Conservación, 20(1), 55-67.
- Daszak, P., Tabor, G. M., Kilpatrick, A., Epstein, J. O. N., y Plowright, R. (2004). Conservation medicine and a new agenda for emerging diseases. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1026(1), 1-11. <https://doi.org/10.1196/annals.1307.001>
- Higgins, R. (2004). Emerging or re-emerging bacterial zoonotic diseases : bartonellosis , leptospirosis , Lyme borreliosis , plague Bartonellosis. *Rev. Sci. Tech. Off. Int. Epiz*, 23(2), 569-581.
- Jones, K. E., Patel, N. G., Levy, M. A., Storeygard, A., Balk, D., Gittleman, J. L., y Daszak, P. (2008). Global trends in emerging infectious diseases. *Nature*, 451(February), 990-994. Recuperado de: <https://doi.org/10.1038/nature06536>
- Mattar, S., y Arrieta, G. (2008). Enfermedades emergentes y reemergentes: importancia de las enfermedades transmitidas por vectores. *VI Encuentro Nacional de Investigación En Enfermedades Infecciosas*, 12(1), 1689-1699. Recuperado de: <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Medina-Vogel, G. (2010). Ecología de enfermedades infecciosas emergentes y conservación de especies silvestres. *Arch Med Vet*, 42, 11-24.
- Monsalve, S., Mattar, S., y González, M. (2009). Silvestres y su impacto en las enfermedades emergentes y reemergentes Zoonotic transmitted by wild animals and its impact on emerging and re-emerging diseases. *Revista MVZ Córdoba*, 14(2), 1762-1773.
- Morse, S. S. (2001). Factors in the emergence of infectious diseases. In *Plagues and politics* (pp. 8-26). Palgrave Macmillan, London.
- Saggese, M. I. D. S. (2007). Medicina de la conservación, enfermedades y aves rapaces. *Hornero*, 22(2), 117-130. Recuperado de: <https://doi.org/10.1186/1756-3305-2-S1-S7>
- Taylor, L. H., Latham, S. M., y Woolhouse, M. E. J. (2001). Risk factors for human disease emergence. Recuperado de: <https://doi.org/10.1098/rstb.2001.0888>
- Weissenbacher, M., Salvatella, R., y Hortal, M. (1998). El desafío de las enfermedades emergentes y reemergentes. *Rev. Med. Urug*, 14, 34-40.

Capítulo 3

Efectos antrópicos sobre los ecosistemas faunísticos

Santiago Monsalve Buriticá

3.1 Problemas antrópicos sobre los ecosistemas

Los efectos antrópicos se refieren al impacto causado por las actividades humanas, sean voluntarias o involuntarias, que pueden afectar de alguna manera el medio ambiente; así, abarcan desde algo tan sencillo como deshacerse de una pequeña bolsa de plástico, hasta la tala de miles de hectáreas de bosque primario. Existe un sinnúmero de efectos antrópicos que tienen una gran variedad de factores que conducen a la aparición de los mismos. La destrucción y fragmentación de ecosistemas sumada a los efectos del cambio climático sobre el hábitat y la biodiversidad, pueden desacoplar importantes sistemas de control biológico que determinan el surgimiento y la propagación de plagas y patógenos (Arrivillaga y Caraballo, 2009). Algunas especies de roedores, insectos y algas representan los principales indicadores biológicos pues responden rápidamente a los cambios del medio ambiente provocados por el hombre.

Las vías y mecanismos incluyen:

1. Los monocultivos y la simplificación del hábitat aumentan el potencial para que algunas enfermedades se difundan.

2. La pérdida de hábitat y la penetración humana en los espacios naturales alterados conllevan a que los seres humanos tengan contacto con agentes patógenos considerados “aislados”.
3. La disminución de los depredadores puede disminuir el proceso de control biológico natural, por lo que las presas pequeñas pueden convertirse en plagas portadoras de agentes patógenos (Godínez-Reyes, Santos del Prado, Zepeda, Aguirre, Anderson, Parás y Zavala-González, 2006; Medina-Vogel, 2010)

3.2 Especies oportunistas frente al cambio climático

Se debería plantear entonces la siguiente pregunta ante esta situación: ¿La pérdida actual de biodiversidad favorece el aumento y distribución de poblaciones de especies oportunistas?

En un contexto de fragmentación y simplificación del hábitat el uso excesivo de metales pesados y plaguicidas son determinantes como componentes del cambio ambiental global, convirtiéndose rápidamente en una fuerza importante en la interrupción de las relaciones entre las especies que ayudan a impedir la proliferación de plagas y patógenos (Aguirre, 2009). Como la tasa de aumento del cambio climático se encuentra en crecimiento exponencial, los sistemas biológicos se vuelven vulnerables debido a una mayor inestabilidad meteorológica indicada por el calentamiento a largo plazo. El cambio climático puede desempeñar un papel cada vez más importante en el surgimiento, resurgimiento y redistribución de las enfermedades infecciosas en las próximas décadas, pues las sinergias entre

la heterogeneidad de fenómenos meteorológicos extremos, así como variación en el uso/cobertura del suelo y las condiciones climáticas extremas secuenciales pueden dar lugar a la resurgencia de organismos patógenos para la salud humana y animal (Figura 6) (Medina-Vogel, 2010). En tanto el calentamiento está ocurriendo desproporcionadamente en regiones de mayores latitudes o altitudes, ciertas especies de estas zonas geográficas se desplazarán a sitios diferentes favoreciendo el contacto con nuevos vectores y huéspedes. Muchos invertebrados transmisores de enfermedades infecciosas están limitados por las temperaturas ambientales de manera que el calentamiento global podría significar un aumento en el número y distribución de los mismos.

3.3 Destrucción de hábitat natural

La fragmentación del hábitat, la invasión por asentamientos humanos, el ecoturismo y los sistemas agrícolas intensivos están creando un nuevo medio para la propagación de enfermedades cruzadas entre especies. En esencia, con el aumento de la población y por la huella humana en expansión en el planeta, las interacciones de enfermedades humanas y animales son cada vez más frecuentes. La tala de árboles, el manejo de tierras para la agricultura, el desarrollo suburbano no planificado y el uso de madera para combustible están alterando los paisajes y la ecología de comunidades de especies animales (Fotografía 12).

Variaciones inusuales de las densidades poblacionales también pueden afectar la ecología de los patógenos al aumentar el contacto entre organismos o posibilitar el intercambio de indi-

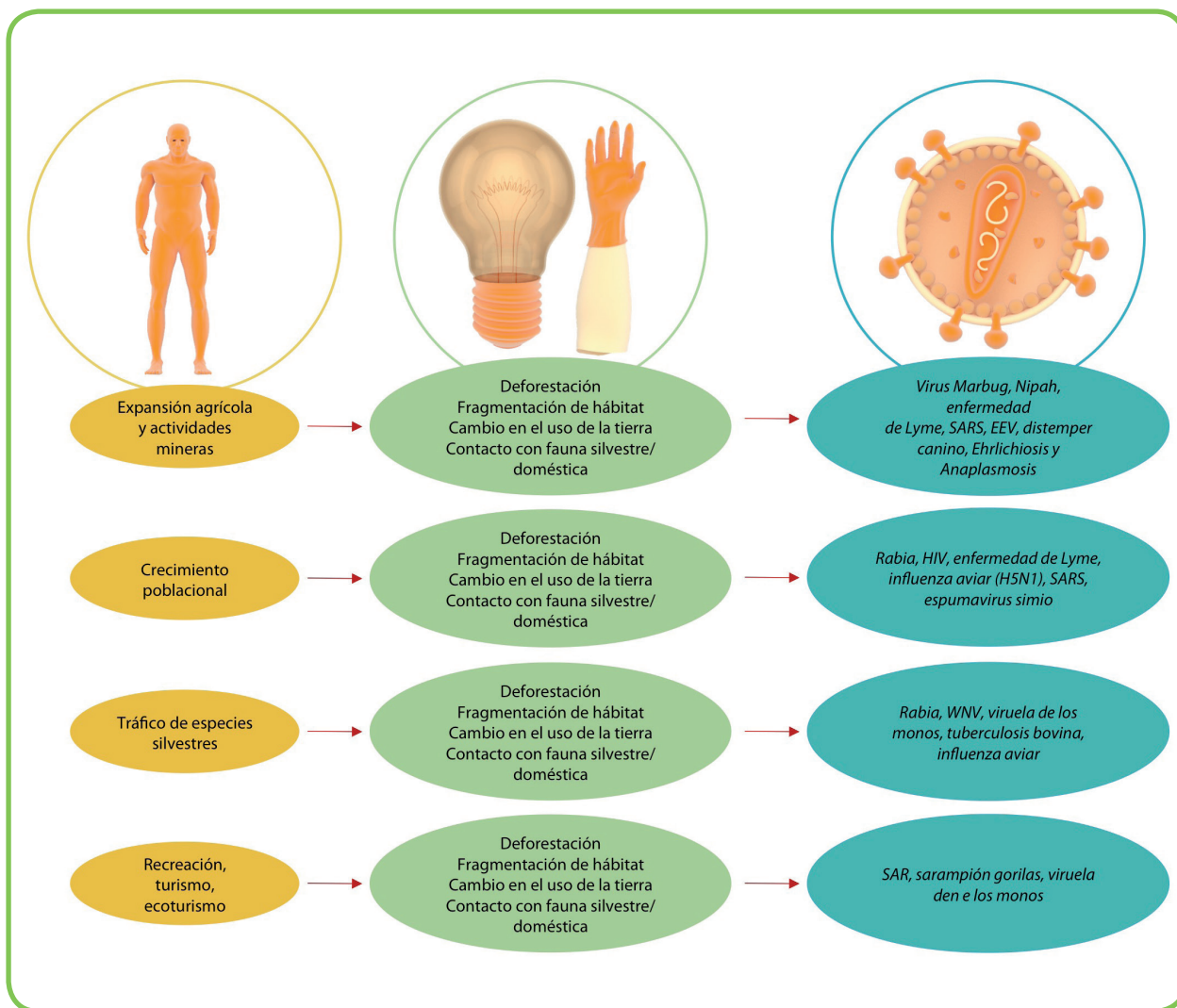


Figura 6. Algunos factores humanos asociados o relacionados con la emergencia o reemergencia de diferentes zoonosis. (Adaptado y modificado de: Arrivillaga y Caraballo, 2009).

viduos entre poblaciones antes separadas. Los hábitats –bosques húmedos tropicales, bosques secos, bosques de niebla, ciénagas, humedales, ríos, islas, etc.– se ordenan o distribuyen conformando un paisaje en un área geográfica determinada, dicho paisaje incluye también los hábitats intervenidos con elementos como explotaciones agropecuarias, veredas, pueblos

o ciudades, caminos, autopistas o trazados de megaconstrucciones. De esta forma, las poblaciones de organismos vivos se distribuyen ocupando los hábitats e interactuando con otros organismos en lo que se llama una comunidad (Medina-Vogel, 2010) cuya biodiversidad varía en el tiempo, entre otras cosas, debido a modificaciones cualitativas y cuantitativas en



Fotografía 12. Ejemplar de zorro (*Cerdocyon thous*) atropellado en una vía secundaria. A los lados de la vía hay presencia de bosque seco tropical. Fotografía: Santiago Monsalve, Municipio de Montelíbano, Córdoba, Colombia, 2009.

el ambiente. En un paisaje determinado, un área natural puede estar fragmentado y aun así mantener la comunicación entre especies; esto ocurre pues las poblaciones pueden distribuirse en los fragmentos como metapoblación, es decir, subpoblaciones, ocupando cada zona con distintos grados de aislamiento y de comunicación entre las áreas geográficas intervenidas. (Fisher y Garner, 2007; Medina-Vogel, 2010). Así, en el caso de que una de estas subpoblaciones se extinga, el hábitat tiene la posibilidad de ser recolonizado por individuos de otra subpoblación de manera que la metapoblación persiste en el tiempo. Como resultado puede haber un cambio significativo en la estructura de la comunidad (Figura 7).

Por ejemplo, la enfermedad de Lyme (*Borrelia burgdorferi*) en Centro y Norteamérica es transmitida a poblaciones humanas principalmente por garrapatas del género *Ixodes* spp., la prevalencia de la enfermedad en las especies infectadas está inversamente correlacionada con las áreas de los fragmentos boscosos. En estas zonas de menor tamaño la densidad del roedor (*Peromyscus leucopus*) que es huésped primario, y uno de los principales reservorios del contagio de la enfermedad, es mayor como resultado de la reducción de las poblaciones de competidores y depredadores. En la medida que los fragmentos de hábitat son mayores, la diversidad de la comunidad aumenta y con ella crece también la diversidad de especies huésped-secundarias,

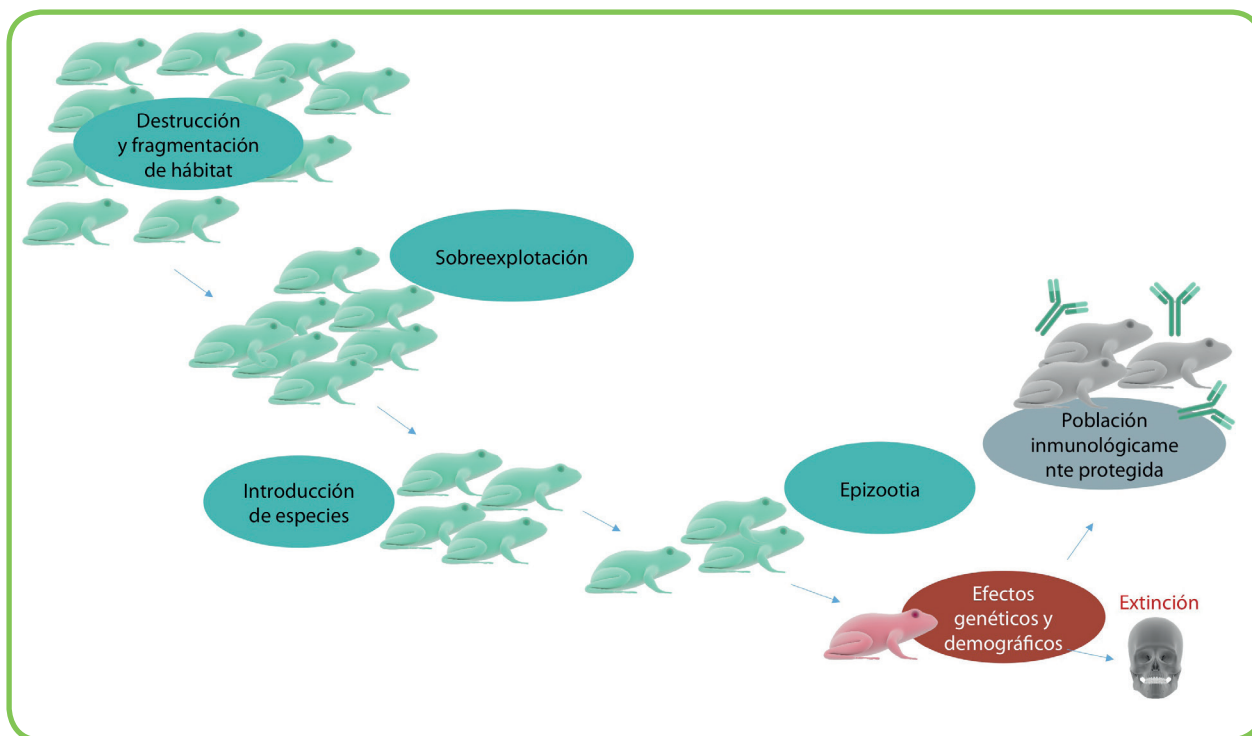


Figura 7. Efecto de una enfermedad infecciosa sobre una población dada como resultado de condiciones ambientales y poblaciones del huésped favorables al patógeno. Adaptado y modificado de Medina-Voguel, 2010.

por lo que disminuye la posibilidad de infección de las garrapatas por el roedor huésped (efecto de dilución) así como el contagio de las personas (Ostfeld y Keesing, 2000; Medina-Vogel, 2010). De manera más compleja y súbita, la eliminación repentina de un hábitat puede provocar la emigración de especies desde esa área y de los patógenos asociados a estas.

Variaciones inusuales en la densidad poblacional también pueden afectar la ecología de los patógenos al aumentar el contacto entre individuos o el intercambio de individuos entre poblaciones antes separadas. La eliminación de los bosques debido a la construcción del aeropuerto internacional de Kuala Lumpur (Malasia) provocó la emigración de los murciélagos de la fruta a los

árboles cercanos en centros agrícolas. Estos murciélagos, reservorios naturales de paramixovirus, tomaron contacto con cerdos domésticos, les transmitieron el virus y provocaron la grave encefalitis conocida como enfermedad de Nipah (Weiss, 2001; Medina-Vogel, 2010).

3.4 Tráfico de fauna silvestre e inclusión de especies alóctonas

El tráfico de fauna silvestre puede desencadenar serios problemas de salud pública (Fotografías 13 y 14). En Colombia, a pesar de la legislación existente y el control que ejercen las autorida-



Fotografía 13. Decomisos de carne de tortuga hicotea (*Trachemys callirostris*). **Fotografía 14.** Huevos de Iguana (*Iguana iguana*). Estos subproductos originados en la vida silvestre son consumidos de manera tradicional en la región caribe colombiana (Monsalve et al., 2009) pese a que se ha determinado la presencia de enterobacterias patógenas para los humanos en ellos (Barreda, Gallegos Antúnez, Bär, De Bär, Cano y Ruiz Reyes., 1999). Fotografías: Santiago Monsalve, 2010.

des ambientales, sigue siendo un problema de gran magnitud. Sin embargo, por su naturaleza ilegal no se conocen su verdadero alcance (Choperena-Palencia y Mancera-Rodríguez, 2018), su impacto sobre las poblaciones animales ni las consideraciones zoonóticas y de salud pública que se puedan generar de esta situación. En muchas ocasiones el estado médico, genético o comportamental impide la reintroducción o liberación inmediata de fauna silvestre; en estos casos la forma de asegurar el bienestar animal es su permanencia temporal en centros de valoración o de manera permanente en instituciones zoológicas. Un caso particularmente complejo son los centros de rescate en cautiverio de especies silvestres, pues allí las especies son concentradas en espacios reducidos favoreciendo la transmisión de enfermedades con el riesgo de infectar las poblaciones residentes y receptoras de los animales liberados.

Otro gran problema que puede surgir a través de las vías del tráfico de fauna internacional corresponde a las especies alóctonas, estas especies provenientes de otras regiones que son introducidas por el hombre en un nuevo ambiente son un importante elemento asociado al surgimiento de enfermedades infecciosas en especies silvestres (Medina-Vogel, 2010).

3.5 Los patógenos emergentes pueden ser nativos, exóticos o posiblemente exóticos

Nativo es aquel que ha coexistido por largo tiempo en la población huésped; exótico es aquel originado en una región geográfica dife-

rente o en una población diferente pero en la misma región; y posiblemente exótico es aquel patógeno del que se desconoce su origen pero se tiene información circunstancial que lo asocia a especies alóctonas o a actividades antropogénicas que indican un origen no nativo (Dobson y Foufopoulos, 2001; Godínez-Reyes et al., 2006).

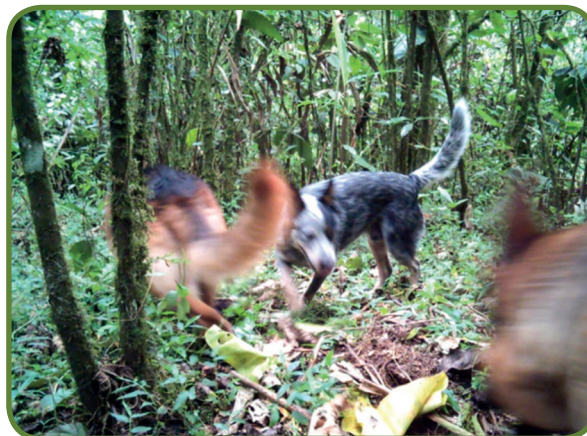
Al respecto, el hongo *Batrachochytrium dendrobatidis* tiene por ejemplo un rango amplio, la capacidad de reproducirse rápidamente en poblaciones de anfibios susceptibles y sobrevive saprofiticamente en el suelo o en las partes quitrinas de larvas mejorando la persistencia del patógeno y evitando así la recuperación de las poblaciones infectadas. La quitridiomycosis ha sido identificada como la causa de la muerte en masa, la disminución poblacional y la extinción de especies de anfibios en todo el mundo y se ha demostrado su asociación con el comercio internacional de estos, la introducción de anfibios alóctonos en ambientes naturales y la contaminación con esporas de sistemas de agua dulce por medio de desagües (Dobson y Foufopoulos, 2001; Daszak, Cunningham y Consortium, 2003; Medina-Vogel, 2010).

La desaparición o el surgimiento de una especie a costa de otra puede establecer una cascada trófica de las respuestas ecológicas pues cuando el equilibrio depredador-presa o cuando las relaciones inter e intraespecíficas se rompen, los efectos ecológicos pueden extenderse más allá del depredador, la presa o los competidores. Un ejemplo de esto es lo que ha sucedido en el continente africano, allí la población de perros domésticos que deambulan libremente se caracteriza por una alta tasa de crecimiento que altera la ecología de varias enfermedades infecciosas como rabia y distemper canino, lo

cual ha afectado a varias especies de felinos y cánidos silvestres en varias regiones del continente (Medina-Vogel, 2010) (Fotografía 15).

3.6 Contaminación ambiental

Los efectos de contaminantes sobre las células y el sistema inmune de mamíferos y peces son reconocidos (Arkoosh y Kaattari, 1987; Dean, Cornacoff y Luster, 1990; Medina-Vogel, 2010). Los organoclorados, por ejemplo, poseen propiedades tóxicas que afectan la respuesta de las células T. Muchos contaminantes ambientales como metales pesados y radiaciones son reconocidos tóxicos en el nivel cromosómico (Eeva, Belskii y Kuranov, 2006; Medina-Vogel, 2010), en consecuencia, algunas especies de aves que han sido estudiadas y que han estado expuestas a metales pesados como arsénico o radiactividad han mostrado una mayor diversidad nucleotídica, sugiriendo una mayor tasa de mutación en ambientes contaminados (Eeva et al., 2006; Medina-Vogel, 2010). Sin embargo, la ocurrencia de epidemias asociadas a contaminación en especies silvestres es una materia poco estudiada. En Colombia los estudios se han limitado a algunas poblaciones de especies usadas en la industria de la piscicultura y sus ambientes naturales, a tortugas hicoteas del caribe colombiano y un estudio de caso en un ejemplar de jaguar (Fotografías 16 y 17) (Marrugo-Negrete, Verbel, Ceballos y Benitez, 2008; Gracia, Marrugo, y Alvis, 2010; Racero-Casarrubia, Marrugo-Negrete y Pinedo-Hernández, 2012). Un ejemplo del efecto antrópico por contaminantes fue el detectado en ejemplares de focas del Atlántico Norte contaminadas con bifenilos policlorados



Fotografía 15. Foto de caninos domésticos ingresando a un bosque del municipio de Caldas, Antioquia, Colombia, 2015 (Quintana, Carmona, Plese, David-Ruales y Monsalve, 2016). Fotografía: Santiago Monsalve.

(BPCs-PCBs) (Heide-Jørgensen y Härkönen, 1992; Medina-Vogel, 2010), en este caso se habría presentado una situación de contagio con un nuevo patógeno por una población de fócidos en situación de susceptibilidad como resultado de la contaminación y el nuevo contacto con el principal huésped del patógeno, la foca de Groenlandia (*Pagophilus groenlandicus*), la cual habría modificado su distribución ocupando regiones al sur como resultado de la explotación de los recursos pesqueros del Ártico (Goodhard, 1988; Medina-Vogel, 2010). Migración y contagio provocaron la muerte de cientos de focas comunes, cuya susceptibilidad al parecer fue debida a la contaminación ambiental (Heide-Jørgensen y Härkönen, 1992; Medina-Vogel, 2010).

3.7 Cambio climático

El cambio climático es uno de los problemas de salud ecosistémica más complejos que en la

actualidad irrumpe con los procesos naturales, y las consecuencias para la salud son generalizadas y globales. Los efectos del cambio climático en la promoción de la propagación de enfermedades infecciosas permiten que los patógenos puedan tener mayores rangos de distribución geográfica, como los que migran desde el trópico a zonas más templadas; un ejemplo de esto es la migración epidemiológica en los casos encontrados de enfermedades como la malaria y el dengue. El aumento en la población de organismos reservorios y portadores de enfermedades y la resistencia reducida a los microorganismos oportunistas pueden ser vistos como signo de alteraciones ecosistémicas. El cambio climático favorece los cambios en la hibernación de insectos reservorios de enfermedades, el aumento en la actividad y distribución geográfica y las tasas de maduración de patógenos. Estas nuevas pautas consistentes con proyecciones de los modelos pueden ser consideradas “huellas biológicas” del cambio climático y sugieren que este ya habría podido afectar la distribución geográfica de la biota de la tierra. El calentamiento desproporcionado durante la temporada cálida juega un papel particularmente complejo en la alteración de los procesos biológicos de algunas especies

Fotografía 16. Toma de muestras de sangre en delfines para proyectos de investigación (*Tursiops truncatus* y *Sotalia guianensis*) y **Fotografía 17.** Ejemplares de quelonios como la especie hicotea del caribe (*Trachemys callirostris*) pueden ser útiles como bioindicadores ecosistémicos debido a que se encuentran en el tope de la cadena trófica en los estudios de detección de metales pesados y plaguicidas (Racero-Casarrubia et al., 2012). Fotografías: Acuario y museo del mar El Rodadero, Dr. Carlos Zuluaga y Dra. Laura Hernández, Santa Marta, Magdalena; y Municipio de Montería, Colombia, 2016.



silvestres migratorias (Aguirre, 2009). Un ejemplo de esto se reportó en Nueva York en 1999 cuando aves originarias de África contagiaron a las aves y mosquitos (*Culex* sp.) locales con el virus del Nilo occidental haciendo que éste apareciera en personas residentes en la ciudad (Rappole, Derrickson y Hubálek, 2000; Weiss, 2001; Medina-Vogel, 2010). La evaluación del riesgo de enfermedades infecciosas emergentes en especies silvestres (en un paisaje determinado) debería enfocarse en patógenos que pueden causar altas mortalidades, que permanecen por más tiempo en el medio silvestre y que además pueden causar disminuciones poblacionales al afectar las tasas de fecundidad y reclutamiento. Lo anterior, en tanto el cambio climático puede modificar fenotípica y genotípicamente una especie, aumentar su plasticidad o el grado de dimorfismo sexual intraespecífico y afectar la viabilidad de poblaciones por cambios en la diversidad de especies silvestres.

3.8 Ejemplos de indicadores biológicos del cambio global en la investigación

- Disminución de anfibios en todos los continentes.
- Disminución de organismos polinizadores.
- Proliferación de algas nocivas a lo largo de las costas de todo el mundo.
- Aparición y cruce de la barrera de especies de enfermedades emergentes y reemergentes.
- Descenso en la biodiversidad, especialmente vinculados con un clima cambiante e inestable (Aguirre, 2009).

Referencias

- Aguirre, A. A. (2009). Essential veterinary education in zoological and wildlife medicine : a global perspective. *Rev. Sci. Tech. Off. Int. Epiz*, 28(2), 605-610.
- Arkoosh, M. R., y Kaattari, S. L. (1987). Effect of early aflatoxin B1 exposure on in vivo and in vitro antibody responses in rainbow trout, *Salmo gairdneri*. *Journal of Fish Biology*, 31, 19-22. Recuperado de: <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1987.tb05287.x>
- Arrivillaga, J., y Caraballo, V. (2009). Medicina de la Conservación, 20(1), 55-67.
- Barreda, C. M., Gallegos Antúnez, D. C., Bär, W., De Bär, G. M., Cano, R. F., y Ruiz Reyes, G. (1999). Reptiles “mascotas” : una fuente potencial de infecciones por Salmonella. *Enfermedades Infecciosas y Microbiología*, 1919(66), 266-269. Recuperado de: <http://www.medigraphic.com/pdfs/micro/ei-1999/ei996b.pdf>
- Choperena-Palencia, M. C., y Mancera-Rodríguez, N. J. (2018). Evaluación de procesos de seguimiento y monitoreo postliberación de fauna silvestre rehabilitada en Colombia. *Luna Azul*, 46, 181-209. Recuperado de: <https://doi.org/10.17151/luaz.2018.46.11>
- Daszak, P., Cunningham, A. a, y Consortium, A. D. H. (2003). Special issue: Amphibian Declines Infectious disease and amphibian population declines. *Diversity and Distributions*, 9(2), 141-150. Recuperado de: <https://doi.org/10.1080/00397910600775267>
- Dean, J. H., Cornacoff, J. B., y Luster, M. I. (1990). TOXICITY TO THE IMMUNE SYSTEM : A REVIEW, 377-378.
- Dobson, A., y Foufopoulos, J. (2001). Emerging infectious pathogens of wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 356(1411), 1001-1012. Recuperado de: <https://doi.org/10.1098/rstb.2001.0900>
- Eeva, T., Belskii, E., y Kuranov, B. (2006). Environmental pollution affects genetic diversity in wild bird

- populations. *Mutation Research - Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*, 608(1), 8-15. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.mrgentox.2006.04.021>
- Fisher, M. C., y Garner, T. W. J. (2007). The relationship between the emergence of *Batrachochytrium dendrobatidis*, the international trade in amphibians and introduced amphibian species. *Fungal Biology Reviews*, 21(1), 2-9. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.fbr.2007.02.002>
- Godínez-Reyes, C., Santos del Prado, G. K., Zepeda, L. H., Aguirre, A., Anderson, D. W., Parás, G. a, ... Zavala-González, A. (2006). Monitoreo de poblaciones y condición de salud de aves marinas y lobos marinos en islas del norte del Golfo de California, México. *Gaceta Ecológica*, 81, 31-45. Recuperado de: <https://doi.org/10.1007/s13398-014-0173-7.2>
- Goodhard, C. (1988). Did virus transfer from harp seals to common seals? *Nature*, 336, 21.
- Gracia H., L., Marrugo N., J. L. ., y Alvis R., E. M. . (2010). Contaminación por mercurio en humanos y peces en el municipio de Ayapel, Córdoba, Colombia, 2009. *Revista Facultad Nacional Salud Pública*, 28, 118-124.
- Heide-Jørgensen, M.-P., y Härkönen, T. (1992). Epizootiology of the seal disease in the eastern North Sea. *J. Appl. Ecol*, 29(1), 99-107.
- Marrugo-Negrete, J., Verbel, J. O., Ceballos, E. L., y Benítez, L. N. (2008). Total mercury and methylmercury concentrations in fish from the Mojana region of Colombia. *Environmental Geochemistry and Health*, 30(1), 21-30. Recuperado de: <https://doi.org/10.1007/s10653-007-9104-2>
- Medina-Vogel, G. (2010). Ecología de enfermedades infecciosas emergentes y conservación de especies silvestres. *Arch Med Vet*, 42, 11-24.
- Ostfeld, R., y Keesing, F. (2000). Biodiversity and Disease Risk: The Case of Lyme Disease. *Conservation Biology*, 14(3), 722-728. Recuperado de: <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.99014.x>
- Quintana, L., Carmona, M., Plese, T., David-Ruales, C., y Monsalve, S. (2016). Análisis de la biodiversidad de fauna vertebrada en una finca de Caldas, Antioquia. *Rev. Med. Vet*, 32, 53-65. Recuperado de: <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.19052/mv.3855>
- Racero-Casarrubia, J. A., Marrugo- Negrete, J. L., y Pinedo-Hernández, J. J. (2012). Hallazgo de mercurio en piezas dentales de jaguares (*Panthera onca*) provenientes de la zona amortiguadora del parque nacional natural Paramillo, Córdoba, Colombia. *Revista Latinoamericana de Conservación | Latin American Journal of Conservation*, 3(1), 87-92.
- Rappole, J., Derrickson, S., y Hubálek, Z. (2000). Migratory Birds and Spread of West Nile Virus in the Western Hemisphere. *Emerging Infectious Diseases*, 6(4), 319-328.
- Weiss, R. A. (2001). The Leeuwenhoek lecture 2001. Animal origins of human infectious disease. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 356(1410), 957-977. Recuperado de: <https://doi.org/10.1098/rstb.2001.0838>



Capítulo 4

Enfermedades emergentes y reemergentes de origen viral o bacteriano en Colombia

Santiago Monsalve Buriticá

4.1 Introducción

Las enfermedades infecciosas emergentes son todas aquellas enfermedades causadas por nuevos microorganismos o por patógenos que recientemente han aumentado su incidencia y distribución geográfica incorporando huéspedes nuevos o recientemente descubiertos (Medina-Vogel, 2010). Esta amplia definición incluye una variedad de enfermedades humanas entre las que se encuentran pandemias como el Síndrome de Inmunodeficiencia Adquirida (SIDA), patógenos que han desarrollado resistencia a las drogas (*Micobacterium tuberculosis*, *Staphylococcus aureus*, entre otros), patógenos que han irrumpido con epidemias locales (ébola, hantavirus) y enfermedades con escaso tratamiento o de difícil prevención (enfermedades de Hendra y Nipah) (Daszak, Cunningham, Consortium, 2003).

Entre las enfermedades emergentes en especies silvestres se pueden identificar tres tipos:

- Las que se presentan debido a que la susceptibilidad del huésped se ha visto incrementada.
- Aquellas que, debido a cambios ambientales, favorecen al patógeno y se pueden tornar más virulentas.
- Enfermedades en las que los patógenos invaden huéspedes con sistema inmune debilitado por situaciones ambientales adversas (Dobson y Foufopoulos, 2001).

Muchas infecciones que corresponden a zoonosis se deben a la penetración del hombre en los hábitats de diferentes animales que normalmente están lejos de centros y cabeceras urbanas. La

mayoría de las enfermedades parecen originarse por patógenos ya presentes en el medio que emergen por presiones selectivas o por factores favorecedores para la aparición de patologías, cabe mencionar que algunos de estos factores son las condiciones sociogeográficas, de orden público y de marginalidad en Colombia (Fotografías 18 y 19).

Debido a las condiciones geoclimáticas, en Colombia se encuentra de forma natural la presencia de un gran número de diferentes especies de vida silvestre nativas con amplia distribución. Sin embargo, los efectos antrópicos como la destrucción de hábitat natural y el tráfico de fauna han propiciado el contacto con estos animales, y por tanto favorecido la diseminación de algunas patologías de tipo zoonótico (Monsalve, Mattar y González,



Fotografía 18. Ejemplar adulto de la especie perico carisucio (*Eupsittula pertinax*) **Fotografía 19.** Grupo de juveniles de la misma especie traficados por la comunidad de Altos de Polonia, Municipio de Buenavista. Muchas especies de psitácidos adultos son capturados utilizando cebos, principalmente en temporada seca. Los juveniles son capturados directamente desde los nidos. Fotografías: Santiago Monsalve, Córdoba, Colombia, 2009.

2009). En nuestro país existen diversos centros en los que animales silvestres, que permanecen en condiciones *ex situ*, entran en contacto con profesionales del área (biólogos, veterinarios, microbiólogos, médicos, entre otros) lo que constituye un factor predisponente para la aparición de enfermedades de tipo laboral. La problemática es tan compleja que según cifras oficiales del Ministerio del Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible para el período 2005-2009, fueron decomisados un total de 211.571 animales. En el grupo de los reptiles las especies más traficadas fueron las tortugas, especialmente hicoitea (*Trachemys callirostris*), seguida por las babillas (*Caiman crocodylus*) e iguanas (*Iguana iguana*), animales que son utilizados principalmente para consumo tradicional

por parte de algunos pobladores de regiones específicas (Choperena-Palencia y Mancera-Rodríguez, 2018). Las enfermedades emergentes asociadas con el contacto doméstico-silvestre representan un riesgo considerable para ambos grupos de individuos, cuando el ganado y la fauna comparten el mismo ecosistema varios patógenos pueden ser transmitidos entre ellos, esto afecta especialmente a aquellas especies silvestres en peligro o bajo alguna categoría de conservación (Arrivillaga y Caraballo, 2009). Colombia no es la excepción pues la expansión agrícola y ganadera se viene presentando por décadas dentro de las zonas de amortiguación en el sistema de parques nacionales naturales (Fotografía 20).



Fotografía 20. Ejemplar de Puma (*Puma concolor*) capturado por depredación de ejemplares caprinos en una finca aledaña a una zona de amortiguación del Parque Nacional Natural Nudo del Paramillo. Los ataques de felinos silvestres a animales domésticos son muy comunes en Colombia, especialmente en zonas fragmentadas aledañas a espacios boscosos. Fotografías: Santiago Monsalve, Tierralta, Córdoba, Colombia, 2009.

4.2 Actualización en la investigación referente a las enfermedades potencialmente zoonóticas de origen silvestre

4.2.1 Investigación en enfermedades virales

4.2.1.1 Hantavirus

En un estudio realizado en el departamento de Córdoba en el año 2004, se logró evidenciar la circulación de anticuerpos contra hantavirus en una población de trabajadores del campo con una seroprevalencia del 13.5%, con diferencias significativas entre grupos de diferentes edades; de igual forma, en el año 2012 se detectó un 8% de anticuerpos contra hantavirus en una población indígena. También se demostró por ELISA la detección de anticuerpos en un 2.1% de los roedores en esta región geográfica (Aleman, Iguarán, Puerta, Cantillo, Mills, Ariz y Mattar, 2006); en el departamento de Sucre se estableció la seroprevalencia del virus en un 8.3% de los roedores muestreados (Blanco et al., 2012) y adicionalmente se demostró evidencia serológica de la circulación del virus en un 14% de la especie *Zygodontomys cherriei* en el Urabá antioqueño (Londoño, Díaz, Agudelo-Flórez, Levis y Rodas, 2011). Dada la alta prevalencia de anticuerpos para hantavirus encontrada en humanos del norte colombiano, es controversial que existan tan pocos antecedentes clínicos de la circulación de la enfermedad en poblaciones humanas. En el año 2013 se detectaron anticuerpos contra hantavirus en un paciente con síndrome febril del municipio de Montería en el

departamento Córdoba (Mattar, Garzón, Tadeu, Faccini-Martínez Mills, 2014), por lo que podría haber una buena respuesta inmunológica si se llegase a considerar la circulación de un posible virus endémico; sin embargo, estudios similares en áreas muy cercanas a las pesquisas preliminares no detectaron anticuerpos en poblaciones humanas con síndrome febril (Arroyave et al., 2013).

4.2.1.2 Virus del oeste del Nilo (VON)

En 2004 se determinó la primera evidencia de transmisión del VON en Suramérica al demostrarse la presencia del virus en el 9% de equinos en los departamentos de Sucre y Córdoba en el norte de Colombia de una muestra de 130 animales sanos (Mattar et al., 2005). La negatividad de seropositividad en estudios realizados en ejemplares de aves migratorias en San Andrés Islas (Soler-Tovar y Vera, 2007) y en equinos con síndrome neurológico (Rozo y Elias, 2015) no significa que el virus no esté circulando en Colombia; la complejidad de los ciclos de transmisión de los arbovirus y los múltiples factores por los cuales son influenciados hacen difícil la aproximación sero-epidemiológica del VON. Los resultados de varias investigaciones demuestran que efectivamente existe una circulación del virus del oeste del Nilo al menos en el Caribe colombiano (Jaramillo, Peña, Berrocal, Komar, González, Ponce, Ariza, 2005). Un estudio evolutivo filogenético del VON detectado en mosquitos de aves migratorias permitió inferir que en el país existe una nueva cepa estrechamente relacionada con cepas atenuadas, este hallazgo puede explicar la ausencia de casos humanos/equinos de encefalitis o de enfermedad grave en Colombia y posiblemente en otras regiones de América del Sur (López, Soto y Gallego-Gómez, 2015) (Fotografía 21).



Fotografía 21. Decomiso por parte de la autoridad ambiental de canales de ejemplares de pato pisingo (*Dendrocygna autumnalis*), el cual es consumido ilegalmente por algunas poblaciones del Caribe colombiano. El contacto directo con vectores en común con esta especie podría ser un riesgo de salud pública por su condición migratoria. Fotografía: Santiago Monsalve, Córdoba, Colombia, 2009.

4.2.1.3 Fiebre amarilla

La fiebre amarilla (FA) es una patología producida por un flavivirus que lleva su nombre, es una enfermedad con manifestaciones hemorrágicas y de alta letalidad que compromete el sistema nervioso central y cuenta con dos ciclos: selvático y urbano. Las epizootias anteceden a los brotes antes de desplazarse hacia las zonas urbanas (González y Mattar, 2017) por lo que tiene un comportamiento endemo-epidémico en el país. Desde la introducción de la vacuna en 1936 la incidencia ha disminuido gradualmente, aunque no dejan de presentarse picos aproximadamente cada 5 a 10 años. La FA es un virus que llegó al continente americano por medio de las personas africanas esclavizadas durante la colonia, y se ha consolidado como un regulador natural de ejemplares de primates silvestres en este continente. En el año 2002 se tuvo noticia de la aparición de casos compatibles con fiebre amarilla en la frontera colombo-venezolana y en el departamento de Santander, durante el

año que duró el brote se presentaron 93 casos humanos de los cuales 41 fallecieron para una tasa de letalidad del 44%; en el año siguiente se identificaron 82 casos de los cuales fallecieron 35 (Velandia, 2004). En 2003 se detectó molecularmente el virus en tejido hepático de casos fatales y de monos aulladores (*Alouatta seniculus*), con lo cual se determinó la evidencia de actividad selvática en Colombia (Méndez, Rodríguez, Bernal y Calvache, 2003).

4.2.2 Investigación en enfermedades bacterianas

4.2.2.1 *Leptospira*

La variabilidad de las prevalencias encontradas en Colombia en personal humano (Don Matías, Antioquia, 22.8%, Cali 6.4%, y Ciénaga de Oro, Córdoba, 13.1%) posiblemente se explican por las condiciones de saneamiento básico y el perfil ocupacional de las poblaciones estudiadas (Nájera, Alvis, Babilonia, Álvarez y Mattar,

2005). De igual manera, en el año 2008 en una zona boscosa del municipio de Tocancipá fueron analizados 23 pequeños mamíferos no voladores de 7 especies diferentes a través de la técnica de microaglutinación en placa (MAT), de este análisis se hallaron 16 individuos con evidencias de la presencia de anticuerpos contra leptospira (Rojas et al., 2008). También se ha determinado la seroprevalencia comparativa de *Leptospira interrogans* en mamíferos de cuatro zoológicos colombianos mediante la prueba de microaglutinación, donde la prevalencia general fue de 9,52% con títulos positivos al serovar *L. hurstbridge* en carnívoros (*Canidae*); al serovar *L. sarmin* en primates (*Atelidae*) y a los serovares *L. australis*, *L. mini*, *L. autumnalis*, *L. pomona*, *L. icterohaemorrhagiae* y *L. seramanga* en primates (*Cebidae*). En dicho estudio la prevalencia positiva fue correlacionada con la humedad y la temperatura dando como resultado un número significativamente mayor en los zoológicos pertenecientes a zonas geográficas con una alta humedad y con inundaciones. Todos los animales en este estudio fueron clasificados como clínicamente asintomáticos (González-Astudillo, Hernández, Stadlin, Bernal, Rodríguez y Hernández, 2012).

4.2.2.2 *Bartonella*

La primera epidemia se originó en la región del río Putumayo en 1939 y ocasionó 1448 muertos y afectó al 1% de la población de esta zona geográfica, desde entonces se han reportado casos en los departamentos de Bolívar y Valle del Cauca. En un estudio realizado en poblaciones urbanas y rurales del departamento de Córdoba se encontró una seroprevalencia total de anticuerpos IgG anti-bartonella del 48.7% (Mattar y Parra, 2006), para *Bartonella quintana* la seropositividad fue

de 45% y para *Bartonella henselae* del 30%, en el 26.2% de las personas estudiadas se hallaron anticuerpos para ambas especies. A pesar de haberse detectado *Bartonella* spp. en diferentes estudios en humanos (Faccini-Martínez, Márquez, Bravo-Estupiñan, Calixto, López-Castillo, Botero-García y Cuervo, 2017) y algunos organismos considerados posibles vectores en zonas con casos de bartonelosis humana en el pasado en Colombia (Montenegro et al., 2013), hasta la fecha no hay estudios concluyentes en fauna silvestre que infieran la detección de la misma por técnicas moleculares o inmunodiagnósticas.

4.2.2.3 *Borrelia*

Las garrapatas del género *Ixodes* spp. están principalmente relacionadas con la transmisión de la enfermedad de Lyme (*Borrelia burgdorferi*) desde mamíferos silvestres, especialmente roedores en condiciones *in situ*. En Colombia se llevó a cabo un estudio de seroprevalencia contra *Borrelia burgdorferi* en caninos del área rural en el municipio de Montería (Córdoba) en donde fueron muestreados 200 animales los cuales fueron evaluados mediante técnicas inmunodiagnósticas y los resultados demostraron una seropositividad del 16% (Buitrago et al., 2003). De igual manera se estableció la seroprevalencia en 152 humanos de los municipios de Montería, Cereté, Lorica y Cotorra del departamento de Córdoba a través de la prueba ELISA, de los casos estudiados un 20% de los sueros presentó anticuerpos IgG para *Borrelia* sp., correspondiente a 30 sueros entre los que 7 se confirmaron como positivos para *Borrelia burgdorferi* con una seroprevalencia del 4.6% (Miranda et al., 2009). Actualmente no se ha considerado la detección molecular de *Borrelia burgdorferi* en el territorio nacional.

4.2.2.4 Rickettsiosis

Desde hace casi un siglo se ha reportado la detección de enfermedades rickettsiales en Colombia (Patiño, 1937). En años anteriores se han presentado brotes de fiebres hemorrágicas en gran parte del territorio colombiano, siendo los más recientes los reportados en Necoclí (Antioquia) en 2006 (Acosta et al., 2006) y en Los Córdoba (Córdoba) 2007 (Hidalgo et al., 2011), al igual que los casos de mortalidad en humanos confirmados por técnicas moleculares por *Rickettsia rickettsii* en el municipio de Uramita Antioquia (Acevedo-Gutiérrez et al., 2015). Diferentes estudios han relacionado a los roedores silvestres y zarigüeyas (*Didelphis marsupialis*) como posibles factores asociados y candidatos a organismos amplificadores de la enfermedad en

Colombia (Londoño et al., 2017; Quintero, Londoño, Díaz, Agudelo-Flórez, Arboleda y Rodas, 2013). De igual manera, los capibaras o chigüiros (*Hydrochoerus hydrochaeris*) son huéspedes amplificadores de *Rickettsia* spp. y usualmente se encuentran parasitados por la garrapata del complejo *Amblyomma cajennense*, principal vector de rickettsiosis en Suramérica. En un estudio realizado en el año 2010 se analizaron 36 sueros de capibaras de una zona rural de Montería (vereda San Jerónimo) en Córdoba, en éste, para la detección de anticuerpos IgG se practicó inmunofluorescencia indirecta y se halló que la seroprevalencia contra *Rickettsia* sp. del grupo de las fiebres manchadas encontrada fue de 22% (8 capibaras), todas las garrapatas (n=933) fueron identificadas taxonómicamente como *A. cajennense*.



Es claro que en Colombia existen zonas endémicas de rickettsiosis y la aparición de brotes anuales lo confirma (Necoclí, 2006; Los Córdoba, 2007 y Altos de Mulatos, 2008). Los hallazgos sugieren que los capibaras pueden ser usados como potenciales centinelas de la circulación de rickettsias y marcadores de las áreas de riesgo para la transmisión de rickettsiosis (Fotografía 22 y 23). Hasta la fecha, en reportes publicados por Quintana y colaboradores (2018), se ha podido demostrar la circulación y presencia de por lo

Fotografía 22. Anestesia en ejemplares de chigüiros (*Hydrochoerus hydrochaeris*) para toma de muestras en estudios de microorganismos rickettsiales. Fotografía: Santiago Monsalve, Casanare, Colombia, 2016.
Fotografía 23. Ejemplar de chigüiro (*Hydrochoerus hydrochaeris*) con garrapatas (*Amblyomma cajennense*) en el pabellón auricular. Fotografía: Santiago Monsalve, Berástegui, Córdoba, Colombia, 2008.

menos una especie de *Rickettsia* perteneciente al grupo de las fiebres manchadas (*R. parkeri*) y la presencia de dos especies de garrapatas (*A. maculatum* y *A. triste*) pertenecientes al complejo de *Amblyomma maculatum* por medio de técnicas moleculares en capibaras del Casanare en el oriente colombiano.

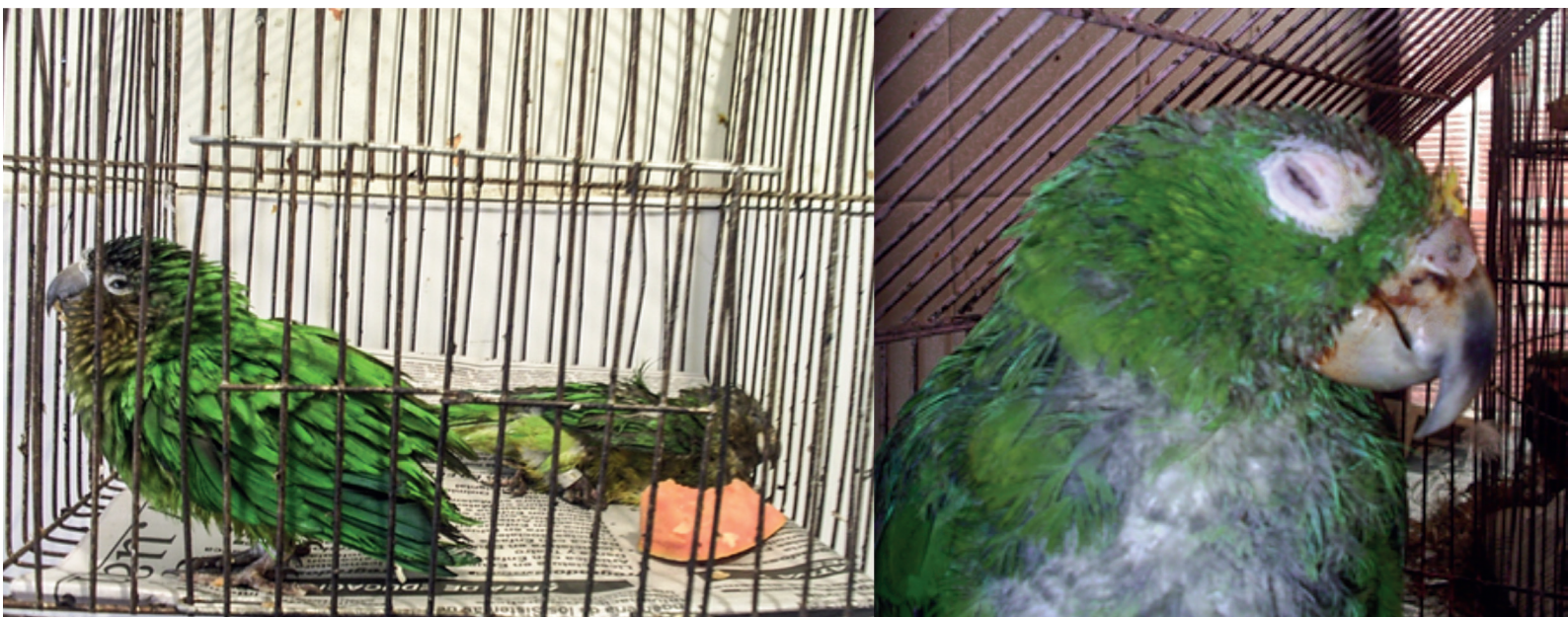
4.2.2.5 Ornitosis

En el año 2010 se estableció la seroprevalencia de *Chlamydophila psittaci* en aves del género *Amazona* spp. y en trabajadores de algunos zoológicos y CAVs en Colombia (Monsalve, Miranda y Mattar, 2011). Se analizaron 138 sueros de aves del género *Amazona* spp. y 39 humanos por ELISA indirecta; de los sueros de aves del género *Amazona* spp. 118 (86,4%) resultaron positivos y en humanos

la seroprevalencia total fue del 78% (30/39). La alta seroprevalencia de *Chlamydophila psittaci* en aves y humanos representó la primera evidencia de la circulación de este microorganismo en el país. Así, se determinó la presencia en aves del género *Amazona* que permanecen en confinamiento y en la población de humanos que trabaja con estas especies silvestres, lo que podría generar un problema de salud pública. La psitacosis humana podría ser una importante causa de riesgo ocupacional en aquellas personas que se encuentren en contacto con aves silvestres (Fotografías 24 y 25) (Monsalve et al., 2009).

4.2.2.6 Enterobacterias

Los reptiles son portadores asintomáticos de un gran número de serovariedades de *Salmonella*



Fotografía 24. Tráfico de fauna (psitácidos). **Fotografía 25.** Ejemplar de loro de cabeza amarilla (*Amazona ochrocephala*) con enfermedad respiratoria evidente en mercados públicos. En Colombia se ha determinado que existe una seroprevalencia muy alta en comparación con otros estudios alrededor del mundo en ejemplares del género *Amazona*. El tráfico de fauna y el estrés por confinamiento hace que la psitacosis sea una entidad típica de estos animales en condición *ex situ* (Monsalve et al., 2011). Fotografías: Santiago Monsalve, 2011.

pues esta bacteria hace parte de su flora intestinal normal (LeJeune y Davis, 2004). Según la Corporación del Valle de los ríos Sinú y San Jorge (CVS), en el departamento de Córdoba el 65% de la población se alimenta en la temporada de Cuaresma y Semana Santa de hicoitea del Caribe (*Trachemys callirostris*) como plato tradicional, por otro lado, los huevos de iguana (*Iguana iguana*) son consumidos durante la época seca. En un estudio se estableció la frecuencia de *Salmonella* spp. en alimentos del Caribe colombiano donde los principales serotipos encontrados fueron *S. anatum* (26%), *S. newport* (13%), *S. typhimurium* (9%), *S. gaminara* (9%) y *S. uganda* (9%) (Durango, Arrieta, Mattar, Mattar, 2004). Según el Instituto Nacional de Salud de Colombia (INS) ha existido un aumento en la distribución de casos de *Sal-*

monella spp. e incluso en diferentes trabajos de semilleros de investigación realizados en el Instituto de Investigaciones Biológicas y del Trópico (IIBT) de la Universidad de Córdoba en el año 2010, se estableció el crecimiento de múltiples serovariedades de *Salmonella* la mayoría de los cuales se hallaban en subproductos cárnicos procedentes de reptiles (huevos de *Iguana iguana* y canales de *Trachemys callirostris*) (datos no publicados) (Fotografías 26 y 27).

En 1996 se reportó por vez primera en Colombia la presencia de *E. coli* O157:H7, ahora bien, es importante resaltar la intervención de *E. coli* enterohemorrágica como agente causal de la EDA como patógeno emergente y el hecho de que rara vez es investigado en alimentos de ori-



Fotografía 26. Ejemplar hembra de iguana (*Iguana iguana*) decomisada por la policía ambiental. **Fotografía 27.** Ovario y folículos de un ejemplar de iguana (*Iguana iguana*) decomisados al ser vendidos de manera tradicional como “huevos de iguana” (dieta tradicional) en el norte de Colombia. Los folículos de los ovarios son extraídos de las hembras, los cuales son vendidos generalmente por menores de edad en las carreteras de la región caribe colombiana. Fotografías: Santiago Monsalve, Montería, Córdoba, Colombia, 2009.

gen animal. En el 2001 se realizó un estudio en poblaciones porcinas, canal bovina y productos cárnicos en el departamento de Córdoba y se detectó el patógeno en el 4.6% de las muestras fecales porcinas, 2% de canales bovinas y 10% de carne molida lo que implica que resultaron positivas al serotipo O157:H7 (Mattar, Visbal y Arrieta, 2001). Aunque sea factible la presencia del microorganismo en carnes de reptiles que son utilizadas para consumo tradicional en Colombia no ha sido determinado el crecimiento de *E. coli* O157:H7 en subproductos cárnicos (como en huevos de *Iguana iguana* y canales de *Trachemys callirostris*) hasta la fecha, sin embargo se debe tener en cuenta que la especie de tortuga hicoitea (*Trachemys callirostris*) es el animal mayormente traficado en el país con fines de consumo de tipo tradicional, lo que podría convertirla en un posible factor de riesgo asociado a diarreas humanas por enterobacterias.

4.2.2.7 Micobacterias

Los primates del viejo y del nuevo mundo son susceptibles a diferentes tipos de micobacterias, de manera semejante a los humanos. Existen numerosos reportes de la presencia de micobacterias patógenas en primates, especialmente *Mycobacterium bovis*, *Mycobacterium tuberculosis* y *Mycobacterium avium*. En un estudio realizado en el año 2005 en dos centros de rehabilitación de fauna silvestre en la ciudad de Bogotá se encontró una prevalencia del 2.4% de micobacterias del complejo *Mycobacterium tuberculosis* en primates del nuevo mundo (Barragán-Fonseca, Brieva-Rico y Guerrero, 2005). De otra mano, la micobacteriosis aviar ha sido reportada en varias especies de aves que presentan signos variables (Soler, Brieva, y Ribón, 2009). En el año 2009 se realizó un es-

tudio en 163 ejemplares aviares en condiciones *in situ* y en 87 de centros de conservación *ex situ* (zoológicos y centros de atención y valoración), los resultados determinaron la ausencia del patógeno en el 100 % de las aves que provenían de vida silvestre, mientras que en un 9.2 % se encontró seropositividad a hallazgos macroscópicos compatibles con micobacteriosis (Soler-Tovar, 2009); se ha reportado que la especie identificada como *M. avium* afecta a humanos, otros mamíferos y aves; además, bajo condiciones inadecuadas de cautiverio o estrés pueden contraer la micobacteriosis desde los mismos humanos. De igual manera en un estudio realizado en el Área Metropolitana del Valle de Aburrá se determinó la prevalencia de infección y enfermedad por micobacterias en primates cautivos y en personal que trabaja en centros de atención y valoración de fauna silvestre y zoológicos dando como resultado en primates la reactividad a la prueba de la tuberculina del 3,1% (n=3), al MOT (Mammalian old tuberculin) del 28% (n=15%) y la presencia de MNT (Bacterias tuberculosas y no tuberculosas mediante cultivo) en contenido gástrico en el 20,4% (n=19), en el personal se obtuvo un porcentaje de reactividad del 13% (n=12%) (Pérez-García, Ocampo-Mejía, Gómez-Cardona y Ochoa-Acosta, 2010). Otros bacilos ácido alcohol resistentes se han podido identificar en ejemplares silvestres en Colombia, uno de estos ha sido la detección de *Mycobacterium leprae* en ejemplares de armadillos de nueve bandas (*Dasypus novemcinctus*) del departamento de Antioquia (Cardona-Castro, Beltrán, Ortiz-Bernal y Vissa, 2009). Y en estudios realizados por Largo-Quintero y colaboradores, se pudo detectar anticuerpos contra *Mycobacterium avium* ssp. *paratuberculosis* en ejem-

plares de venado de cola blanca y cauquero (*Odocoileus virginianus*, *Mazama rufina*) de la región caribe y la Orinoquía Colombiana (datos no publicados).

4.3 Perspectivas

En conclusión, las zoonosis representan un serio problema en salud pública, animal y ambiental por la emergencia de nuevas enfermedades infecciosas y el resurgimiento de otras previamente controladas especialmente en la fauna silvestre. La medicina de la conservación representa un nuevo enfoque de integración entre disciplinas que permite un mejor entendimiento de la ecología de esas enfermedades para su detección, prevención, control y manejo. Adicionalmente la megadiversidad de Colombia introduce un factor de riesgo epidemiológico, pues hay una alta potencialidad de distintas especies silvestres y domésticas para desempeñar un papel como hospedadores susceptibles y reservorios en la transmisión de patógenos, cuya expansión aumenta cuando el equilibrio se ve irrumpido afectando de manera importante la salud humana y de los animales domésticos.

Referencias

- Acevedo-Gutiérrez, L. Y., Londoño, A. F., Paternina, L. E., Montes, C., Pajaro, D., Jaramillo, K., ... Díaz, F. J. (2015). Descripción De Un Nuevo Foco De Fiebre Manchada De Las Montañas Rocosas En El Municipio De Uramita, Departamento De Antioquia, Colombia. *Revista Biomédica*, 113-114.
- Acosta, J., Urquijo, L., Díaz, A., Sepúlveda, M., Mantilla, G., y Heredia, D. (2006). *Brote de rickettsiosis en Necoclí, Antioquia, febrero-marzo de 2006. Inf. Quinc. Epidemiol. Nac.* Bogotá, Colombia.
- Alemán, A., Iguarán, H., Puerta, H., Cantillo, C., Mills, J., Ariz, W., y Mattar, S. (2006). Primera evidencia serológica de infección por Hantavirus en roedores, en Colombia. *Revista de Salud Pública*, 8(1), 1-12. Recuperado de: <https://doi.org/10.1590/S0124-00642006000400001>
- Arrivillaga, J., y Caraballo, V. (2009). Medicina de la Conservación, 20(1), 55-67.
- Arroyave, E., Londoño, A. F., Quintero, J. C., Agudelo-Florez, P., Arboleda, M., Díaz, F. J., y Rodas, J. D. (2013). Etiología y caracterización epidemiológica del síndrome febril no malárico en tres municipios del Urabá antioqueño, Colombia. *Biomédica*, 33(0), 99-107. Recuperado de: <https://doi.org/10.7705/biomedica.v33i0.734>
- Barragán-Fonseca, K., Brieva-Rico, C., y Guerrero, M. (2005). Estudio preliminar de especies de micobacterias en primates colombianos no humanos en cautiverio en dos centros de rescate de fauna silvestre de Bogotá. *Acta Biológica Colombiana*, 10(1), 79.
- Blanco, P., Arroyo, S., Corrales, H., Pérez, J., Álvarez, L., y Castellar, A. (2012). [Serological evidence of hantavirus infection (Bunyaviridae: Hantavirus). En: rodents from the Sucre Department in Colombia]. *Revista de Salud Pública (Bogotá, Colombia)*, 14(5), 755-764. Recuperado de: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/24652355>
- Buitrago, F., Toloza, R., Mestra, A., y Jaramillo, P. (2003). Determinación de anticuerpos para *Borrelia burgdorferi* en perros mediante técnica de Elisa en el área rural del municipio de Montería-Córdoba. *Rev. MVZ Córdoba*, 8(1), 282.
- Cardona-Castro, N., Beltrán, J. C., Ortiz-Bernal, A., y Vissa, V. (2009). Detection of *Mycobacterium leprae* DNA in nine-banded armadillos (*Dasypus novemcinctus*) from the Andean region of Colombia. *Leprosy Review*, 80(4), 424-431. Recuperado de: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/20306641>
- Choperena-Palencia, M. C., y Mancera-Rodríguez, N. J. (2018). Evaluación de procesos de seguimiento y monitoreo postliberación de fauna silvestre re-

- habilitada en Colombia. *Luna Azul*, 46, 181-209. Recuperado de: <https://doi.org/10.17151/luaz.2018.46.11>
- Daszak, P., Cunningham, A. a, y Consortium, A. D. H. (2003). Special issue: Amphibian Declines Infectious disease and amphibian population declines. *Diversity and Distributions*, 9(2), 141-150. Recuperado de: <https://doi.org/10.1080/00397910600775267>
- Dobson, A., y Foufopoulos, J. (2001). Emerging infectious pathogens of wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 356(1411), 1001-1012. Recuperado de: <https://doi.org/10.1098/rstb.2001.0900>
- Durango, J., Arrieta, G., Mattar, S. (2004). Presencia de *Salmonella* spp. en un área del Caribe colombiano: un riesgo para la salud pública. *Biomedica*, 24(1), 89. Recuperado de: <https://doi.org/10.7705/biomedica.v24i1.1252>
- Faccini-Martínez, Á. A., Márquez, A. C., Bravo-Estupiñan, D. M., Calixto, O. J., López-Castillo, C. A., Botero-García, C. A., ... Cuervo, C. (2017). Bartonella quintana and typhus group rickettsiae exposure among homeless persons, Bogotá, Colombia. *Emerging Infectious Diseases*, 23(11), 1876-1879. Recuperado de: <https://doi.org/10.3201/eid2311.170341>
- González Astudillo, V., Hernández, D. W., Stadlin, J. P., Bernal, L. A., Rodríguez, D. A. L., y Hernández, M. A. (2012). Comparative seroprevalence of leptospira interrogans in colombian mammals along a climatic gradient. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine*, 43(4), 768-775. Recuperado de: <https://doi.org/10.1638/2011-0103R2.1>
- González, T., y Mattar, V. (2017). Neglect and not forgetting produces shameful diseases such as yellow fever. *Revista MVZ Córdoba*, 22(2), 5817-5820.
- Hidalgo, M., Miranda, J., Heredia, D., Zambrano, P., Vesga, J. F., Lizarazo, D., ... Valbuena, G. (2011). Outbreak of Rocky Mountain spotted fever in Córdoba, Colombia. *Memórias Do Instituto Oswaldo Cruz*, 106(1), 117-118. Recuperado de: <https://doi.org/10.1590/S0074-02762011000100019>
- Jaramillo, M., Peña, J., Berrocal, L., Komar, N., González, M., Ponce, C., y Ariza, K. (2005). Vigilancia Centinela para el Virus del Oeste del Nilo en Culicidos y Aves Domésticas en el Departamento de Córdoba. *Revista de La Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia de La Universidad de Córdoba*, 10(2), 633-638.
- LeJeune, J. T., y Davis, M. A. (2004). Outbreaks of zoonotic enteric disease associated with animal exhibits. *Journal of the American Veterinary Medical Association*, 224(9), 1440-1445. Recuperado de: <https://doi.org/10.2460/javma.2004.224.1440>
- Londoño, A. F., Acevedo-Gutiérrez, L. Y., Marín, D., Contreras, V., Díaz, F. J., Valbuena, G., ... Rodas, J. D. (2017). Wild and domestic animals likely involved in rickettsial endemic zones of Northwestern Colombia. *Ticks and Tick-Borne Diseases*, 8(6), 887-894. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.ttbdis.2017.07.007>
- Londoño, A. F., Díaz, F. J., Agudelo-Flórez, P., Levis, S., y Rodas, J. D. (2011). Genetic Evidence of Hantavirus Infections in Wild Rodents from Northwestern Colombia. *Vector-Borne and Zoonotic Diseases*, 11(6), 701-708. Recuperado de: <https://doi.org/10.1089/vbz.2010.0129>
- López, R. H., Soto, S. U., y Gallego-Gómez, J. C. (2015). Evolutionary relationships of West Nile virus detected in mosquitoes from a migratory bird zone of Colombian Caribbean. *Virology Journal*, 12(80), 1-6. Recuperado de: <https://doi.org/10.1186/s12985-015-0310-8>
- Mattar, S., Edwards, E., Laguado, J., González, M., Álvarez, J., y Komar, N. (2005). West Nile virus antibodies in Colombian horses. *Emerging Infectious Diseases*, 11(9), 1497-1498. Recuperado de: <https://doi.org/10.3201/eid1109.050426>
- Mattar, S., Garzon, D., Tadeu, L., Faccini-Martínez, A. A., y Mills, J. N. (2014). Serological diagnosis of hantavirus pulmonary syndrome in a febrile patient in Colombia. *International Journal of Infectious Diseases*, 25, 201-203. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.ijid.2014.03.1396>

- Mattar, S., y Parra, M. (2006). Detection of antibodies to Anaplasma, Bartonella and Coxiella in rural Inhabitants of the Caribbean area of Colombia. *Mvz*, 11(2), 781-789.
- Mattar, S., Visbal, J., y Arrieta, G. (2001). E. coli O157: H7 enterohemorrágico, un agente etiológico de diarrea y zoonosis en Colombia subestimado. Parte I. *MVZ Córdoba*, 6(1), 15-23. Recuperado de: <http://orton.catie.ac.cr/cgi-bin/wxis.exe/?IscScript=BAC.xisymethod=postyformato=2ycantidad=1yexpresion=mfn=049971>
- Medina-Vogel, G. (2010). Ecología de enfermedades infecciosas emergentes y conservación de especies silvestres. *Arch Med Vet*, 42, 11-24.
- Méndez, J. A., Rodríguez, G., Bernal, P., y Calvache, D. De. (2003). Detección molecular del virus de la fiebre amarilla en muestras de suero de casos fatales humanos y en cerebros de ratón. *Biomédica : Revista Del Instituto Nacional de Salud*, 23, 232-238. Recuperado de: <https://doi.org/10.7705/biomedica.v23i2.1216>
- Miranda, J., Mattar, S., y Perdomo, K. (2009). Seroprevalencia de Borreliosis, o Enfermedad de Lyme, en una Población Rural Expuesta de Córdoba, Colombia, 11(3), 480-489.
- Monsalve, S., Mattar, S., y González, M. (2009). Zoonosis transmitidas de animales Silvestres Y Su Impacto En Las Enfermedades Emergentes Y Reemergentes. *Revista MVZ Córdoba*, 14(2), 1762-1773.
- Monsalve, S., Miranda, J., y Mattar, S. (2011). Primera evidencia de circulación de Chlamydomyia psittaci en Colombia: posible riesgo de salud pública. *Revista de Salud Pública*, 13(2), 314-326. Recuperado de: <https://doi.org/10.1590/S0124-00642011000200013>
- Montenegro, F., Arroyo, C., Vivero, R., y Uribe, S. I. (2013). Presencia del género Lutzomyia (Diptera: Psychodidae: Phlebotominae) en focos históricos de Bartonellosis en el departamento de Nariño - Colombia. *Revista Facultad de Salud*, (47), 27-35.
- Nájera, S., Alvis, N., Babilonia, D., Álvarez, L., y Mattar, S. (2005). Occupational leptospirosis in a Colombian Caribbean area. *Salud Pública de México*, 47(3), 240-244. Recuperado de: <https://doi.org/10.1590/S0036-36342005000300008>
- Patiño, L. (1937). A spotted fever in Tobia, Colombia. *TropMedHyg*, 17, 639-653. Recuperado de: <http://www.scielo.org.co/pdf/bio/v26n2/v26n2a02.pdf>
- Perez-García, J., Ocampo-Mejía, M. C., Gómez-Cardona, P. J., y Ochoa-Acosta, J. E. (2010). Prevalencia de infección por micobacterias en primates en cautiverio y en los trabajadores de centros de atención de fauna silvestre y zoológicos en el departamento de Antioquia, 2009. *CES Medicina*, 24(2), 113-114. Recuperado de: http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttextypid=S0120-87052010000200017ylng=esynrm=isoytlng=es
- Quintana-Diosa, L. (2018). Frecuencia de Rickettsia spp. en chigüiros hydrochoerus hydrochaeris y sus garrapatas en Paz de Ariporo, Casanare. Maestría en Ciencias Veterinarias, Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad de La Salle. Bogotá, Colombia..
- Quintero, J. C., Londoño, A. F., Díaz, F. J., Agudelo-Flórez, P., Arboleda, M., y Rodas, J. D. (2013). Ecoepidemiology of rickettsial infection in rodents, ectoparasites and humans in northeastern Antioquia, Colombia. *Biomédica : Revista Del Instituto Nacional de Salud*, 33 Suppl 1, 38-51. Recuperado de: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/24652248>
- Rojas, L., Ruiz, V., Arias, L., Rodríguez, C., Pereira, V. Determinación de anticuerpos de Leptospira spp. en pequeños mamíferos no voladores, en un fragmento de bosque andino en la montaña del zoológico Jaime Duque. *Revista de Medicina Veterinaria*, (16),
- Rozo, T., y Elias, J. (2015). Detección de anticuerpos igm contra el virus del Oeste del Nilo (VON) en équidos con síndrome neurológico en Colombia durante el año 2012. Universidad de La Salle.
- Soler-tovar, D. (2009). Evaluation of the Presence of Mycobacterial Species in Free-ranging and Captives Wild Birds in Colombia.

Soler-Tovar, D., y Vera, V. (2007). *Intento de detección del virus del oeste del nilo en aves silvestres de San Andrés Isla, Colombia*. (Veterinarios de Vida Silvestre). Bogotá.

Soler, D., Brieva, C., y Ribón, W. (2009). Mycobacteriosis in Wild Birds: the Potential risk of Disseminating a Little-known Infectious Disease. *Revista de Salud Pública*, 11(1), 134-144. Recuperado de: <https://doi.org/10.1590/S0124-00642009000100014>

Velandia, M. (2004). La re-emergencia de la fiebre amarilla en Colombia. *Revista MVZ Córdoba*, 92(2), 460-462.

Capítulo 5

Algunas Clamidias y Rickettsias: riesgo en humanos y animales

Santiago Monsalve Buriticá

5.1 Introducción

El desarrollo de programas de investigación y de formación académica para el abordaje de enfermedades zoonóticas olvidadas, emergentes y reemergentes es primordial (Monsalve, Mattar y González, 2009). Las razones por las que se les clasifica en estas categorías es debido a la falta de conocimiento (nuevas enfermedades) o por falta de interés en ellas (González y Mattar, 2017). Por tanto, se desconocen los factores que influyen en su dinámica de transmisión y los elementos epidemiológicos importantes como la detección real de la prevalencia y los principales indicadores de riesgo. Resulta pertinente comprender el rol del tráfico ilegal de fauna silvestre en la transmisión de este tipo de enfermedades a humanos y a animales domésticos (Morens, Folkers, y Fauci, 2004).

La transmisión de las bacterias de microorganismos de las familias *Anaplasmataceae* y *Rickettsiaceae* y de la especie *Chlamydophila psittaci* en Colombia son ejemplos de esta problemática, ya que los mamíferos y las aves silvestres (algunos de ellos que permanecen cautivos) pueden representar un riesgo en la transmisión de estas enfermedades para las poblaciones humanas y para diversos animales domésticos.

En Colombia algunas enfermedades causadas por bacterias Gram negativas e intracelulares son consideradas infecciones tropicales, posiblemente con circulación silvestre, y han sido detectadas en animales domésticos y en humanos (Monsalve, Miranda y Mattar, 2011; Nassar-Montoya y Pereira-Bengoa, 2013). Algunas de estas o anticuerpos en contra de las mismas detectadas en estudios son *Chlamydomphila psittaci*, agente causal de la ornitosis o psitacosis la cual puede tener transmisión zoonótica (Monsalve et al., 2011); *Ehrlichia canis* que puede causar la ehrlichiosis monocítica canina (EMC) (Miranda y Mattar, 2015; Posada-Zapata, Cabrera, González-Álvarez, Rodas, Monsalve y Londoño, 2017); diferentes especies del género *Rickettsia* que hacen parte del grupo de las fiebres manchadas (Quintero-Vélez, Hidalgo y Rodas, 2012; Londoño, Acevedo-Gutiérrez, Marín, Contreras, Díaz, Valbuena y Rodas, 2017) y posiblemente haya circulación de *Ehrlichia chaffeensis* que causa la ehrlichiosis monocítica humana así como de *Anaplasma phagocytophilum* agente causal de la anaplasmosis granulocítica humana (Miranda y Mattar, 2015).

En la última década estos microorganismos han marcado un precedente en la investigación de las enfermedades infecciosas que había sido históricamente de interés veterinario. Las aves silvestre cautivas pueden representar un riesgo para las poblaciones humanas debido a que pueden ser reservorios de *Chlamydomphila psittaci*, así, cuando se da la enfermedad de forma subclínica en esta clase taxonómica es factible la diseminación con riesgo potencial de transmisión zoonótica (Monsalve, 2013).

Respecto al género *Rickettsia* del grupo de las fiebres manchadas, se ha podido demostrar

detección molecular e inmunodiagnóstica en roedores (Quintero et al., 2013; Londoño et al., 2017) y posiblemente en ectoparásitos de capibaras (Quintana, 2018). Mientras que *Ehrlichia* spp. se ha podido detectar en vida silvestre en roedores en estudios preliminares (Cabrera, Agudelo, Díaz-Nieto, Milena y Monsalve, 2017; Ramos-Espitia, Osorio, Quintana-Diosa y Monsalve, 2017).

5.2 *Chlamydomphila psittaci*

Las aves silvestres que permanecen cautivas pueden representar un riesgo para las poblaciones humanas debido a que son reservorios de *Chlamydomphila psittaci*. El contacto por cacería, consumo o como mascotas podría incrementar el riesgo de contagio por zoonosis de esta bacteria (Monsalve, 2013; Monsalve et al., 2009). Igualmente la transmisión por la tenencia ilegal de psitácidas en fincas puede conllevar a la disminución en la producción y al aumento de la mortalidad de aves de corral (Vanrompay, Ducatelle, y Haesebrouck, 1995). Las personas que frecuentemente entran en contacto con aves silvestres tienen una mayor predisposición a contraer la infección. También se ha reportado la aparición de infecciones bacterianas secundarias luego de contraer *Chlamydomphila psittaci* (Rodolakis y Yousef Mohamad, 2010; Vanrompay, Andersen, Ducatelle y Haesebrouck, 1993; Vanrompay et al., 1995).

5.2.1 Psitacosis - Enfermedad en aves de corral

La psitacosis es una enfermedad infecciosa primaria de aves y mamíferos producida por *Chlamydomphila psittaci*. Casi todas las aves son

susceptibles (Vanrompay et al., 1993) y cuando están infectadas pueden no presentar síntomas o manifestaciones clínicas de enfermedad dependiendo del estado inmunológico en que se encuentre el ave seropositiva. La sintomatología cursa con un cuadro de inapetencia, retraso en el crecimiento o plumas erizadas, mientras en los mamíferos la enfermedad puede manifestarse por medio de abortos o esterilidad (Pérez-Martínez y Storz, 1985). En todo caso, con presencia de síntomas o sin ellos, los animales pueden diseminar la infección durante largo tiempo. Los signos típicos clínicos aparentes de infección incluyen alveolo saculitis con síntomas respiratorios, descarga nasal mucopurulenta, diarrea, poliuria y depresión. Las deposiciones pueden ser de color amarillento, sugiriendo altas concentraciones de pigmentos biliares (Herrmann, Persson, Jensen, Joensen, Klint y Olsen., 2006).

En columbiformes la enfermedad puede estar acompañada de sintomatología clínica cuando la infección se encuentra presente. Los signos clínicos en su mayoría son de tipo respiratorio y en general disminuye la posibilidad de un vuelo efectivo. En palomas con infecciones crónicas puede haber presencia de cojeras, opistótonos, tremor y convulsiones (Dickx, Beeckman, Dossche, Tavernier y Vanrompay, 2010; Padilla, Santiago-Alarcon, Merkel, Miller y Parker, 2004).

Las aves de corral, como pollos de engorde o ponedoras, son relativamente resistentes a las infecciones por el patógeno y se han encontrado pocas publicaciones en estas especies, aunque la enfermedad ha sido reportada más frecuentemente en pollos juveniles (Lessenger, 2006). La sintomatología clínica en aves de corral incluye bajo peso, ceguera y moderado incremento en la

tasa de mortalidad. Las aves infectadas liberan el agente infeccioso a través de las heces, la orina y exudados respiratorios y oculares que son dispersados a través de las corrientes de aire. Desde 1950 la industria aviar de producción de pavos y patos de Estados Unidos ha sido afectada económicamente debido a las epidemias de *Chlamydophila psittaci* causando disminución en los pesos de los animales infectados, decrecimiento en la postura y gastos consecuentes con el uso de tratamientos antibióticos (Vanrompay et al., 1993).

5.2.2 Ornitosis

Los síntomas humanos son variables e inespecíficos, semejantes a los encontrados en afecciones virales de tipo gripal (fiebres, mialgias, cefaleas, diarrea). No obstante, el cuadro clínico se puede complicar y desencadenar encefalitis, neumonías y endocarditis (Fraeyman, Boel, Vaerenbergh y Beenhouwer, 2010) (Figura 8). Tras un período de incubación de 1-2 semanas, y hasta por un mes, la enfermedad empieza con malestar y dolor en la musculatura acompañado de fiebre alta, rigidez y dolor de cabeza. Es frecuente la presencia de tos pero con poca expectoración y las complicaciones respiratorias son consideradas raras, excepto en casos graves en los que se ven seguidas de síndromes inmunodepresivos. Puede haber esplenomegalia y a veces hepatitis. En los casos graves se presenta meningitis o meningoencefalitis, miocarditis y más raramente endocarditis. La leucopenia es frecuente y en los enfermos que se recuperan sin tratamiento la infección se resuelve entre la segunda y tercera semana. La muerte en pacientes humanos se da a consecuencia de la insuficiencia cardiovascular y respiratoria (Fraeyman et al., 2010).

5.3 Erhlichiosis canina

En caninos la patogénesis de la enfermedad depende de varios factores como el tamaño de inoculado, la cepa infectante, el estado inmunológico y la presencia de coinfecciones. No existe predilección de edad o sexo, sin embargo ha sido reportado que ejemplares de la raza pastor alemán presentan una mayor susceptibilidad y un peor pronóstico en comparación con otras razas (Little, 2010; 2017). Existen reportes de diferentes especies de garrapatas comprometidas con la transmisión, no obstante se considera a la garrapata *Rhipicephalus sanguineus* como el vector principal de la enfermedad. La infección del hospedero vertebrado incluye miembros de la familia *Canidae* como el coyote, zorro, chacal y el perro doméstico (Figura 9).

5.3.1 Fases de la Ehrlichiosis monocítica canina (CME)

La incubación se da en el transcurso de 8-20 días en donde el microorganismo se multiplica en los macrófagos del sistema fagocítico mononuclear por fisión binaria y luego se produce la diseminación por el cuerpo (Dumler, Barbet, Bakker, Dasch, Palmer, Ray y Rurangwira, 2001). El curso de la enfermedad tiene tres fases: aguda, subclínica y crónica (McClure, Crothers, Schaefer, Stanley, Needham, Ewing y Stich, 2010).

5.3.1.1 Fase aguda

Tiene una duración promedio de 2-4 semanas y presenta signos inespecíficos como fiebre, exudado oculonasal, anorexia, depresión, baja de peso, linfadenomegalia, petequias,

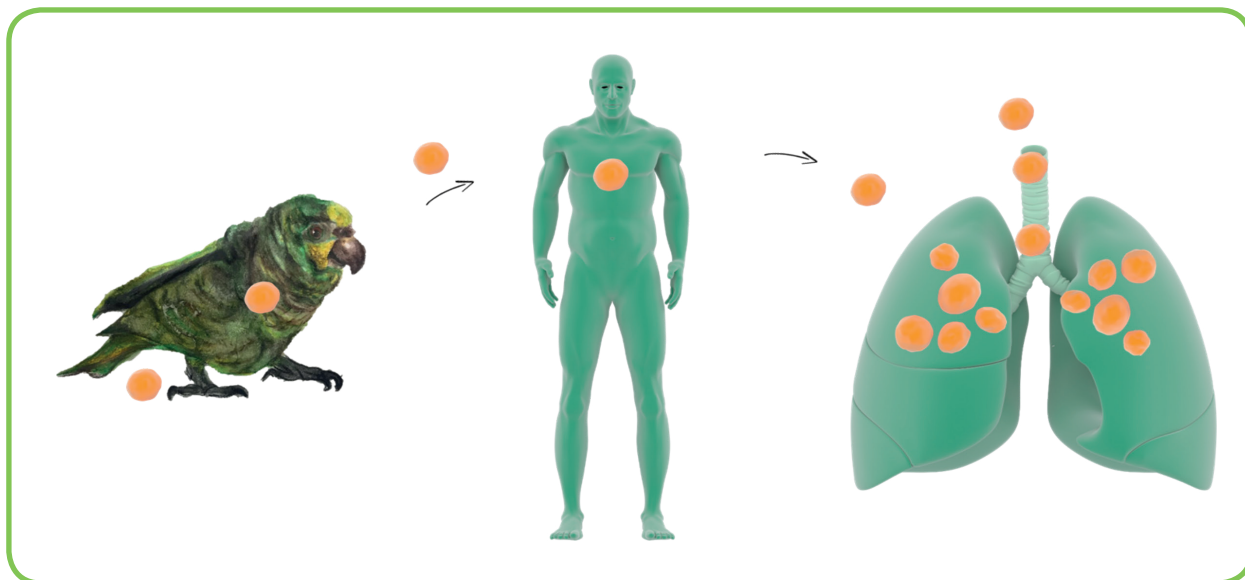


Figura 8. Ciclo de transmisión de *Chlamydophila psittaci*. Las aves infectadas (enfermas y asintomáticas) liberan la bacteria a través de las heces, orina, exudados respiratorios y oculares, produciéndose la dispersión del mismo a través de las corrientes de aire. En humanos la enfermedad se llama ornitosis y varía de una enfermedad leve a una enfermedad sistémica fatal, la cual generalmente causa síntomas similares a la gripa y puede conducir a la neumonía atípica (Fraeyman et al., 2010; Rodolakis y Yousef Mohamad, 2010). Dibujo: Amazona amazónica, Juanita Monsalve, 2018

equimosis, leve anemia y leucopenia, hepato-esplenomegalia y cambios hematológicos como trombocitopenia secundaria a la inflamación del endotelio vascular con un consumo de plaquetas, destrucción inmunológica de plaquetas y secuestro esplénico de las mismas. La mayoría de los perros tiene una recuperación satisfactoria con un adecuado tratamiento, de lo contrario entran en la siguiente fase (McClure et al., 2010).

5.3.1.2 Fase subclínica

Tiene una duración hasta de 3 años en los que los pacientes se encuentran aparentemente saludables o con una leve disminución de peso, al examen de laboratorio el conteo plaquetario

continuará debajo de los rangos normales e hiperglobulinemia. En esta fase los microorganismos se mantienen en células mononucleares en el bazo, así, pese a que se desconoce el mecanismo por el cual el animal desencadena la enfermedad a la fase crónica, estudios experimentales indican que el bazo es el principal puerto de almacenamiento de *Ehrlichia* spp. en la fase subclínica y que juega un importante rol en la patogenia de la enfermedad (McClure et al., 2010; Villaescusa García-Sancho, Rodríguez-Franco, Tesouro, y Sainz, 2015).

5.3.1.3 Fase crónica

Es la fase en la que comúnmente los pacientes son diagnosticados, se caracteriza por la presen-

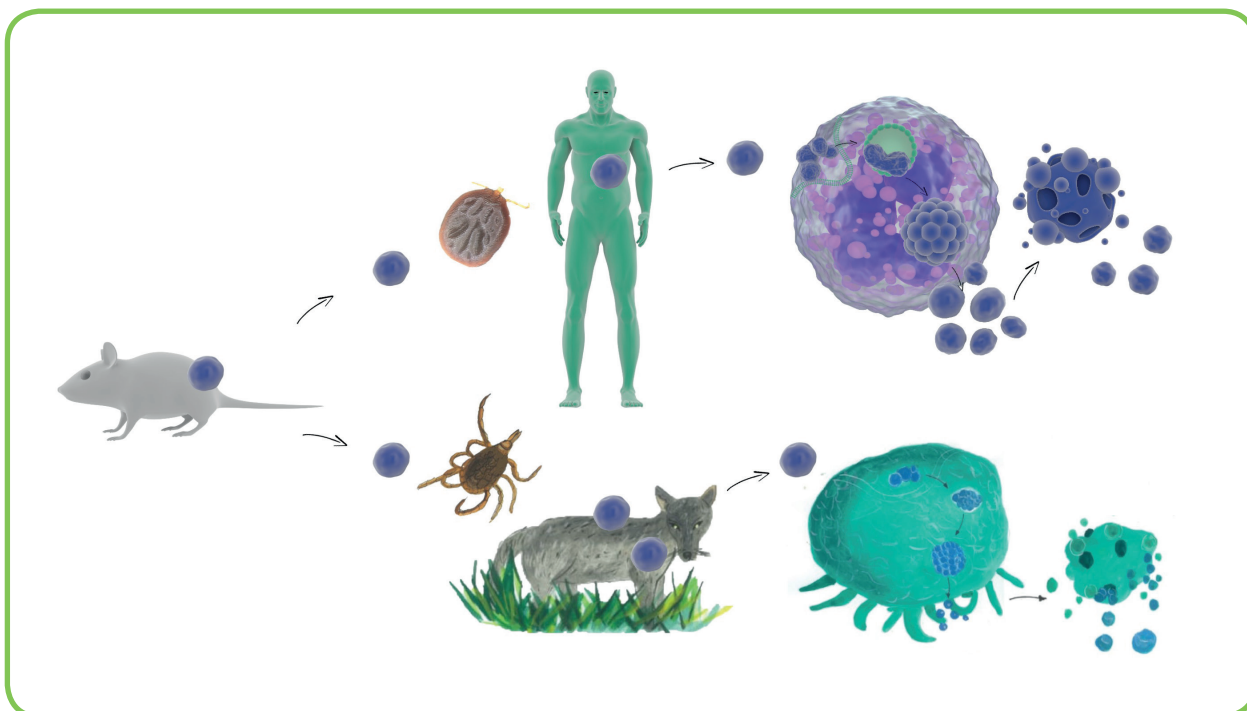


Figura 9. Ciclo de *Ehrlichia canis* (Ehrlichiosis monocítica canina) y *Anaplasma phagocytophilum* (Anaplasmosis granulocítica humana y canina). La infección ocurre cuando el ectoparásito infectado (para *E. canis* la garrapata *Rhipicephalus sanguineus*, y para *A. phagocytophilum* garrapatas del género *Ixodes* spp. principalmente) ingiere sangre del macrovertebrado y con sus secreciones salivales contamina el sitio de ingestión; además de la transmisión por transfusiones de sangre de donadores infectados con el patógeno (Dumler et al., 2001; Little, 2010; 2017).

tación de signos inespecíficos atribuibles a desórdenes de coagulación ocasionalmente oculares, anormalidades neurológicas, músculo esqueléticos, linfadenomegalia, hepato-esplenomegalia y deterioro de la producción medular de elementos sanguíneos que reflejará al hemograma pancitopenia debido a una afección de la médula ósea. En cuadro el paciente puede morir debido a infecciones secundarias, sangrados incontrolables o ambos (McClure et al., 2010).

5.4 *Anaplasma phagocytophilum*

Igual que para *Ehrlichia chaffeensis* los ratones y cérvidos han sido considerados reservorios del agente y se cree que las aves pueden tener un factor determinante en la diseminación de las garrapatas infectadas con el microorganismo (Figura 9). En humanos *A. phagocytophilum* es la bacteria causante de la Anaplasmosis granulocítica en Europa, Norteamérica y al norte del continente Africano. En Europa la principal garrapata implicada en la transmisión de *A. phagocytophilum* es *Ixodes* spp.

5.5 *Ehrlichia chaffeensis*

En la naturaleza el ciclo de vida de *E. chaffeensis* se origina desde ejemplares silvestres tales como ratones, venados (como reservorios primarios) y los perros domésticos, ya que los caninos pueden servir ocasionalmente como reservorios secundarios para la infección en personas dando lugar a que los humanos sean picados accidentalmente por garrapatas infectadas. El vector biológico de la entidad es la garrapata lone-star (*Amblyomma americanum*) la cual se

encuentra confinada geográficamente en Norte América (Rikihisa, 2010). En Colombia no se ha reportado dicho microorganismo, aunque se han detectado anticuerpos (Hidrón, Muñoz y Vega, 2014) y algunos fragmentos de genes del mismo por medio de técnicas inmunodiagnósticas y moleculares (Miranda y Mattar, 2015). Estos hallazgos deben ser considerados con prudencia debido a la ausencia del vector en el país (Figura 10).

5.6 *Rickettsia rickettsi*

Las rickettsias son bacterias intracelulares obligadas transmitidas por artrópodos hematófagos del género *Rickettsia* spp. constituido por varias especies de microorganismos intracelulares obligadas Gram negativos, han causado varias epidemias a nivel mundial y son transmitidas principalmente por garrapatas, pulgas, piojos o ácaros. La más letal de estas enfermedades febriles se conoce como la Fiebre manchada de las montañas rocosas que es causada por el patógeno *Rickettsia rickettsii* (Quintero-Vélez, Hidalgo y Rodas-González, 2012). En Sur América diferentes estudios han demostrado la detección de esta bacteria en roedores silvestres, marsupiales y la especie capibara (*Hydrochoerus hydrochaeris*) considerada como un organismo amplificador de este patógeno, estos roedores habitualmente se encuentran infestados con garrapatas del género *Amblyomma* spp., ectoparásito reconocido como vector del microorganismo (Souza, Moraes-Filho, Ogrzewalska, Uchoa, Horta, Souza y Labruna, 2009). En Colombia estudios han demostrado la detección de anticuerpos de esta bacteria por inmunofluorescencia en capibaras de la región caribe colombiana (Miranda, 2011), y de DNA de

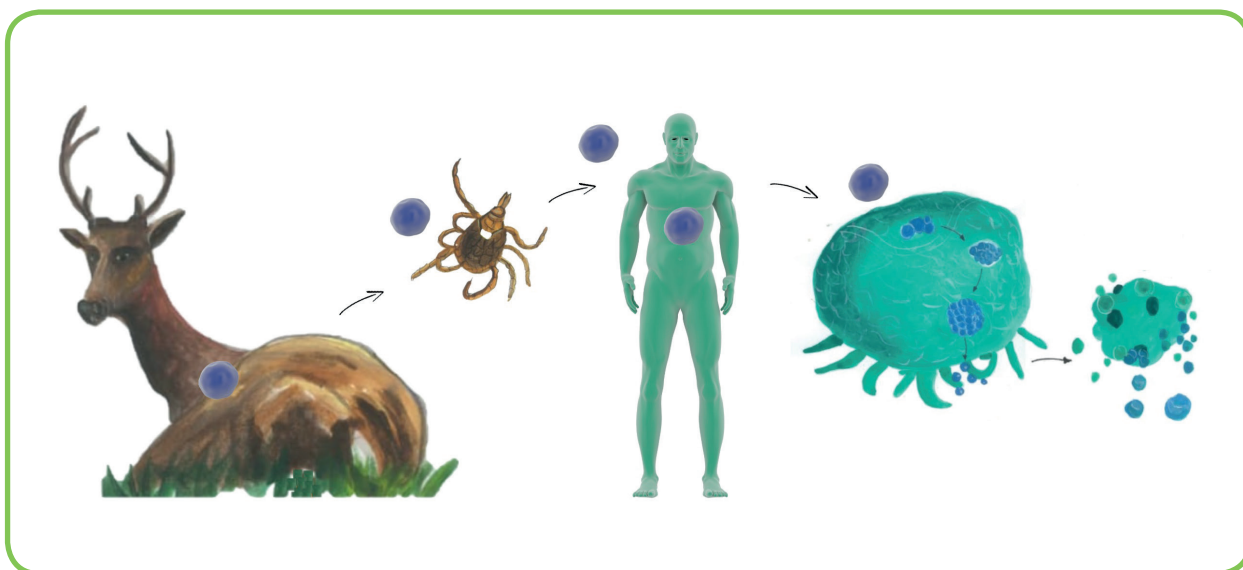


Figura 10. Ciclo de *Ehrlichia Chaffeensis*. La ehrlichiosis monocítica humana (causada por la transmisión de *E. chaffeensis*) es una enfermedad transmitida por la picadura de la garrapata *Amblyoma americanum*. Los ejemplares de la especie venado de cola blanca (*Odocoileus virginianus*) son considerados los principales hospedadores del patógeno en vida libre.

rickettsias del grupo de las fiebres manchadas en garrapatas obtenidas de estos roedores en el departamento del Casanare (Quintana, 2018). Aunque en los últimos años se han comprobado focos en el departamento de Antioquia y Córdoba con una alta tasa de letalidad, no se ha podido demostrar la transmisión directa del microorganismo por parte de estos animales o sus ectoparásitos (Figura 11).

5.7 La medicina de la conservación como herramienta para el estudio de enfermedades Rickettsiales y Clamidiales

La caracterización de los vectores y hospedadores de las enfermedades transmitidas por

microorganismos tipo rickettsiales y clamidiales es una tarea importante en el área de la medicina de la conservación. Es necesario establecer si las especies de garrapatas, pulgas y ejemplares silvestres transmisoras de estos patógenos se encuentran circulando en un área determinada o si, por el contrario, se ha desarrollado un tipo nuevo de relación huésped-patógeno no reportada en la literatura que pueda transmitirlos. Para la formulación de planes de rehabilitación y liberación de especies amenazadas, para el mantenimiento definitivo en condiciones ex situ o para el manejo sostenible de los especímenes con fines de zootecnia, se deben estandarizar las correctas prácticas de manejo médico con el fin de prevenir la transmisión a humanos, aspectos cruciales en la conservación pues el tráfico de fauna silvestre de estas especies puede desencadenar en serios problemas de salud pública.

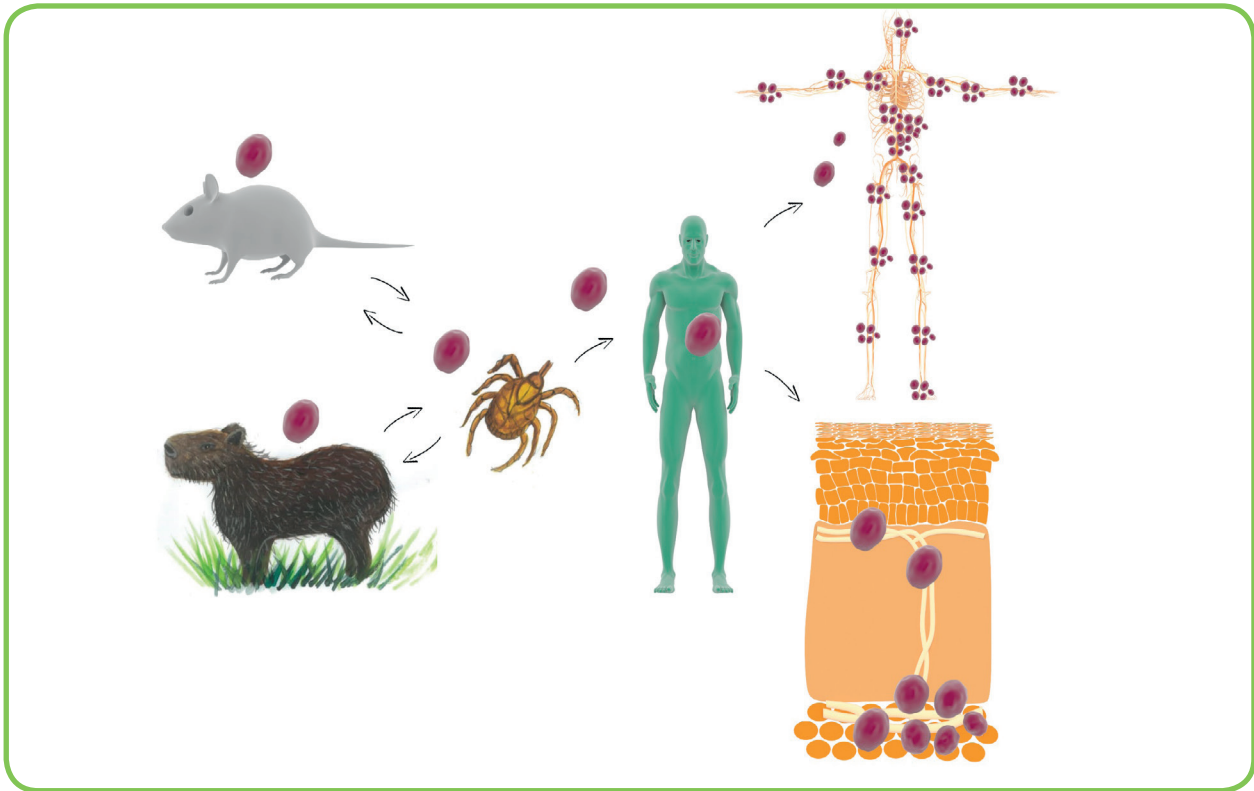


Figura 11. Ciclo de *Rickettsia rickettsii*. La garrapata ingurgitada y adulta puede adquirir la infección y transmitirla por la vía transovárica y transestadial. Los tres estadios de la garrapata pueden ser potenciales vectores de la enfermedad y transmitirla a los reservorios. En humanos la muerte se da por daño endotelial con aumento en la permeabilidad vascular, edema a nivel de los tejidos afectados, baja perfusión sanguínea, isquemia y falla multiorgánica (Quintero-Vélez et al., 2012).

Referencias

- Cabrera, A., Agudelo, Y., Díaz-Nieto, J., Milena, P., y Monsalve, S. (2017). Detección molecular de microorganismos de la familia Anaplasmataceae y sus vectores en ejemplares silvestres de la familia Cricetidae del Parque Nacional de Las Orquídeas, Colombia. *Revista Colombiana de Ciencias Pecuarias*, 30(supl.), 306. Recuperado de: <https://doi.org/10.17533>
- Dickx, V., Beeckman, D. S. A., Dossche, L., Tavernier, P., y Vanrompay, D. (2010). Chlamydophila psittaci in homing and feral pigeons and zoonotic transmission. *Journal of Medical Microbiology*, 59(11), 1348-1353. Recuperado de: <https://doi.org/10.1099/jmm.0.023499-0>

- Dumler, J. S., Barbet, a. F., Bakker, C. P., Dasch, G. a., Palmer, G. H., Ray, S. C., ... Rurangwira, F. R. (2001). Reorganization of gene in families Rickettsiaceae and Anaplasmataceae in the order Rickettsiales: unification of some species of Ehrlichia with Anaplasma, Cowdria with Ehrlichia with neorickettsia, description of six new species combinations and designation. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 51(2001), 2145-2165. Recuperado de: <https://doi.org/10.1099/00207713-51-6-2145>
- Fraeyman, A., Boel, A., Vaerenbergh, K. Van, y Beenhouwer, H. De. (2010). Case Report Atypical pneumonia due to chlamydophila psittaci : 3 case reports and review of literature. *Acta Clínica Bélgica*, 65(3), 192-196.

- González, T., y Mattar, V. (2017). Neglect and not forgetting produces shameful diseases such as yellow fever. *Revista MVZ Córdoba*, 22(2), 5817-5820.
- Herrmann, B., Persson, H., Jensen, J. K., Joensen, H. D., Klint, M., y Olsen, B. (2006). *Chlamydomphila psittaci* in fulmars, the Faroe Islands. *Emerging Infectious Diseases*, 12(2), 330-332. Recuperado de: <https://doi.org/10.3201/eid1202.050404>
- Hidrón, A., Muñoz, F., y Vega, J. (2014). Asociación Colombiana de Infectología Primer caso de ehrlichiosis monocítica humana reportado en Colombia, 18(4), 162-166. <https://doi.org/10.1016/j.infect.2014.04.001>
- Lessenger, J. E. (2006). Diseases from Animals, Poultry, and Fish, 367-382. Recuperado de: http://dx.doi.org/10.1007/0-387-30105-4_27
- Little, S. E. (2010). Ehrlichiosis and Anaplasmosis in Dogs and Cats. *Veterinary Clinics of North America - Small Animal Practice*, 40(6), 1121-1140. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.cvsm.2010.07.004>
- Little, S. E. (2017). Ehrlichiosis. In C. Brisola (Ed.), *Arthropod Borne Diseases* (pp. 205-213). Springer, Cham. Recuperado de: <https://doi.org/10.1007/978-3-319-13884-8>
- Londoño, A. F., Acevedo-Gutiérrez, L. Y., Marín, D., Contreras, V., Díaz, F. J., Valbuena, G., ... Rodas, J. D. (2017). Wild and domestic animals likely involved in rickettsial endemic zones of Northwestern Colombia. *Ticks and Tick-Borne Diseases*, 8(6), 887-894. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.ttbdis.2017.07.007>
- McClure, J. C., Crothers, M. L., Schaefer, J. J., Stanley, P. D., Needham, G. R., Ewing, S. A., y Stich, R. W. (2010). Efficacy of a doxycycline treatment regimen initiated during three different phases of experimental ehrlichiosis. *Antimicrobial Agents and Chemotherapy*, 54(12), 5012-5020. Recuperado de: <https://doi.org/10.1128/AAC.01622-09>
- Miranda, J., Contreras, V., Negrete, Y., Labruna, M. B., y Mattar, S. (2011). Vigilancia de la infección por *Rickettsia* sp. en capibaras (*Hydrochoerus hydrochaeris*) un modelo potencial de alerta epidemiológica en zonas endémicas. *Biomédica*, 31(2), 216-21.
- Miranda, J., y Mattar, S. (2015). Molecular detection of *Anaplasma* sp. and *ehrlichia* sp. in ticks collected in domestic animals, Colombia. *Tropical Biomedicine*, 32(4), 726-735.
- Monsalve, S. (2013). *Chlamydomphila psittaci* en Colombia, perspectivas. *Memorias Conf. Interna Med. Aprovech. Fauna Silv. Exot. Conv*, 9, 1-10.
- Monsalve, S., Mattar, S., y González, M. (2009). Zoonosis transmitidas de animales Silvestres Y Su Impacto En Las Enfermedades Emergentes Y Reemergentes. *Revista MVZ Córdoba*, 14(2), 1762-1773.
- Monsalve, S., Miranda, J., y Mattar, S. (2011). Primera evidencia de circulación de *Chlamydomphila psittaci* en Colombia: posible riesgo de salud pública. *Revista de Salud Pública*, 13(2), 314-326. Recuperado de: <https://doi.org/10.1590/S0124-00642011000200013>
- Morens, D. M., Folkers, G. K., y Fauci, A. S. (2004). The challenge of emerging and re-emerging infectious diseases. *Nature*, 430(July), 242-249.
- Nassar-Montoya, F., y Pereira-Bengoa, V. (2013). *El estudio de la salud de la fauna silvestre: teoría y práctica transdisciplinaria para la conservación con ejemplos para Latinoamérica*. Bogotá D.C.: COMVEZCOL, Consejo Profesional de Medicina Veterinaria y de Zootecnia de Colombia -
- Padilla, L. R., Santiago-Alarcon, D., Merkel, J., Miller, R. E., y Parker, P. G. (2004). Survey for *Haemoproteus* spp., *Trichomonas Gallinae*, *Chlamydomphila Psittaci*, and *Salmonella* spp. in Galapagos Islands Columbiformes. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine*, 35(1), 60-64. Recuperado de: <https://doi.org/10.1638/03-029>
- Perez-Martinez, J. A., y Storz, J. (1985). Antigenic diversity of *Chlamydia psittaci* of mammalian origin determined by microimmunofluorescence. *Infection and Immunity*, 50(3), 905-910.
- Posada-Zapata, J., Cabrera J, A., González-Álvarez, D., Rodas G, J., Monsalve B, S., y Londoño B, A.

- (2017). Identificación de bacterias de la familia *Anaplasmataceae* en un albergue canino del municipio de Caldas, Antioquia. *Revista MVZ Córdoba*, 22(supl.), 6014. Recuperado de: <https://doi.org/10.21897/rmvz.1071>
- Quintana-Diosa, L. (2018). Frecuencia de *Rickettsia* spp. en chigüiros (*Hydrochoerus hydrochaeris*) y sus garrapatas en Paz de Ariporo, Casanare. Maestría en Ciencias Veterinarias, Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad de La Salle. Bogotá, Colombia.
- Quintero-Vélez, J. C., Hidalgo, M., y Rodas-González, J. D. (2012). Rickettsiosis, una enfermedad letal emergente y re-emergente en Colombia. Introducción Las rickettsias son un género de bacterias intracelulares. *Universitas Scientiarum*, 17(1), 82-99. Recuperado de: <https://doi.org/10.11144/javeriana.SC17-1.rade>
- Quintero, J. C., Londoño, A. F., Díaz, F. J., Agudelo-Flórez, P., Arboleda, M., y Rodas, J. D. (2013). Ecoepidemiology of rickettsial infection in rodents, ectoparasites and humans in northeastern Antioquia, Colombia. *Biomédica: Revista Del Instituto Nacional de Salud*, 33 Suppl 1, 38-51. Recuperado de: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/24652248>
- Ramos-Espitia, E., Osorio, F., Quintana-Diosa, L., y Monsalve Buriticá, S. (2017). Detección molecular de *Ehrlichia* sp. y *Anaplasma* sp. en chigüiros (*Hydrochoerus hydrochaeris*) de vida libre en la Orinoquía Colombiana. *Revista Colombiana de Ciencias Pecuarias*, 30(Supl), 305.
- Rikihisa, Y. (2010). *Anaplasma phagocytophilum* and *Ehrlichia chaffeensis*: Subversive manipulators of host cells. *Nature Reviews Microbiology*, 8(5), 328-339. Recuperado de: <https://doi.org/10.1038/nrmicro2318>
- Rodolakis, A., y Yousef Mohamad, K. (2010). Zoonotic potential of *Chlamydia*. *Veterinary Microbiology*, 140(3-4), 382-391. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.vetmic.2009.03.014>
- Souza, C. E., Moraes-Filho, J., Ogrzewalska, M., Uchoa, F. C., Horta, M. C., Souza, S. S. L., ... Labruna, M. B. (2009). Experimental infection of capybaras *Hydrochoerus hydrochaeris* by *Rickettsia rickettsii* and evaluation of the transmission of the infection to ticks *Amblyomma cajennense*. *Veterinary Parasitology*, 161(1-2), 116-121. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.vetpar.2008.12.010>
- Vanrompay, D., Andersen, A. A., Ducatelle, R., y Haesebrouck, F. (1993). Serotyping of European isolates of *Chlamydia psittaci* from poultry and other birds. *Journal of Clinical Microbiology*, 31(1), 134-137.
- Vanrompay, D., Ducatelle, R., y Haesebrouck, F. (1995). *Chlamydia psittaci* infections: a review with emphasis on avian chlamydiosis. *Veterinary Microbiology*, 45(2-3), 93-119. Recuperado de: [https://doi.org/10.1016/0378-1135\(95\)00033-7](https://doi.org/10.1016/0378-1135(95)00033-7)
- Villaescusa, A., García-Sancho, M., Rodríguez-Franco, F., Tesouro, M. Á., y Sainz, Á. (2015). Effects of doxycycline on haematology, blood chemistry and peripheral blood lymphocyte subsets of healthy dogs and dogs naturally infected with *Ehrlichia canis*. *Veterinary Journal (London, England: 1997)*, 204(3), 263-268. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.tvjl.2015.03.031>

Capítulo 6

Metales pesados, plaguicidas y efectos de los disruptores endocrinos en la salud humana y animal

Santiago Monsalve Buriticá

6.1 Situación global

La evaluación mundial sobre metales pesados muestra que los niveles de estos en el medio ambiente han aumentado considerablemente desde el inicio de la era industrial. Actualmente algunos metales pesados como el cadmio, el cobre, el manganeso, el mercurio, el níquel y el plomo se encuentran en todo el planeta en diversas fuentes y en los alimentos humanos (especialmente en los peces) en niveles perjudiciales para los seres humanos y la vida silvestre (Falero, 2005).

La distribución de los metales pesados en tejidos animales refleja los procesos de biomagnificación y sus fuentes potenciales. Igualmente se recalca que los suelos

agrícolas reciben descargas periódicas de diferentes sustancias contaminantes por el uso de agroquímicos, en muchos casos sin control y de manera indiscriminada, obedeciendo a las necesidades que tienen los agricultores de mantener cultivos y zonas agropecuarias libres de plagas y malezas con el fin de alcanzar una alta producción. Adicionalmente, debido a la interacción de los animales con su entorno, la contaminación de los ecosistemas repercute en forma directa sobre estos en tanto la función esencial del sistema endocrino se hace especialmente vulnerable a las sustancias de esta naturaleza (Colborn y Clement, 1992).

Las concentraciones de un número de sustancias químicas que interfieren con el sistema endocrino, que se encuentren por encima de los niveles soportados por una especie, pueden poner en peligro la salud y el potencial de una proporción considerable de la vida silvestre, los seres humanos y su descendencia (Johnson, Hicks y De Rosa, 1999). Se ha reportado a nivel global que la dispersión de estos contaminantes se debe a la combinación de factores, incluyendo liberación accidental o deliberada en el medio ambiente seguida del transporte atmosférico de largo alcance (de manera global) (Falero, 2005).

6.2 Disruptores endocrinos (DE)

El sistema endocrino es un sistema químico complejo que regula funciones vitales como la reproducción, el desarrollo embrionario, el sistema inmunológico y que puede comprender incluso aspectos del comportamiento psicosocial. Las sustancias que regulan estas funciones

se llaman hormonas. Los disruptores endocrinos (DE) son sustancias químicas capaces de alterar el sistema hormonal y ocasionar diferentes daños sobre la salud humana (Johnson et al., 1999). Los efectos más complejos ocurren en diferentes etapas gestacionales de hembras expuestas durante la gravidez y la lactancia. También puede afectar la reproducción, la viabilidad genética y la salud de muchas especies animales debido a la contaminación ambiental. Los efectos de los DE se producen de forma crónica a dosis muy bajas, en general muy por debajo de los límites de exposición legalmente establecidos (Johnson et al., 1999).

6.3 Efectos de los disruptores endocrinos

En general los efectos de los disruptores endocrinos son fácilmente pasados por alto debido a que la exposición crónica que conlleva problemas de salud usualmente se da antes que el individuo nazca. Para los seres humanos este podría ser en cualquier momento de la gestación. Los efectos debido a la exposición prenatal pueden conducir a cambios en el desarrollo del individuo que, en muchos casos, no son visibles desde el nacimiento pero que se podrían llegar a expresar años más tarde a medida que el individuo crezca (Colborn y Clement, 1992).

Las investigaciones de la última década sobre metales pesados muestran que los efectos tóxicos pueden generarse a partir de concentraciones bajas. El sistema nervioso en desarrollo del feto y del recién nacido en contacto con disruptores endocrinos es extremadamente sensible a juzgar por las pruebas aportadas por estudios en seres humanos y en animales. Tales efectos pueden

aparecer aun a niveles de exposición en los que la madre conserva la salud o sufre sólo síntomas menores (Pirrone, Cinnirella, Feng, Finkelman, Friedli, Leaner y Telmer, 2010).

Entre la fauna, los individuos expuestos pueden no alcanzar la madurez sexual (Pirrone et al., 2010), nacer con defectos mutagénicos, no desarrollarse de una manera adecuada intrauterinamente o morir prematuramente (Colborn y Clement, 1992; Cook, Zabel y Peterson, 1997). En el caso de los mamíferos, la madre comparte diferentes sustancias químicas en la sangre con su embrión y el feto no nacido, así, durante la gestación pequeñas concentraciones de hormonas producidas naturalmente controlan la función de algunas células para especializarse y convertirse en las diferentes estructuras del sistema reproductivo. Después del nacimiento, la madre traspassa concentraciones mucho más altas de los disruptores endocrinos al recién nacido a través de la leche (Sonawane, 1995).

En la actualidad existe una amplia evidencia de que la exposición a diversos químicos sintéticos durante el desarrollo puede limitar el potencial de un individuo y tiene un efecto en el nivel de crecimiento de una población (Jacobson, Fein, Jacobson, Schwartz y Dowler, 1985; Stewart, Darvill, Lonky, Reihman, Pagano y Bush, 1999). Cada ser humano o animal silvestre nacido hoy ya podría tener algunos disruptores endocrinos en su cuerpo que pueden competir con los receptores de membrana de estrógenos. Estos productos químicos (plásticos y componentes de pesticidas, incluyendo herbicidas, fungicidas e insecticidas) en un alto volumen están distribuidos globalmente por diversas actividades humanas (comercio, minería, etc.) y pueden dispersarse en el medio ambiente a través del aire y agua (Falero, 2005).

6.4 Mecanismos de disrupción endocrina

Algunas sustancias mimetizan la acción de las hormonas confundiendo a sus receptores celulares. El DDT (Dicloro difenil tricloroetano), PCB (bifenilos policlorados), PBB (Bifenilos polibromados) y algunos estrógenos vegetales afectan los receptores estrogénicos alterando las conductas sexuales y reproductivas.

Otras sustancias actúan como antagonistas de hormonas endógenas. El Vinclozolin o el DDE (dicloro difenil dicloroetileno) un metabolito del DDT (dicloro difenil tricloroetano) trabajan como antiandrógenos.

Moléculas que modifican la síntesis y el metabolismo de hormonas naturales por lo que modulan o interfieren los niveles fisiológicos, elevando o disminuyendo sus concentraciones. Es el caso de los fitoestrógenos (flavonas, isoflavonas, cumestanos, lignanos) y micoestrógenos (zeranol) que favorecen la aparición de glándulas mamarias en machos.

Moléculas que modifican los niveles de los receptores hormonales (figura 12) (Frye, Bo, Calamandrei, Calzà, Dessi-Fulgheri, Fernández y Panzica, 2012).

6.5 Pesticidas

Más del 60% de todos los herbicidas producidos son conocidos disruptores endocrinos (Colborn y Clement, 1992). Los pesticidas han sido ampliamente estudiados por ser causantes de efectos carcinogénicos, neurotóxicos y por causar letalidad en altas concentraciones. Se

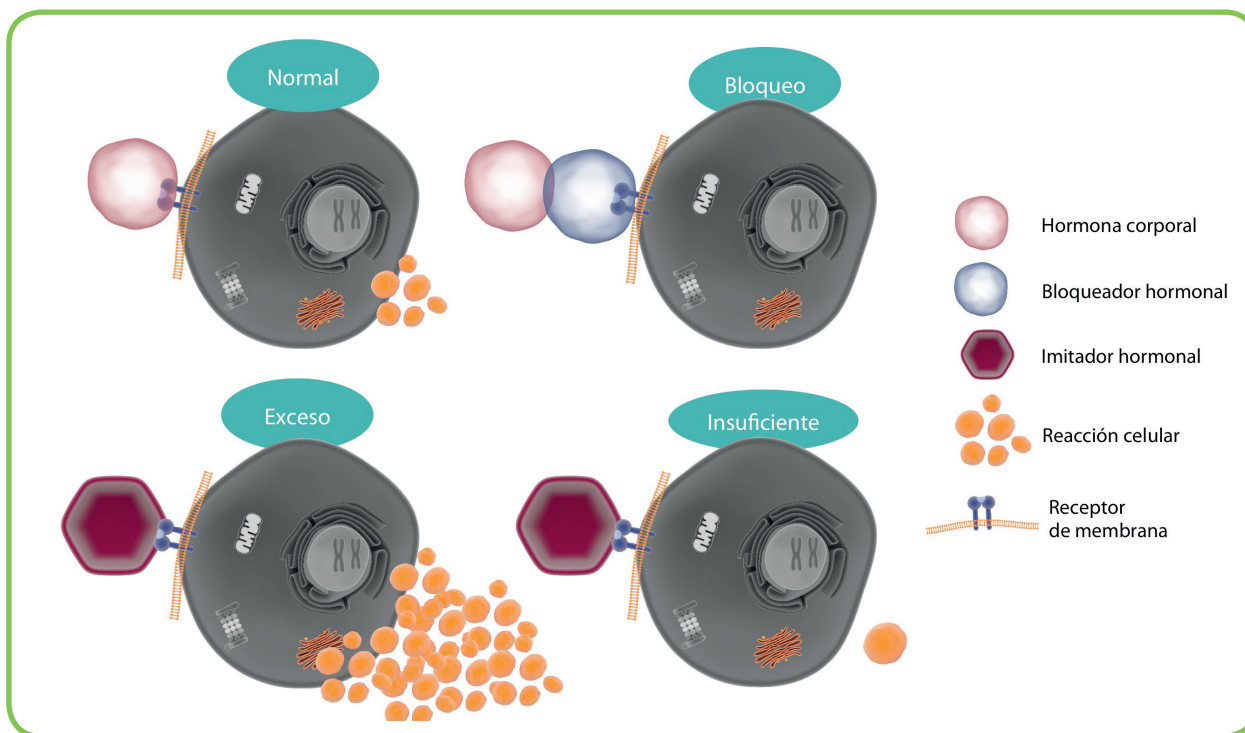


Figura 12. Acción de los disruptores endocrinos sobre la célula diana (adaptado de: Frye et al., 2012).

ha determinado que los pesticidas tanto en la piel como en los ojos pueden tener efectos irritantes tópicos. Para agravar el problema de la exposición, el entorno mundial ha sido contaminado durante décadas con los residuos de muchas sustancias químicas persistentes entre los que se encuentran lipofílicos, organoclorados (OC) tales como los bifenilos policlorados (PCB), diclorodifeniltricloroetano (DDT), dieldrina, toxafeno y clordano, cuyos efectos permanecen durante cientos de años (Fernícola, 1985).

6.6 Efectos en los ecosistemas

La contaminación por metales pesados es hoy en día una de las perturbaciones más peligrosas para los ecosistemas acuáticos en el mundo,

dado que son elementos poco o nada biodegradables tienden a acumularse en los tejidos de animales y vegetales acuáticos, y permanecen en ellos por largos períodos. Esto desencadena procesos de biomagnificación y acciones toxicodinámicas al nivel de material biológico que pueden llegar a generar alteraciones metabólicas, mutaciones y alteraciones anatómicas en las especies animales, incluido el hombre. De acuerdo con sus características y con las del entorno, los contaminantes químicos pueden residir por períodos cortos o largos en los ambientes dulceacuícolas y marinos, lo cual incidirá en su distribución e interacción con el medio (Senior Galindo, 2016).

El contaminante, una vez descargado al medio acuático antropogénicamente o de forma natural, circula física y biológicamente por medio

de procesos de dilución y dispersión que favorecen la disipación de sus efectos negativos, así como por un proceso de transporte que causa su traslado a diversas fuentes acuáticas, bien sea por efecto de las corrientes o a través de la incorporación en organismos migratorios; una

fracción probablemente muy pequeña se pierde a la atmósfera (Marrugo –Negrete–, 2011).

En el medio acuático, los contaminantes empiezan a sufrir procesos que alteran de alguna u otra manera su capacidad tóxica (Figura 13), a saber:

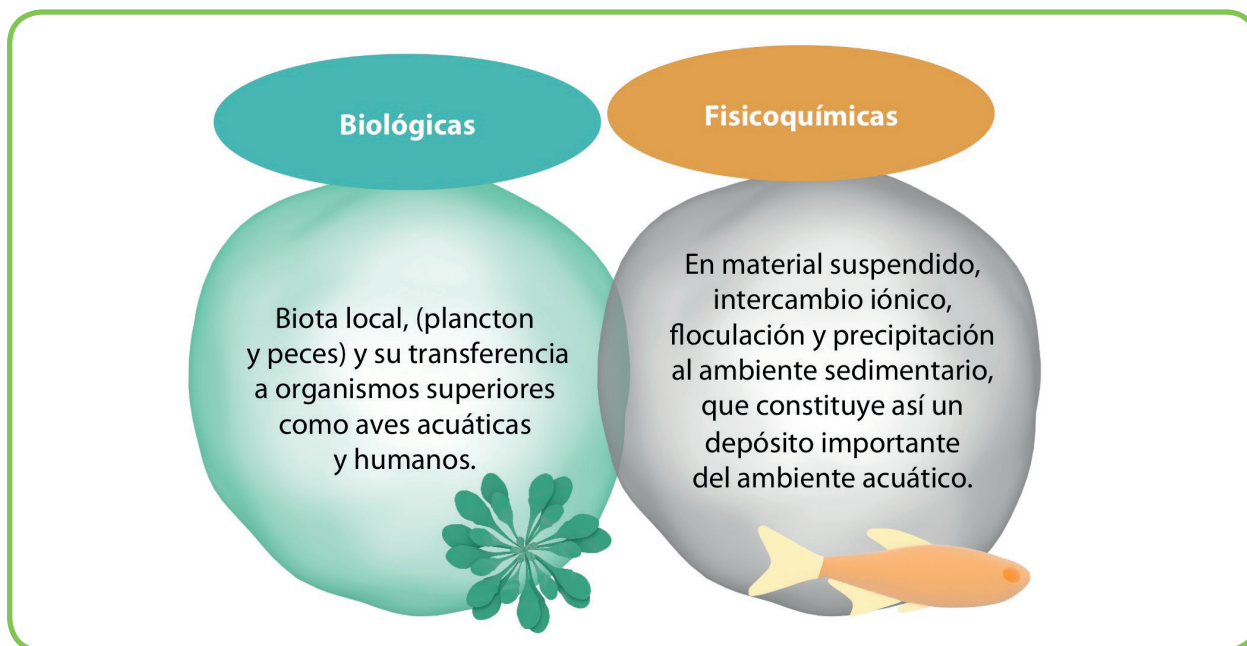


Figura 13. La medición del contenido de metales pesados en tejidos de animales es importante debido a que son considerados indicadores de contaminación y permiten visualizar cómo está distribuido espacialmente el contaminante (Marrugo –Negrete–, 2011).

6.7 Metales pesados en ecosistemas acuáticos

La problemática de la contaminación química en los ecosistemas acuáticos por metales pesados o trazas es muy compleja. Las altas concentraciones de estos en el medio acuático y sus componentes (agua, sedimentos, flora y fauna, entre otros) son provocadas principalmente por actividades industriales directas o indirectas, por lo cual los productos residuales de estas actividades aumentan la concentración (Senior

–Galindo–, 2016). La evaluación mundial sobre los metales pesados, los cuales son de interés sanitario y ambiental, muestra que los niveles de estos en el medio ambiente han aumentado considerablemente desde el inicio de la era industrial. Actualmente se encuentran en todo el planeta en diversas fuentes y matrices, y en los alimentos en niveles perjudiciales para los seres humanos y la vida silvestre (Marrugo –Negrete–, 2011; Senior –Galindo–, 2016). Se ha detectado que grandes masas de aire arrastradas a través del Pacífico han trasladado una gran variedad de

contaminantes de Asia Central a la costa oeste de los Estados Unidos, dichos contaminantes se encuentran virtualmente no diluidos e incluyen ozono, metales pesados y compuestos organoclorados (Falero, 2005). De forma indirecta, las emanaciones antropogénicas de metales pesados contribuyen con el aumento en los niveles tóxicos en el entorno; por ejemplo, en el medio ambiente acuático el mercurio existe en formas inorgánicas y orgánicas, y es el metilmercurio el más tóxico de los compuestos organomercuriales. La emisión antropogénica de este tóxico puede ser rara pero puede ser formada por sedimentos por metilación bacteriana de mercurio inorgánico. Mucho de este compuesto tiene gran afinidad por los lípidos de organismos y como resultado se produce la acumulación del mercurio principalmente como metilmercurio en organismos acuáticos, concurrente con el fenómeno de bioamplificación a través de la cadena trófica, debido a que este es soluble en lípidos (Marrugo, Lans y Benítez, 2007; Marrugo-Negrete, Verbel, Ceballos y Benítez, 2008).

6.8 Efectos en la fauna silvestre

Las consecuencias de la amplia exposición y de la persistencia de disruptores endocrinos se determinó a finales de 1960 y 1970, cuando ejemplares de gaviotas pertenecientes a la zona geográfica de los Grandes Lagos y la costa del Pacífico comenzaron a experimentar cambios de conducta y dificultades para la reproducción (Hunt y Hunt, 1977). Las aves estaban bioacumulando y biomagnificando niveles elevados de anticonceptivos orales que se encontraban en alimentos de sus respectivos sistemas acuá-

ticos. Estudios de laboratorio en la década de 1990 demostraron que sólo 5 picogramos de dioxina en huevos de trucha pueden hacer que embriones de esta especie se desarrollen anormalmente, lo que puede conllevar a la muerte de alevinos (Cook et al., 1997). En Florida (Estados Unidos) fueron estudiadas poblaciones naturales de cocodrilos al lado del lago Apopka, y se encontró que dicha especie no estaba reproduciéndose adecuadamente (Crain y Guillette, 1998), también se hallaron caimanes machos con hemipenes reducidos y tortugas en eclosión solo de hembras y algunos especímenes de sexo indeterminado, sin la presencia de ningún ejemplar macho (Taylor y Harrison, 1999). Estas anomalías podrían ser el resultado de mecanismos toxicológicos, lo que fue descubierto mientras se estaba tratando de averiguar por qué el fungicida vinclozolina causaba desarrollo inusual del pene y pérdida de la fertilidad en las ratas macho (Gray, Ostby y Kelce, 1994). En roedores se ha demostrado que la exposición intrauterina al DDE (producto de la descomposición del DDT) causa el desarrollo anormal del tracto urogenital en crías macho de rata, hipospadias, distancia acortada en el espacio ano-genital y testículos no descendidos (Kelce, Stone, Laws, Gray, Kemppainen y Wilson, 1995). El DDE se encontró en poblaciones naturales de caimanes 54 años después que el DDT saliera por primera vez al mercado. La mayoría de los efectos no son inmediatamente letales, sin embargo, muchos podrían acortar el período de vida de un animal (Kelce et al., 1995). En Colombia son pocos los estudios de detección de metales pesados en fauna silvestre y se desconocen los efectos de muchos contaminantes ambientales presentes en los ecosistemas en este tipo de organismos, y más en mamíferos

que se encuentran en el tope de la cadena trófica. Se considera que estos pueden asimilar contaminantes a lo largo del tiempo y de una determinada zona, pero que a diferencia de otros grupos animales resultan especialmente útiles como bioindicadores de contaminación por metales pesados.

6.9 Estudios en Colombia

6.9.1 Detección de mercurio en felinos

En el departamento de Córdoba fueron determinados niveles de mercurio en piezas dentales de jaguares (*Panthera onca*) provenientes de la zona amortiguadora del Parque Nacional Natural Nudo del Paramillo. Los niveles de este metal fueron analizados mediante la técnica de detección de mercurio por espectroscopia de absorción atómica de vapor frío, buscando determinar las concentraciones presentes en muestras de dientes obtenidas a partir de cráneos de animales cazados. Los valores encontrados en las muestras analizadas fueron $0,0887 \pm 0,0383$ y $0,011 \pm \mu\text{gHgT/g}$. Las concentraciones reportadas se encuentran por debajo de los límites permisibles ($0,5 \mu\text{gHgT/g}$) y se concluyó que no presentaban una amenaza importante o toxicidad para la especie (Racero-Casarrubia, Marrugo- Negrete y Pinedo-Hernández, 2012).

6.9.2 Detección de mercurio en tortuga hicoitea (*Trachemys callirostris*)

En el primero de los estudios realizados hasta la fecha con esta especie, desarrollado en los municipios de Magangué, Bolívar y Loricá, se

tomaron muestras de caparazón y musculatura pectoral de la especie para detectar niveles de mercurio total; los resultados demostraron que los niveles hallados encontrados excedían el límite máximo de consumo de mercurio (en correlación con los niveles para el consumo y los establecidos para el recurso íctico $0,5 \mu\text{g Hg/g}$) (Zapata, Bock y Palacio, 2014). El segundo estudio se realizó en diferentes localidades del departamento de Córdoba, en donde se tomaron 91 muestras de sangre, se cuantificaron las concentraciones de mercurio en $\mu\text{g/L}$ por medio de espectrometría de absorción atómica, se estimó una concentración en músculo 5 veces superior y con ésta se calculó el límite de consumo diario y mensual; los niveles de mercurio fueron: Montería $26,1 \pm 10,3$, Cotocá $11,6 \pm 3,0$, Pueblo Nuevo $14,7 \pm 6,8$, Buenavista $18,7 \pm 4,0$, Purísima $23,6 \pm 29,8$, Ayapel $8,9 \pm 4,5$, Loricá $8,9 \pm 10,2$, Ciénaga de Oro $2,4 \pm 7,6$, Montelíbano $3,0 \pm 8,6$ y como control ejemplares provenientes de un centro de conservación *ex situ* del municipio de Medellín $0 \pm 0,0$. Durante el estudio se determinó en un ejemplar del municipio de Purísima una concentración de $103,76 \mu\text{g/kg}$, el consumo del recurso con este nivel de mercurio podría representar un riesgo para la salud pública y limitaría la ingesta en una porción de 227 gramos/mes. Los resultados de estos estudios evidencian un posible riesgo por consumo de carne de hicoitea en algunas regiones del departamento de Córdoba (López-Díez y Restrepo-Alzate, 2016).

6.9.3 Detección de mercurio en delfines (*Sotalia guianensis* y *Tursiops truncatus*)

El objetivo de este estudio fue detectar los niveles de mercurio total en delfines *Sotalia*

guianensis y *Tursiops truncatus* procedentes de un acuario de Santa Marta utilizando espectroscopia de absorción atómica. Todas las muestras examinadas presentaron altos niveles de Hg total en sangre con niveles mínimos de 44,8 µg/g y máximos de 679,98 µg/g. Los resultados demuestran que los delfines no sólo son excelentes bioindicadores de la contaminación ambiental con Hg, sino que arroja importantes datos para la salud pública dado que estos animales consumen las mismas especies de peces que se comercializan en la ciudad de Santa Marta y el balneario turístico Rodadero, por lo cual los residentes y turistas que llegan a esta ciudad están expuestos a la ingesta de este metal pesado y sus efectos (Hernández-Fernández y Martínez-Carvajal, 2016). Un reporte independiente de dos ejemplares de delfines juveniles que fueron decomisados en el año 2018 en el departamento de Santa Marta reflejó un nivel en uno de los dos ejemplares de 3,551 mg/kg, este dato excede el nivel máximo tolerable de Hg de consumo de cualquier producto (1.9 mg/kg) lo que sugiere un alto riesgo en el consumo de este organismo tope de la cadena trófica (datos no publicados).

6.9.4. Estudios de biomarcadores de daño genético en sangre de *Lepidochelys olivacea* (Cheloniidae)

En este trabajo se determinó la presencia de eritrocitos micronucleados y con protuberancias nucleares en una población anidante de *Lepidochelys olivacea* de la costa norte del Pacífico colombiano (Bahía Solano - Chocó). Los resultados indicaron que esta especie presenta eritrocitos circulantes con los daños nucleares mencionados y reporta por primera vez la presencia de estrés genotóxico para la especie en el país. A pesar que los resultados de esta

investigación no permitieron concluir que este quelonio sea adecuado para monitorear los efectos genotóxicos de la contaminación química en áreas marinas, el hallazgo de daño genético en sus eritrocitos podría estar indicando que esta especie responde positivamente a la presencia de tóxicos en el ambiente (Quiroz, 2017).

6.10 Perspectivas

La magnitud de la contaminación actual y su impacto en los ecosistemas del país apenas se ha comenzado a evaluar en algunos pocos casos. Los factores causantes de mayor deterioro en los ecosistemas dulceacuícolas, marinos y costeros en el país son tanto naturales como antropogénicos, entre los que se encuentran la sedimentación, las anomalías climáticas, la acumulación de contaminantes y basuras, la interrupción de los flujos bioenergéticos, la sobreexplotación de los recursos marinos, la utilización de artes de pesca altamente destructivas y las actividades turísticas. Así mismo, el detrimento de los ecosistemas es mayor en las áreas localizadas alrededor de las desembocaduras de los grandes ríos y de los centros urbanos, donde convergen la presión poblacional, el turismo y la industria. Los metales pesados pueden ser tóxicos para la flora y la fauna terrestre y acuática, y son acumulables por los organismos que los absorben, los cuales, a su vez, son fuente de alimentación como es el caso de la tortuga hicoitea del caribe colombiano en temporada de Cuaresma y Semana Santa. La descomposición de la vegetación terrestre inundada y el carbono del suelo estimulan la metilación de formas inorgánicas como el mercurio que están en forma natural en el suelo o que es dispuesto en amplias zonas hídricas a causa de la explotación aurífera, a formas más tóxicas como el metilmercurio que

se acumula y se biomagnifica en los tejidos de organismos acuáticos y el resto de la cadena alimenticia (Paterson, Rudd y St. Louis, 1998). Al igual que en diferentes regiones del neotrópico, en el país la información disponible acerca de la problemática por contaminación de metales pesados y el grado de afectación en la fauna silvestre es escasa.

Referencias

- Colborn, T., y Clement, C. (1992). Chemically-induced alterations in sexual and functional development: the wildlife/human connection. (p. 403). Princeton Scientific Pub. Co.
- Cook, P., Zabel, E., y Peterson, R. (1997). The TCDD toxicity equivalence approach for characterizing risks for early life stage mortality in trout. En: R. Rolland, M. Gilbertson, y R. Peterson (Eds.), *Chemically induced alterations in functional development and reproduction of fishes* (pp. 9-27). Setac Press, Pensacola, FL.
- Crain, D. A., y Guillette, L. J. (1998). Reptiles as models of contaminant-induced endocrine disruption. *Animal Reproduction Science*, 53(1-4), 77-86. Recuperado de: [https://doi.org/10.1016/S0378-4320\(98\)00128-6](https://doi.org/10.1016/S0378-4320(98)00128-6)
- Falero Morejón, A., Pérez, C., Luna, B., y Fonseca, M. (2005). Impacto de los disruptores endocrinos en la salud y el medio ambiente. *Revista CENIC. Ciencias Biológicas*, 36.
- Fernícola, N. A. G. (1985). Toxicología De Los Insecticidas Organoclorados. *Bol Of Sanit Panam*, 98(1), 10-19.
- Frye, C., Bo, E., Calamandrei, G., Calzà, L., Dessì-Fulgheri, F., Fernández, M., Panzica, G. (2012). Endocrine disruptors: a review of some sources, effects, and mechanisms of actions on behaviour and neuroendocrine systems. *J Neuroendocrinol.*, 24(1), 144-159. Recuperado de: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2826.2011.02229.x>. ENDOCRINE
- Gray, L., Ostby, J., y Kelce, W. (1994). Developmental effects of an environmental antiandrogen: the fungicide vinclozolin alters sex differentiation of the male rats. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 129, 46-52.
- Hernández-Fernandez, L., y Martínez-Carvajal, D. (2016). *Niveles de mercurio total en sangre de delfines (sotalia guianensis y tursiops truncatus) procedentes del acuario y museo del mar del rodadero en santa marta, colombia*. Universidad de Córdoba.
- Hunt, G. L., y Hunt, M. W. (1977). Female-female pairing in Western Gulls (*Larus occidentalis*) in Southern California. *Science*, 196(4297), 1466-1467. Recuperado de: <https://doi.org/10.1126/science.196.4297.1466>
- Jacobson, S. W., Fein, G. G., Jacobson, J. L., Schwartz, P. M., y Dowler, J. K. (1985). The effect of intrauterine PCB exposure on visual recognition memory. *Child Development*, 56(4), 853-860. Recuperado de: <https://doi.org/10.1111/j.1467-8624.1985.tb00158.x>
- Johnson, B. L., Hicks, H. E., y De Rosa, C. T. (1999). Key environmental human health issues in the Great Lakes and St. Lawrence River basins. *Environmental Research*, 80(2 II), 2-12. Recuperado de: <https://doi.org/10.1006/enrs.1998.3938>
- Kelce, W. R., Stone, C. R., Laws, S. C., Gray, L. E., Kemppainen, J. A., y Wilson, E. M. (1995). Persistent DDT metabolite p,p'-DDE is a potent androgen receptor antagonist. *Nature*, 375(6532), 581-585. Recuperado de: <https://doi.org/10.1038/375581a0>
- Lin, C. J., y Pehkonen, S. O. (1999). The chemistry of atmospheric mercury: A review. *Atmospheric Environment*, 33(13), 2067-2079. Recuperado de: [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(98\)00387-2](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(98)00387-2)
- López-Díez, LC., y Restrepo-Alzate, L. (2016). Mercurio total en sangre de tortuga hicoitea del Caribe (*Trachemys callirostris*) en el departamento de Córdoba y sus posibles implicaciones en la salud pública. Trabajo de grado. Programa medicina veterinaria. Corporación Universitaria Lasallista.

- Marrugo-Negrete, J., Verbel, J. O., Ceballos, E. L., y Benítez, L. N. (2008). Total mercury and methylmercury concentrations in fish from the Mojana region of Colombia. *Environmental Geochemistry and Health*, 30(1), 21-30. Recuperado de: <https://doi.org/10.1007/s10653-007-9104-2>
- Marrugo, J., Lans, E., Benítez, L., (2007). Hallazgo de Mercurio en peces de la ciénaga de Ayapel, Córdoba, Colombia. *MVZ Córdoba*, 12(1), 878-886.
- Marrugo-Negrete, J. L. (2011). Evaluación de la Contaminación por metales pesados en la Ciénaga de la Soledad y Bahía de Cispatá, Cuenca del Bajo Sinú, Departamento de Córdoba. *Grupo de Investigación En Aguas, Química Aplicada y Ambiental - GAQAA*, 153. Recuperado de: <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Paterson, M. J., Rudd, J. W. M., y St. Louis, V. (1998). Increases in total and methylmercury in zooplankton following flooding of a peatland reservoir. *Environmental Science and Technology*, 32(24), 3868-3874. Recuperado de: <https://doi.org/10.1021/es980343l>
- Pirrone, N., Cinnirella, S., Feng, X., Finkelman, R. B., Friedli, H. R., Leaner, J., Telmer, K. (2010). Global mercury emissions to the atmosphere from anthropogenic and natural sources. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 10(13), 5951-5964. Recuperado de: <https://doi.org/10.5194/acp-10-5951-2010>
- Quiroz-Herrera, V. H., y Palacio-Baena, J. (2017). Niveles sanguíneos de biomarcadores de daño genético en eritrocitos de *Lepidochelys olivacea* (Cheloniidae) en Colombia. *Acta Biológica Colombiana*, 22(3), 322-330
- Racero-Casarrubia, J. A., Marrugo-Negrete, J. L., y Pinedo-Hernández, J. J. (2012). Hallazgo de mercurio en piezas dentales de jaguares (*Panthera onca*) provenientes de la zona amortiguadora del parque nacional natural Paramillo, Córdoba, Colombia. *Revista Latinoamericana de Conservación | Latin American Journal of Conservation*, 3(1), 87-92.
- Senior-Galindo, W. J. (2016). Contenido de metales pesados en organismos acuícolas expendidos en los mercados de la ciudad de Machala, Provincia de El Oro, (January 2015). Recuperado de: <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.3048.2325>
- Sonawane, B. R. (1995). Chemical contaminants in human milk: An overview. *Environmental Health Perspectives*, 103(supl. 6), 197-205. Recuperado de: <https://doi.org/10.1289/ehp.95103s6197>
- Stewart, P., Darvill, T., Lonky, E., Reihman, J., Pagano, J., y Bush, B. (1999). Assessment of prenatal exposure to PCBs from maternal consumption of Great Lakes fish: An analysis of PCB pattern and concentration. *Environmental Research*, 80(2 II), 87-96. Recuperado de: <https://doi.org/10.1006/enrs.1998.3905>
- Taylor, M. R., y Harrison, P. T. C. (1999). Ecological effects of endocrine disruption: Current evidence and research priorities. *Chemosphere*, 39(8), 1237-1248. Recuperado de: [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(99\)00191-5](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(99)00191-5)
- Zapata, L. M., Bock, B. C., y Palacio, J. A. (2014). Mercury concentrations in tissues of colombian slider turtles, *Trachemys callirostris*, from northern Colombia. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 92(5), 562-566. Recuperado de: <https://doi.org/10.1007/s00128-014-1198-5>

Capítulo 7

Efecto de los metales pesados sobre la diversidad: el caso del mercurio en quelonios

Santiago Monsalve Buriticá y Joan Gastón Zamora Abrego

7.1 Introducción

Los fenómenos de emanación de tóxicos ambientales, de bioacumulación y biomagnificación de metales pesados tienen efectos en la variabilidad de las especies pues los contaminantes pueden afectar la constitución genética produciendo mutaciones génicas o variaciones cromosómicas. En ese orden de ideas, estudiar las mutaciones producto de la exposición a metales pesados es de suma importancia ya que se presentan en todos los seres vivos. Las interacciones ocurridas entre las actividades humanas y los ecosistemas terrestres e hídricos han generado diferentes procesos de perturbación, fragmentación y degradación de hábitats que potencialmente han afectado la biodiversidad del planeta.

Los quelonios dulceacuícolas continentales son considerados depredadores tope haciendo que puedan intercambiar energía a lo largo de los niveles tróficos, esto podría llevar a acumular concentraciones altas de tóxicos a través del consumo de sus presas.

En la actualidad existe un creciente interés en los estudios ecotoxicológicos con reptiles debido a que sus características fisiológicas y ecológicas los hace buenos candidatos como especies bio-monitoras del estado de contaminación del ambiente (Novillo, Noppadon, Márquez y Callard, 2005; Quiroz- Herrera y Palacio-Baena, 2017). Los quelonios, al ser indicadores de bioacumulación, podrían ser importantes para conocer el estado de los metales pesados contaminantes y sus efectos a largo plazo en la variabilidad genética de las poblaciones. Unos de los principales sistemas con mayor contaminación en nuestro país son los sistemas lóticos y lénticos hídricos debido a que los metales pesados han sido emanados de manera constante en ellos, volviéndose contaminantes estables y persistentes en los ambientes acuáticos. Esta revisión intenta acercarse al conocimiento de los efectos que tienen los metales pesados encontrados en sistemas dulceacuícolas en Colombia, así como profundizar en sus secuelas sobre la variabilidad genética, fenotípica y genotípica, de los quelonios continentales (Zapata, Bock y Palacio. 2014).

Los metales pesados están siempre presentes en nuestro ambiente debido tanto a fuentes naturales como antropogénicas. Esta ubicuidad permite que se encuentren prácticamente en todos los organismos vivos, donde ejercen un rango de funciones importantes y complejas; sin embargo, hay una serie de elementos y formas químicas que pueden suponer un serio problema para la salud de la población y del ambiente (Carmona, 2009). En las últimas décadas, la concentración de metales pesados en el ambiente ha tenido un aumento exponencial como consecuencia de las actividades de origen

antrópico por lo que representan en la actualidad una clase importante de contaminante. Los metales pesados y plaguicidas han sido descritos como tóxicos que pueden producir alteraciones en la división celular, el contenido y organización cromosómica de diversos organismos (principalmente referidos a supresión mitótica), poliploidización y degeneración celular; sumado a esto, a nivel de cromosomas individuales se han descrito aneuploidías y fusión de cromátidas hermanas (Barsiene et al., 2006); finalmente, se ha demostrado un efecto selectivo en contra de determinados genotipos por exposición a altas concentraciones de estos metales y se ha propuesto que la interacción de estos con la estructura de las proteínas podría cambiar las propiedades enzimáticas de diferentes genotipos en un locus polimórfico.

La genotoxicidad y la citotoxicidad son importantes indicadores del impacto de los contaminantes en ecosistemas acuáticos ya que pueden estar asociados con efectos en el pool de genes, la salud, la fecundidad y el ciclo biológico de los organismos. Puesto que el análisis de la genotoxicidad es un indicador claro del estado de salud de las poblaciones frente a la exposición a xenobióticos, es importante su análisis en especies de fauna silvestre para el mantenimiento de la biodiversidad (López-Díez y Restrepo-Alzate, 2016). Colombia es un país que no se encuentra exento de problemas de tipo antrópico; la minería ilegal, la expansión agrícola y ganadera, la escasa implementación de procesos ambientalmente amigables en la industria, entre otros conllevan a la contaminación de ecosistemas acuáticos y su biota, generando su posible genotoxicidad en humanos (Calao y Marrugo, 2015). Estudiar los quelonios supone una forma

de comprender estos procesos ya que son considerados bioindicadores de la calidad ecosistémica debido a su tendencia a bioacumular contaminantes ambientales por factores como la longevidad, por ser organismos tope en la cadena trófica y, en algunas especies, por el poco desplazamiento que tienen en diferentes estadios fisiológicos dentro de sus hábitats naturales (Zapata, Bock y Palacio, 2014).

7.2 Clasificación de los metales pesados

Desde los puntos de vista biológico y toxicológico los metales pesados pueden ser clasificados en cuatro grupos:

- a. Metales con toxicidad aparente y con amplia distribución en el ambiente (arsénico, cadmio, plomo, mercurio y uranio).
- b. Metales traza esenciales (cromo, cobalto, manganeso, selenio y zinc).
- c. Metales de importancia biológica (níquel y vanadio).
- d. Metales con interés farmacológico (aluminio, galio, litio y platino) (Carmona, 2009).

7.3 Toxicidad de los metales pesados

Los metales pesados muestran toxicidad cuando no son metabolizados por el organismo y por tanto se acumulan en los tejidos (Carmona, 2009). Las propiedades toxicológicas de los metales pesados dependen en gran medida del elemento metálico involucrado en la toxicidad según el tipo de compuesto formado, si es orgánico o inorgánico, si es hidrofílico o lipofílico. Estos factores determinan la toxicocinética y así sus dianas biológicas (Hartwig, 1998; Carmona, 2009), ya que los metales pesados poseen alta reactividad biológica dada su capacidad para unirse con diversos tipos de moléculas orgánicas. Los procesos de bioacumulación se deben a la imposibilidad por parte del organismo afectado de mantener los niveles necesarios de excreción del contaminante por lo que comienza a almacenarlo en su interior, este proceso se agrava a lo largo de las cadenas tróficas pues los niveles de incorporación experimentan un fuerte incremento a lo largo de sus sucesivos eslabones, así, los animales que hacen parte del tope de esta cadena concentran mayores niveles de contaminantes. La ruta de exposición a metales pesados es múltiple ya que pueden entrar al cuerpo de ejemplares silvestres y humanos a través de alimentos, agua, aire o por absorción cutánea (Carmona, 2009).

Todos los metales pesados pueden causar toxicidad, sin embargo, algunos compuestos pueden desencadenar problemas de diversa índole en el ambiente y sus organismos aun en concentraciones bajas. En la actualidad existen varias incógni-

tas sobre los mecanismos de acción y la línea base del conocimiento referente a este tema en nuestro país.

7.4 Contaminación del recurso hídrico

7.4.1 Posibles efectos de los metales pesados en los quelonios

De forma indirecta, las liberaciones antropogénicas contribuyen con el aumento en los niveles de metales y la generación de otras especies químicas, por ejemplo en el medio acuático el mercurio existe en formas inorgánicas y orgánicas, y es el metilmercurio el más tóxico de los compuestos organomercuriales (Ramírez, 2008).

Los quelonios dulceacuícolas continentales son considerados depredadores tope y juegan un papel importante en los ecosistemas en tanto intercambian energía a lo largo de los diferentes niveles tróficos. Estos animales han sido excluidos de los estudios de contaminación ambiental y las evaluaciones de riesgo ecológico, a pesar de ser elementos importantes del ecosistema y de ser más susceptibles a la acumulación de sustancias nocivas gracias a sus características fisiológicas, su larga esperanza de vida y su posición en la cadena trófica (Zapata et al., 2014). Los quelonios almacenan niveles de tóxicos en su sistema a través del consumo de sus presas, por lo tanto deberían ser consideradas especies representativas como indicador para la determinación de grados de contaminantes en el medio así como fuentes de análisis para el establecimiento de los efectos que la acumulación de tóxicos tiene a largo plazo sobre la variabilidad genética de las poblaciones, y cómo ésta

puede estar afectando la calidad del ambiente (Zapata et al., 2014). Se debe considerar que cuando existe exposición a los metales pesados en las zonas donde habitan los quelonios estos contaminantes son incorporados a los tejidos y pueden reaccionar con una gran variedad de moléculas, de manera que sus efectos tóxicos específicos sobre un sistema biológico dependen de las complejas reacciones que pueden llevar a producir una disrupción en las funciones esenciales de dicho sistema, tal como sucede con la afinidad que tienen estos contaminantes por los grupos sulfhidrilo, y en menor medida por los radicales amino, fosfato, carboxilo, imidazol e hidroxilo pertenecientes a enzimas y proteínas esenciales (Carmona, 2009).

La magnitud de la contaminación actual y su impacto en los ecosistemas costeros del país apenas se ha comenzado a evaluar en unos pocos casos a pesar de estimarse considerable. Los factores causantes de mayor deterioro en los ecosistemas dulceacuícolas, marinos y costeros son tanto naturales como antropogénicos, entre los que se encuentran la sedimentación, las anomalías climáticas, la acumulación de contaminantes y basuras, la interrupción de los flujos energéticos, la sobreexplotación de los recursos marinos, la utilización de artes de pesca altamente destructivas y las actividades turísticas (Gracia, Marrugo y Alvis, 2010).

Los metales pesados pueden ser tóxicos para la flora, la fauna terrestre y acuática, además, son acumulables por los organismos que los absorben los cuales a su vez son fuente de alimentación en la red trófica facilitando su transferencia a cada uno de sus eslabones (Marrugo, Lans y Benítez, 2007; Madero y Marrugo, 2011). Estas formas iónicas al ser consumidas frecuentemente por

el hombre a través del agua y los alimentos, provocan muchas enfermedades, algunas de las cuales pueden llegar a causar la muerte (Budtz-Jørgensen, Grandjean, Keiding, White y Weihe, 2000; Ip, Li, Zhang, Wai y Li, 2007; Cernichiari, Myers, Ballatori, Zareba, Vyas y Clarkson, 2007). La descomposición de la vegetación terrestre inundada y el carbono del suelo estimulan la metilación de formas inorgánicas; ejemplo de ello es el mercurio que, si bien se encuentra de forma natural en el suelo, es convertido a formas más tóxicas metiladas (MeHg) llegando a acumularse y biomagnificarse en los tejidos de los organismos acuáticos y en un sinnúmero de organismos de la cadena alimenticia (Marrugo et al., 2007; Madero y Marrugo, 2011). Así, algunos estudios han demostrado que el mayor problema que afecta a los reservorios es la contaminación de peces con metilmercurio (MeHg) (Porvari, 2003; Tulonen, Pihlström, Arvola y Rask, 2006). Un proceso de bioacumulación similar ocurre con la mayoría de los metales pesados como cadmio (Cd), cobre (Cu) y plomo (Pb) (Morillo, Usero y Gracia, 2004).

7.4.2 Genotoxicidad y pérdida en la diversidad fenotípica

La genotoxicidad es un tipo específico de toxicidad que ocurre porque los metales pesados tienen la capacidad de interactuar con el DNA, directa o indirectamente, provocando efectos biológicos nocivos para las células y en consecuencia para los organismos. Los metales pueden inducir genotoxicidad por sí solos o por la interacción entre agentes que potencian sus efectos (Beyersmann y Hartwig, 2008; Carmona, 2009). El daño en el material genético se da cuando se produce estrés oxidativo en las células principalmente por las especies reactivas de oxígeno,

las cuales pueden provocar la peroxidación de lípidos, daños en el DNA, reducción de grupos sulfhidrilo, así como alteraciones en las vías de señalización celular y de la homeóstasis del calcio (Valko, Morris y Cronin, 2005; Carmona, 2009). Las células en presencia de xenobióticos muestran un amplio rango de alteraciones cuyo origen son las lesiones causadas por los niveles de especies reactivas de oxígeno en los lípidos, proteínas y DNA. Esto sugiere que la toxicidad por metales pesados puede ser explicada por la capacidad de inducir estrés oxidativo en las células (Gurer-Orhan y Nukhet, 2001; Carmona, 2009; Ercal, Gurer-Orhan y Nukhet, 2001).

Los radicales libres y otras especies reactivas de oxígeno y de nitrógeno generados por los metales pueden promover distintos tipos de daño en el DNA, tales como roturas de cadena simple y modificaciones en sus bases nitrogenadas. Los metales también pueden inducir genotoxicidad por su habilidad para inhibir los mecanismos de reparación del DNA, el níquel y el plomo por ejemplo pueden ser comutagénicos debido a que interfieren con los procesos de reparación por escisión de nucleótidos y de las bases (Ercal et al., 2001; Carmona, 2009). Se ha demostrado que los metales afectan la fidelidad en la replicación del DNA pues están capacitados para inhibir las enzimas involucradas en este proceso, de igual forma, pueden producir alteraciones en los procesos de metilación (Wedrychowski, Schmidt y Hnilica, 1986; Singh y Snow, 1998; Vaisman, Warren y Chaney, 2001; Carmona, 2009).

7.5 Situación en Colombia

Los metales pesados son emanados de manera constante volviéndose contaminantes estables

y persistentes en ambientes acuáticos, situación que se ve impulsada por el hecho de que dichos tóxicos pueden ser llevados desde la industria agropecuaria y minera por lixiviación y escorrentía. Los sedimentos de los ríos han sido considerados depósitos de metales pesados en cuanto retienen y acumulan tóxicos; por otro lado, la distribución en los sedimentos del fondo se ve afectada por su composición mineral, el material en suspensión, la influencia antrópica y los procesos *in situ* como la deposición de sedimentos, la absorción y enriquecimiento por microorganismos (Marrugo et al., 2007).

En Colombia los estudios sobre metales han evidenciado su presencia en sedimentos muy por encima de la norma permisible (Rúa-Cardona, Flórez-Molina y Baena, 2013). Estudios realizados en el departamento de Córdoba relacionados con la detección de niveles de mercurio en especies ícticas de la cuenca del río San Jorge, demuestran que, en su mayoría, este metal sobrepasa el umbral estipulado (200 ng/g) por la Organización Mundial de la Salud (OMS) para las poblaciones en riesgo (Marrugo et al., 2007). Otros estudios evidencian la contaminación con mercurio en plantas, peces y sedimentos en algunos cuerpos de agua en la región de la Mojana y en la Ciénaga de Ayapel (Olivero-Verbel, Johnson-Restrepo y Arguello, 2002; Marrugo et al., 2007; Marrugo, 2014). Las fuentes sugieren que toda la problemática de la contaminación con metales está asociada a las actividades mineras desarrolladas en la principal zona aurífera de Colombia y en la cuenca del Río San Jorge. En Colombia, la mayor zona de explotación minera de oro se encuentra ubicada entre el norte de Antioquia y sur de Bolívar, con más de 12.400 minas en explotación que involucran un número de personas superior a 50.000 las cuales reciben

influencia directa o indirecta de esta actividad (Veiga, 2010). La cantidad de mercurio liberado en el ambiente en esta actividad no ha sido calculada con exactitud, pero se estima que se halla entre las 80 y 100 toneladas al año.

El manejo inadecuado de este metal ha producido la contaminación de suelos, sedimentos, cuerpos de agua y demás compartimientos ambientales (Olivero-Verbel et al., 2002). Los suelos del bajo San Jorge son en gran parte utilizados para la explotación agrícola y sus principales cultivos son maíz, arroz, sorgo y yuca, alimentos que han estado expuestos a frecuentes aplicaciones de plaguicidas; el problema emerge en la medida en que es común que no exista un control real sobre las cantidades y frecuencias para la utilización de estos productos, pues no se tiene un conocimiento del grado de acumulación de estas sustancias en el suelo. Es pertinente recalcar que los residuos pueden permanecer en el medio ambiente por tiempo indefinido y que se ha reportado contaminación con níquel en los sedimentos en esta zona geográfica (Marrugo et al., 2007).

7.6 Metilmercurio

El mercurio es un elemento no esencial para la vida, se encuentra presente en la naturaleza debido a fenómenos geológicos que participan en su liberación al ambiente como el vulcanismo, la desgasificación de la corteza terrestre y la erosión del suelo. Su variado empleo en la industria y la agricultura durante los últimos años ha permitido que sus niveles se eleven considerablemente, de igual manera gracias a la metilación el mercurio, en forma de metilmercurio (CH_3Hg), atraviesa las membranas biológicas logrando su incorporación en la red

trófica acuática. (Svobodova-Lloyd, Machova y Vykusova, 1993; Núñez-Nogueira, Bautista-Ordóñez y Rosiles Martínez, 1998; Escobar, 2010).

El mercurio de fuentes naturales y antropogénicas se deposita en lagos, ríos o bahías y se transforma por acción microbiana en metilmercurio, este es ingerido por el fitoplancton, luego pasa al zooplancton y finalmente a los quelonios en los que se acumula sobre todo por su longevidad. El metilmercurio es la forma química más tóxica del mercurio absorbible por los organismos vivos, en altas dosis este compuesto es tóxico

para el sistema nervioso central especialmente en desarrollo, siendo el cerebro de organismos juveniles el órgano más sensible a los efectos tóxicos del metilmercurio (Figura 14) (Schneider, Maher, Green y Vogt, 2013).

7.7 Genotoxicidad del mercurio

Los efectos mutagénicos del mercurio pueden inducir genotoxicidad sobre los cromosomas de las células eucariotas provocando aberraciones

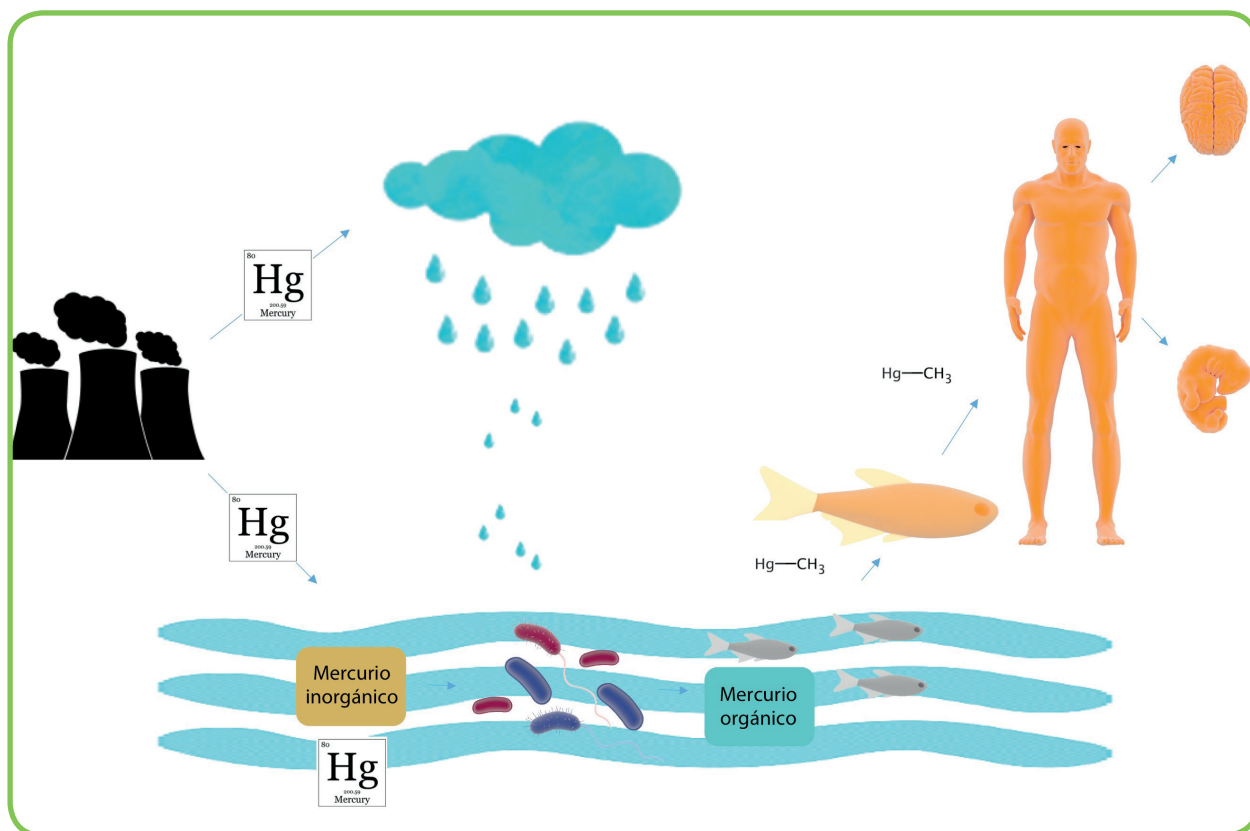


Figura 14. Ciclo del mercurio. En el medio acuático el mercurio existe en formas inorgánicas y orgánicas, y es el metilmercurio el más tóxico de los compuestos organomercuriales. La emisión antropogénica del metilmercurio puede ser rara pero puede ser formada por sedimentos por metilación bacteriana de mercurio inorgánico. Mucho de este metilmercurio tiene gran afinidad por los lípidos de organismos y como resultado, se produce la acumulación del mercurio principalmente como metilmercurio en organismos acuáticos, concurrente con el fenómeno de bioamplificación y bioacumulación a través de la cadena trófica (Lin y Pehkonen, 1999).

cromosómicas, clastogenicidad y efectos aneugénicos (De Flora, Bennicelli, y Bagnasco, 1994; Phillips, Farmer, Beland, Nath, Poirier, Reddy y Turtletaub, 2000; Akiyama, Oshima y Nakamura, 2001; Carmona, 2009). Los estudios en humanos expuestos al mercurio han mostrado alteraciones cromosómicas y presencia de micronúcleos en linfocitos de sangre periférica (Franchi, Loprieno, Ballardín Petrozzi y Migliore, 1994; Amorim, Mergler, Bahia, Dubeau, Miranda, Lebel y Lucotte, 2000; Carmona, 2009). El mercurio tiene la capacidad de reaccionar con los grupos sulfhidrido de la tubulina afectando las funciones del huso mitótico y produciendo errores en la segregación de los cromosomas durante la división celular, en consecuencia se presentan aberraciones cromosómicas y poliploidías (De Flora et al., 1994; Carmona, 2009). Otros estudios confirman que el mercurio afecta la constitución del DNA por la formación de complejos entre el metal pesado y el glutatión, que, al ser el principal antioxidante de las células, sugiere la generación de radicales libres (De Flora et al., 1994; Rao, Chinoy, Suthar y Rajvanshi, 2001; Carmona, 2009).

7.8 Los quelonios como biomodelos ecosistémicos de estudios de metales pesados

La acumulación de metales pesados tiene efectos en la variabilidad de las especies puesto que los contaminantes pueden afectar la constitución genética produciendo mutaciones o variaciones cromosómicas. Estudiar las mutaciones resulta importante debido a que los cambios genéticos surgen en todos los seres vivientes, y si bien las mutaciones genómicas son fenómenos fundamentalmente aleatorios que permiten a los individuos adquirir polimorfismos (variabilidad genética) y por consecuencia evolucionar, las interacciones ocurridas entre las actividades humanas y los ecosistemas terrestres e hídricos producen diferentes procesos de perturbación, fragmentación y degradación de hábitats que potencialmente han afectado la biodiversidad del planeta, y con ello, los procesos de mutación genómica (Gascon, Malcolm, Patton, da Silva, Bogart, Loughheed y Boag, 2000). Un indicador en los cambios antrópicos de variabilidad es la aparición y expresión de genes de estrés ambiental (por ejemplo genes de choque térmico) que pueden hacer cambiar una especie y llevarla incluso a la extinción (Trinchella, Cannetiello, Simoniello, Filosa y Scudiero, 2010). Además se ha demostrado un efecto selectivo en contra de determinados genotipos por exposición a altas concentraciones de metales pesados y se ha propuesto que la interacción de los metales con la estructura de las proteínas podría cambiar las propiedades enzimáticas de diferentes genotipos en un locus polimórfico.

Los sedimentos de los ríos han sido considerados depósitos de metales pesados, ya que retienen y acumulan tóxicos (Marrugo et al., 2007) y, en tanto los quelonios dulceacuícolas continentales son organismos que se encuentran en los niveles

más altos de la cadena trófica, pueden ser consideradas especies representativas para conocer el estado de los metales pesados en el medio como indicadores de bioacumulación y los efectos que podría tener este fenómeno con la variabilidad genética de las poblaciones y su ambiente a largo plazo (Zapata et al., 2014). Los metales pesados son quizás los agentes tóxicos más conocidos desde la antigüedad, este conocimiento se ha ampliado en los últimos años con el estudio de los potenciales efectos tóxicos y mecanismos de acción de los iones metálicos, es decir, los compuestos inorgánicos y organometálicos que constituyen parte de los productos y subproductos tecnológicos (Kosnett, 2010; Ortega-Ortega, Beltrán-Herrera y Marrugo-Negrete, 2011). El mercurio (Hg) genera uno de los mayores problemas ambientales actuales debido a su alta toxicidad y capacidad para bioacumularse y biomagnificarse (Zheng, Liu, Hu y He, 2008; Ortega-Ortega et al., 2011) alterando el equilibrio ecológico y genera graves problemas de salud pública. Este contaminante está relacionado con daños severos al sistema nervioso central, teratogénesis y con afecciones del hígado y los riñones (Magos, 2003; Tavares, Câmara, Malm y Santos, 2005; Novoa-Muñoz, Pontevedra-Pombal, Martínez-Cortizas y García-Rodeja Gayoso, 2008).

7.9 Metodologías para determinar la genotoxicidad en quelonios

7.9.1 Validación y determinación de biomarcadores relacionados con estrés por contaminación ambiental

Las concentraciones de metales pesados han sido determinados como causantes de problemas de tipo carcinogénico, mutagénico y teratogénico para un gran número de especies animales (Waalkes, 2003; Beyersmann y Hartwig, 2008; Thompson y Bannigan, 2008). Los daños intracelulares causados por la exposición a los metales pesados incluyen desnaturalización de las proteínas, peroxidación de lípidos y ruptura del DNA (Bertin y Averbeck, 2006; Jin, Clark, Slebos, Al-refai, Taylor, Kunkel y Gordenin, 2009). Análisis genéticos de especies vegetales y animales han demostrado que la exposición a concentraciones subletales de estos contaminantes pueden ofrecer indicadores como los cambios en la expresión génica (Carginale, Capasso, Scudiero y Parisi, 2002; Liao y Freedman, 2002; Minglin, Yuxiu y Tuanyao, 2005), los cuales se pueden analizar de forma satisfactoria gracias al descubrimiento de genes regulados en respuesta a la exposición de metales pesados, incluyendo algunas proteínas sensibles como las de choque térmico (por ejemplo las chaperonas) (Carginale et al., 2002; Bertin y Averbeck, 2006). Algunos contaminantes ambientales inducen

a la sobreexpresión de los genes Hsp90, Hsp70, Hsp60, producidos a nivel basal en el citosol de eucariotas (Barsiene et al., 2006). Los ácidos nucleicos pueden ser empleados tanto para la validación de los genes de diversidad como para las regiones bioindicadoras de estrés celular utilizando la reacción en cadena de la polimerasa (PCR) (Trinchella et al., 2010).

7.9.2 Determinación de daños cromosómicos

Quelonios utilizados como bioindicadores ecosistémicos de contaminación ambiental han sido documentados en áreas con una gran variedad de contaminantes ambientales (Matson, Palatnikov, Islamzadeh, McDonald, Autenrieth, Donnelly y Bickham, 2005). La citometría de flujo y los ensayos de micronúcleos se han utilizado para valorar el daño cromosómico en tortugas acuáticas (*Emys orbicularis* y *Mauremys caspica*) que habitan en humedales contaminados en Azerbaiyán en donde fueron analizadas muestras de sedimentos en zonas de anidación y postura de quelonios, determinando niveles de hidrocarburos aromáticos policíclicos y mercurio, asociando las relaciones potenciales de contaminantes con las alteraciones genéticas de estos reptiles. Se observó una correlación positiva significativa entre altas concentraciones de hidrocarburos aromáticos policíclicos de sedimentos y las estimaciones de daños cromosómicos en *E. orbicularis* (Matson et al., 2005).

7.9.3 Ensayo cometa

Esta es una técnica ampliamente utilizada para evaluar los impactos de las genotoxinas de

ambientes acuáticos gracias a su simplicidad, bajo costo y ahorro de tiempo (Tice, Agurell, Anderson, Burlinson, Hartmann, Kobayashi y Sasak, 2000; Zapata et al., 2014). Este ensayo mide el daño genotóxico en células individuales requiriendo un número reducido de células para el análisis y permite cuantificar daños pequeños en el ADN (Mitchelmore y Chipman, 1998; Tice et al., 2000; Lee y Steinert, 2003; Frenzilli, Nigro y Lyons, 2009; Rocha, Luvizotto, Kosmehl, Böttcher, Storch, Braunbeck y Hollert, 2009; Zapata et al., 2014). En el ensayo cometa (también conocido como single-cell gel electrophoresis - SCGE), se construye una visualización en forma de patrón similar a la cola de este tipo de cuerpos celestes después de correr la electroforesis, convirtiéndolo en un método sensible para establecer la genotoxicidad y citotoxicidad de agentes físicos o químicos (Lee y Steinert, 2003; Zapata et al., 2014). La longitud de la cola y el contenido de ADN son directamente proporcionales al daño en el ADN. Se ha demostrado que si el daño en el ADN observado por medio de esta técnica incrementa, la migración de los fragmentos es mayor (Mitchelmore y Chipman, 1998; Zapata et al., 2014); es por esta razón que la longitud de la cola del cometa indica el grado de actividad genotóxica (Zapata et al., 2014). En Colombia se ha evidenciado estrés genotóxico en tortugas *Podocnemis lewyana* y *Trachemys callirostris* que habitan áreas con influencia de minería aurífera mediante las pruebas de micronúcleos (MN) y ensayo cometa, lo que permitió determinar patrones de genotoxicidad, sin embargo, no se pudo evidenciar una correlación significativa relacionada con la acumulación de mercurio en los tejidos de los quelonios analizados (Zapata et al., 2014).

7.9.4 Efectos en el desarrollo gonadal

Se ha determinado el efecto del cadmio en el desarrollo gonadal de quelonios (*Trachemys scripta* y *Chrysemys picta*) durante la fase final de migración de células germinales y la maduración gonadal postnatal (Kitana y Callard, 2008). Huevos de animales afectados con concentraciones significativamente altas de cadmio muestran que puede existir un descenso en la proliferación y/o migración de retardo de células germinales a la cresta genital; de igual manera resulta significativa la presencia de apoptosis de ovocitos, lo que puede conllevar a la reducción en el número de folículos en tortugas adultas de las zonas estudiadas afectadas por contaminantes. El cadmio puede afectar procesos de desarrollo gonadal de las tortugas de agua dulce en las etapas embrionarias y postnatales que pueden resultar en la interrupción de los procesos reproductivos (Kitana y Callard, 2008).

7.10 Conclusiones

Los fenómenos de emanación de tóxicos ambientales, de bioacumulación y biomagnificación de metales pesados tienen efectos en la variabilidad de las especies, los contaminantes pueden afectar la constitución genética produciendo mutaciones génicas o variaciones cromosómicas. Es así que estudiar las mutaciones resulta completamente pertinente debido a que los mismos cambios genéticos aleatorios que permiten a los individuos adquirir polimorfismos y por consecuencia evolucionar, pueden verse alterados por las interacciones ocurridas entre las actividades humanas con impacto ambiental y los ecosistemas terrestres e hídricos. La medición del contenido de metales

pesados en tejidos de animales es importante debido a que son considerados indicadores de contaminación y presentan una visión de la distribución espacial del contaminante. Todos estos factores permiten reconocer que los ecosistemas dulceacuícolas y animales de comportamientos acuáticos como los quelonios continentales están siendo alterados fuertemente por descargas de desechos de todo tipo. Adicionalmente, la problemática de la contaminación química en los ecosistemas acuáticos por metales pesados o trazas es muy compleja, lo cual hace necesario estudiar el comportamiento de dichos contaminantes en los organismos de este medio, ya que permitiría diagnosticar y evaluar la situación que se presente para adoptar las medidas correspondientes de mitigación. Se debe investigar y crear una línea base de conocimiento para determinar y concluir si los mayores niveles en concentraciones de metales pesados encontrados en sistemas dulceacuícolas en Colombia pueden reflejar mayores indicadores de efectos en la variabilidad genotípica y fenotípica de quelonios continentales que pueden conducir a mayores indicadores de pérdida en la diversidad genética; por ejemplo determinar la relación de altos niveles de metales pesados en quelonios continentales y sus hábitats con respecto a indicadores genotípicos como la expresión de genes de estrés ambiental.

Referencias

- Aguirre, A. A., y Lutz, P. (2004). Marine Turtles as Sentinels of Ecosystem Health: Is Fibropapillomatosis an Indicator? *EcoHealth*, 1(3), 275-283. Recuperado de: <http://doi.org/10.1007/s10393-004-0097-3>
- Akiyama, M., Oshima, H., y Nakamura, M. (2001). Genotoxicity of mercury used in chromosome aberration tests. *Toxicology in Vitro*, 15(4-5), 463-467.

Recuperado de: [http://doi.org/10.1016/S0887-2333\(01\)00051-0](http://doi.org/10.1016/S0887-2333(01)00051-0)

- Amorim, M. I. M., Mergler, D., Bahia, M. O., Dubeau, H., Miranda, D., Lebel, J., Lucotte, M. (2000). Cytogenetic damage related to low levels of methylmercury contamination in the Brazilian Amazon. *Anais Da Academia Brasileira de Ciências*, 72(4), 496-507. Recuperado de: <http://doi.org/10.1590/S0001-37652000000400004>
- Barsiene, J., Schiedek, D., Rybakovas, A., Syvokiene, J., Kopecka, J., y Forlin, L. (2006). Cytogenetic and cytotoxic effects in gill cells of the blue mussel *Mytilus* spp. from different zones of the Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 53(8-9), 469-478. Recuperado de: <http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2005.11.015>
- Bertin, G., y Averbeck, D. (2006). Cadmium: cellular effects, modifications of biomolecules, modulation of DNA repair and genotoxic consequences (a review). *Biochimie*, 88(11), 1549-1559. Recuperado de: <http://doi.org/10.1016/j.biochi.2006.10.001>
- Beyersmann, D., y Hartwig, A. (2008). Carcinogenic metal compounds: Recent insight into molecular and cellular mechanisms. *Archives of Toxicology*, 82(8), 493-512. Recuperado de: <http://doi.org/10.1007/s00204-008-0313-y>
- Budtz-Jørgensen, E., Grandjean, P., Keiding, N., White, R. F., y Weihe, P. (2000). Benchmark dose calculations of methylmercury-associated neurobehavioural deficits. *Toxicology Letters*, 112-113, 193-199. Recuperado de: [http://doi.org/10.1016/S0378-4274\(99\)00283-0](http://doi.org/10.1016/S0378-4274(99)00283-0)
- Calao, C. R., y Marrugo, J. L. (2015). Efectos genotóxicos asociados a metales pesados en una población humana de la región de La Mojana, Colombia, 2013. *Biomédica*, 35(2015), 139-151. Recuperado de: <http://doi.org/10.7705/biomedica.v35i0.2392>
- Carginale, V., Capasso, C., Scudiero, R., y Parisi, E. (2002). Identification of cadmium-sensitive genes in the Antarctic fish *Chionodraco hamatus* by messenger RNA differential display. *Gene*, 299(1-2), 117-124. Recuperado de: [http://doi.org/10.1016/S0378-1119\(02\)01020-X](http://doi.org/10.1016/S0378-1119(02)01020-X)
- Carmona, E. (2009). Evaluación genotóxica de algunos metales pesados en *Drosophila melanogaster* mediante los ensayos SMART de alas y Cometa, 185.
- Cernichiari, E., Myers, G. J., Ballatori, N., Zareba, G., Vyas, J., y Clarkson, T. (2007). The biological monitoring of prenatal exposure to methylmercury. *NeuroToxicology*, 28(5 SPEC. ISS.), 1015-1022. Recuperado de: <http://doi.org/10.1016/j.neuro.2007.02.009>
- De Flora, S., Bennicelli, C., y Bagnasco, M. (1994). Genotoxicity of mercury compounds. *Mutat Res*, 2(317), 57-79.
- Ercal, N., Gurer-Orhan, H., y Nukhet, A.-B. (2001). Toxic Metals and Oxidative stress Part I: Mechanisms Involved in Metal induced Oxidative Damage. *Current Topics in Medicinal Chemistry*, 1, 529-539.
- Escobar, O. (2010). Bioacumulación y biomagnificación de mercurio y selenio en peces pelágicos mayores de la costa occidental de baja california sur. *Instituto Politécnico Nacional Centro Interdisciplinario De Ciencias Marinas*, 144. Recuperado de: <http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&intitle=bioacumulaci+n+y+biomagnificaci+n+de+mercurio+y+selenio+en+peces+pelgicos+mayores+de+la+costa+occidental+de+baja+california+sur,+m?xico#0>
- Franchi, E., Loprieno, G., Ballardini, M., Petrozzi, L., y Migliore, L. (1994). Cytogenetic monitoring of fishermen with environmental mercury exposure. *Mutation Research/Genetic Toxicology*, 320(1-2), 23-29. Recuperado de: [http://doi.org/10.1016/0165-1218\(94\)90056-6](http://doi.org/10.1016/0165-1218(94)90056-6)
- Frenzilli, G., Nigro, M., y Lyons, B. P. (2009). The Comet assay for the evaluation of genotoxic impact in aquatic environments. *Mutation Research - Reviews in Mutation Research*, 681(1), 80-92. Recuperado de: <http://doi.org/10.1016/j.mrrev.2008.03.001>
- Gascon, C., Malcolm, J. R., Patton, J. L., da Silva, M. N., Bogart, J. P., Loughheed, S. C., ... Boag, P. T. (2000). Riverine barriers and the geographic

- distribution of Amazonian species. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 97(25), 13672-13677. Recuperado de: <http://doi.org/10.1073/pnas.230136397>
- Gracia, L., Marrugo, J. L., y Alvis, E. (2010). Contaminación por mercurio en humanos y peces en el municipio de Ayapel, Córdoba, Colombia, 2009. *Revista Facultad Nacional Salud Pública*, 28, 118-124.
- Hartwig, A. (1998). Carcinogenicity of metal compounds: possible role of DNA repair inhibition. *Toxicology Letters*, 102-103, 235-9. Recuperado de: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/10022259>
- Ip, C. C., Li, X. D., Zhang, G., Wai, O. W., y Li, Y. S. (2007). Trace metal distribution in sediments of the Pearl River Estuary and the surrounding coastal area, South China. *Environmental Pollution*, 147(2), 311-323. Recuperado de: <http://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.06.028>
- Jin, Y. H., Clark, A. B., Slebos, R. J. C., Al-refai, H., Taylor, J. A., Kunkel, T. A., Gordenin, D. A. (2009). NIH Public Access, 34(3), 326-329. Recuperado de: <http://doi.org/10.1038/ng1172>. Cadmium
- Kitana, N., y Callard, I. P. (2008). Effect of cadmium on gonadal development in freshwater turtle (*Trachemys scripta*, *Chrysemys picta*) embryos. *Journal of Environmental Science and Health. Part A, Toxic/hazardous Substances y Environmental Engineering*, 43(3), 262-271. Recuperado de: <http://doi.org/10.1080/10934520701792753>
- Kosnett, M. J. (2010). Chelation for heavy metals (arsenic, lead, and mercury): protective or perilous? *Clinical Pharmacology and Therapeutics*, 88(3), 412-415. Recuperado de: <http://doi.org/10.1038/clpt.2010.132>
- Lee, R. F., y Steinert, S. (2003). Use of the single cell gel electrophoresis/comet assay for detecting DNA damage in aquatic (marine and freshwater) animals. *Mutation Research - Reviews in Mutation Research*, 544(1), 43-64. Recuperado de: [http://doi.org/10.1016/S1383-5742\(03\)00017-6](http://doi.org/10.1016/S1383-5742(03)00017-6)
- Ley, C. (2009). *Determinación De Metales Pesados En Tortugas Marinas Del Noroeste De México*. Instituto Politécnico Nacional.
- Liao, V. H. C., y Freedman, J. H. (2002). Differential display analysis of gene expression in invertebrates. *Cellular and Molecular Life Sciences*, 59, 1256-1263.
- López-Díez, LC., y Restrepo-Alzate, L. (2016). Mercurio total en sangre de tortuga hicoatea del Caribe (*Trachemys callirostris*) en el departamento de Córdoba y sus posibles implicaciones en la salud pública. Trabajo de grado. Programa medicina veterinaria. Corporación Universitaria Lasallista.
- Madero, A., y Marrugo, J. L. (2011). detección de metales pesados en bovinos, en los valles de los ríos sinú y san jorge, departamento de córdoba, colombia *Aura*, 16(1), 2391-2401.
- Magos, L. (2003). Neurotoxic character of thimerosal and the allometric extrapolation of adult clearance half-time to infants. *Journal of Applied Toxicology*, 23(4), 263-269. Recuperado de: <http://doi.org/10.1002/jat.918>
- Mancera, N. J., y Álvarez León, R. (2006). De Mercurio Y Otros Metales Pesados En Peces. *Acta Biológica Colombiana*, 11(1), 3-23.
- Marrugo, J. (2014). Problemas ambientales del Caribe Colombiano. *II Seminario de Ciencias Ambientales Sue-Caribe y VII Seminario Internacional de Gestión Ambiental*, 14-19.
- Marrugo, J., Lans, E., y Benítez, L. (2007). Finding of Mercury in Fish From the Ayapel Marsh, Córdoba, Colombia. *Revista MVZ Córdoba*, 12(1), 878-886. Recuperado de: http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0122-02682007000100003&lng=eny&nrm=isoyt&lng=es
- Matson, C. W., Palatnikov, G., Islamzadeh, A., McDonald, T. J., Autenrieth, R. L., Donnelly, K. C., y Bickham, J. W. (2005). Chromosomal damage in two species of aquatic turtles (*Emys orbicularis* and *Mauremys caspica*) inhabiting contaminated sites in Azerbaijan. *Ecotoxicology*, 14(5), 513-525. Recuperado de: <http://doi.org/10.1007/s10646-005-0001-0>

- Minglin, L., Yuxiu, Z., y Tuanyao, C. (2005). Identification of genes up-regulated in response to Cd exposure in *Brassica juncea* L. *Gene*, 363(1-2), 151-158. Recuperado de: <http://doi.org/10.1016/j.gene.2005.07.037>
- Mitchelmore, C. L., y Chipman, J. K. (1998). DNA strand breakage in aquatic organisms and the potential value of the comet assay in environmental monitoring. *Mutation Research - Fundamental and Molecular Mechanisms of Mutagenesis*, 399(2), 135-147. Recuperado de: [http://doi.org/10.1016/S0027-5107\(97\)00252-2](http://doi.org/10.1016/S0027-5107(97)00252-2)
- Morillo, J., Usero, J., y Gracia, I. (2004). Heavy metal distribution in marine sediments from the southwest coast of Spain. *Chemosphere*, 55(3), 431-442. Recuperado de: <http://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2003.10.047>
- Novillo A, Noppadon K, Márquez E, Callard I. Reptilian genotoxicity. In: Toxicology of reptiles. Gardner S. y E. Oberdörster (eds). Boca Ratón, Florida: Taylor y Francis eds; 2005. p. 241-266.
- Novoa-Muñoz, J. C., Pontevedra-Pombal, X., Martínez-Cortizas, A., y García-Rodeja Gayoso, E. (2008). Mercury accumulation in upland acid forest ecosystems nearby a coal-fired power-plant in Southwest Europe (Galicia, NW Spain). *Science of the Total Environment*, 394(2-3), 303-312. Recuperado de: <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.01.044>
- Núñez-Nogueira, G., Bautista-Ordóñez, J., y Rosiles Martínez, R. (1998). Concentración y distribución de mercurio en tejidos del cazón (*Rhizoprionodon terraenovae*) del Golfo de México. *Vet. Méx.*
- Olivero-Verbel, J., Johnson-Restrepo, B., y Arguello, E. (2002). Human exposure to mercury in San Jorge river basin, Colombia (South America). *Science of The Total Environment*, 289(1-3), 41-47. Recuperado de: [http://doi.org/10.1016/S0048-9697\(01\)01018-X](http://doi.org/10.1016/S0048-9697(01)01018-X)
- Ortega-Ortega, R. E., Beltrán-Herrera, J. D., y Marrugo-Negrete, J. L. (2011). Acumulación de mercurio (Hg) por caña flecha (*Gynerium sagittatum*) (Aubl) Beauv. in vitro. *Revista Colombiana de Biotecnología*, 13(1), 33-41.
- Phillips, D. H., Farmer, P. B., Beland, F. A., Nath, R. G., Poirier, M. C., Reddy, M. V, y Turtletaub, K. W. (2000). Methods of DNA adduct determination and their application to testing Methods of DNA Adduct Determination and Their Application to Testing Compounds for Genotoxicity, 2280(March 2016), 222-233. Recuperado de: [http://doi.org/10.1002/\(SICI\)1098-2280\(2000\)35](http://doi.org/10.1002/(SICI)1098-2280(2000)35)
- Porvari, P. (2003). *Sources and fate of mercury in aquatic ecosystems. Research, Boreal Environment* (Vol. 23).
- Quiroz-Herrera, V. H., y Palacio-Baena, J. (2017). Niveles sanguíneos de biomarcadores de daño genético en eritrocitos de *Lepidochelys olivacea* (Cheloniidae) en Colombia. *Acta Biológica Colombiana*, 22(3), 322-330
- Ramírez, A. (2008). Revisiones Mercury occupational poisoning, 69(1), 46-51.
- Rao, M. V., Chinoy, N. J., Suthar, M. B., y Rajvanshi, M. I. (2001). Role of ascorbic acid on mercuric chloride-induced genotoxicity in human blood cultures. *Toxicology in Vitro*, 15(6), 649-654. Recuperado de: [http://doi.org/10.1016/S0887-2333\(01\)00081-9](http://doi.org/10.1016/S0887-2333(01)00081-9)
- Rocha, P. S., Luvizotto, G. L., Kosmehl, T., Böttcher, M., Storch, V., Braunbeck, T., y Hollert, H. (2009). Sediment genotoxicity in the Tietê River (São Paulo, Brazil): In vitro comet assay versus in situ micronucleus assay studies. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 72(7), 1842-1848. Recuperado de: <http://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2009.04.013>
- Rúa-Cardona, A. F., Flórez Molina, M. T., y Baena, J. P. (2013). Variación espacial y temporal en los contenidos de mercurio, plomo, cromo y materia orgánica en sedimento del complejo de humedales de Ayapel, Córdoba, noroccidente colombiano. *Revista Facultad de Ingeniería*, (69), 244-255.
- Schneider, L., Maher, W., Green, A., y Vogt, R. C. (2013). *Mercury contamination in reptiles: an emerging problem with consequences for wildlife and human health. Mercury: Sources, Applications and Health Impacts.*

- Singh, J., y Snow, E. T. (1998). Chromium(III) decreases the fidelity of human DNA polymerase. *Biochemistry*, 37(26), 9371-9378. Recuperado de: <http://doi.org/10.1021/bi9731551>
- Svobodova, Z., Lloyd, R., Machova, J., y Vykusova, B. (1993). *Water Quality and fish health*. (No. 35). EIFAC, Rome.
- Tavares, L. M. B., Câmara, V. M., Malm, O., y Santos, E. C. D. O. (2005). Performance on neurological development tests by riverine children with moderate mercury exposure in Amazonia, Brazil. *Cadernos de Saúde Pública*, 21(4), 1160-1167. Recuperado de: <http://doi.org/10.1590/S0102-311X2005000400018>
- Thompson, J., y Bannigan, J. (2008). Cadmium: Toxic effects on the reproductive system and the embryo. *Reproductive Toxicology*, 25(3), 304-315. Recuperado de: <http://doi.org/10.1016/j.reprotox.2008.02.001>
- Tice, R. R., Agurell, E., Anderson, D., Burlinson, B., Hartmann, A., Kobayashi, H., Sasak, F. (2000). Single Cell Gel/Comet Assay: Guidelines for In Vitro and In Vivo Genetic Toxicology Testing. *Environmental and Molecular Mutagenesis*, 35, 206-221.
- Trinchella, F., Cannetiello, M., Simoniello, P., Filosa, S., y Scudiero, R. (2010). Differential gene expression profiles in embryos of the lizard *Podarcis sicula* under in ovo exposure to cadmium. *Comparative Biochemistry and Physiology - C Toxicology and Pharmacology*, 151(1), 33-39. Recuperado de: <http://doi.org/10.1016/j.cbpc.2009.08.005>
- Tulonen, T., Pihlström, M., Arvola, L., y Rask, M. (2006). Concentrations of heavy metals in food web components of small, boreal lakes. *Boreal Environment Research*, 11(3), 185-194.
- Vaisman, A., Warren, M. W., y Chaney, S. G. (2001). The effect of DNA structure on the catalytic efficiency and fidelity of human DNA polymerase beta on templates with platinum-DNA adducts. *J Biol Chem*, 276(22), 18999-9005. Recuperado de: <http://doi.org/10.1074/jbc.M007805200>
- Valko, M., Morris, H., y Cronin, M. T. D. (2005). Metals, Toxicity and Oxidative Stress. *Current Topics in Medicinal Chemistry*, 12, 1161-1208. Recuperado de: <http://doi.org/10.2174/0929867053764635>
- Veiga, M. (2010). Antioquia, Colombia: the world's most polluted place by mercury: impressions from two field trips, 2010(February), 1-24. Recuperado de: http://redjusticiaambientalcolombia.files.wordpress.com/2011/05/final_revised_feb_2010_veiga_antioquia_field_trip_report.pdf
- Waalkes, M. P. (2003). Cadmium carcinogenesis. *Mutation Research - Fundamental and Molecular Mechanisms of Mutagenesis*, 533(1-2), 107-120. Recuperado de: <http://doi.org/10.1016/j.mrfmmm.2003.07.011>
- Wedrychowski, A., Schmidt, W. N., y Hnilica, L. S. (1986). The in vivo cross-linking of proteins and DNA by heavy metals. *Journal of Biological Chemistry*, 261(7), 3370-3376.
- Zafra-Mejía, C. A., Peña-Valbuena, N. Á., y Álvarez-Prieto, S. (2013). Contaminación por metales pesados en los sedimentos acumulados sobre el corredor vial Bogotá - Soacha. *Heavy Metal Pollution in the Sediments Accumulated on Bogotá - Soacha Highway (Colombia)*, 17(37), 99-108. Recuperado de: <http://doi.org/10.14483/udis-trital.jour.tecnura.2013.3.a09>
- Zapata, L. M., Bock, B. C., y Palacio, J. A. (2014). Mercury concentrations in tissues of Colombian slider turtles, *Trachemys callirostris*, from northern Colombia. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 92(5), 562-566. Recuperado de: <http://doi.org/10.1007/s00128-014-1198-5>
- Zheng, Y. M., Liu, Y. R., Hu, H. Q., y He, J. Z. (2008). Mercury in soils of three agricultural experimental stations with long-term fertilization in China. *Chemosphere*, 72(9), 1274-1278. Recuperado de: <http://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.04.052>



Capítulo 8

Seguimiento y restricción para la toma de muestras en fauna silvestre

Santiago Monsalve Buriticá

8.1 Introducción

Los procesos de translocación, manipulación y captura de animales silvestres para su estudio pueden ser considerados como un efecto antrópico a baja escala cuyo impacto podría ser minimizado por parte del médico veterinario en los procesos de restricción física y química. De igual manera, la restricción y la toma de muestras en fauna silvestre, aunque se encuentran implícitos en los procesos académicos y de investigación, pueden tener efectos en la ecología de las infecciones. Alteraciones en las interacciones hospedador-patógeno pueden afectar la salud de los animales participantes en estos procesos e incluso la de especies simpátricas asociadas (Deem, Karesh y Weisman, 2001). Las metodologías de captura física y química de vida silvestre pueden ser menos invasivas si se tiene un conocimiento profundo sobre la manipulación de fauna y la protocolización en la preservación de muestras, por lo que dicha información debe participar de forma activa en el proceso académico o investigativo. Es así que la optimización del uso de las variables en el nivel individuo para el entendimiento de la

salud de la fauna en un ecosistema depende de la identificación clara de objetivos y metodologías que permitan el estudio a diferentes escalas (Nassar-Montoya y Pereira-Bengoa, 2013).

El estudio de la fauna silvestre implica necesariamente ahondar en el manejo de las poblaciones y su hábitat, ya sea en pro del aprovechamiento de las especies silvestres y de importancia comercial, para el control de las poblaciones que causan daño a los intereses del hombre o para procesos investigativos referentes a la conservación de especies amenazadas. El papel de las enfermedades como factor limitante de la sobrevivencia de especies se puede deber a cambios antropogénicos a escala global que inciden directa e indirectamente en la salud (Deem et al., 2001), es por ello que las enfermedades originadas en vida silvestre requieren ser habitualmente monitoreadas. Para determinar el impacto de este factor el desarrollo de las técnicas aplicadas en el seguimiento y toma de muestras con fines académicos e investigativos se está mostrando eficaz, e igualmente ha probado ser útil para establecer planes de conservación (Ferrier, 2002), y avanzar en la comprensión de la biodiversidad (Graham, Moritz y Williams, 2006) y su relación con la ecología de las enfermedades emergentes y reemergentes (Monsalve, 2013).

8.2 Cómo y cuándo muestrear

Establecer cómo y cuándo intervenir de manera directa ejemplares silvestres con fines académicos o investigativos debe ser una decisión sensible y concertada. Con el propósito de lograr un buen entendimiento de la dinámica de las enfermedades o de los efectos antrópicos en los ecosistemas y cómo estos pueden afectar la diversidad faunística en áreas donde convergen una gran cantidad de especies y actividades humanas, es necesario conocer los factores ecológicos que pueden favorecer las tasas de transmisión de los agentes infecciosos y contaminantes así como las implicaciones de los mismos en la conservación y viabilidad de las poblaciones; gracias a diversas técnicas de seguimiento de ejemplares silvestres en condiciones *in situ* el médico veterinario puede acercarse a la caracterización y a la toma de muestras ofreciendo diagnósticos de la calidad ecosistémica de una forma holística e interdisciplinaria (Monsalve, 2013; Nassar-Montoya y Pereira-Bengoa, 2013). Así, determinar los diferentes métodos al momento de la toma de muestras en la investigación desde la medicina de la conservación se convierte en una actividad transversal que converge otras ciencias de forma transdisciplinaria al trabajar en condiciones *in situ* (figura 15).

En Colombia gran parte de la diversidad biológica se pierde como consecuencia de los efectos antrópicos que afectan la fauna silvestre. La incidencia de enfermedades

y de contaminantes transforma las poblaciones y afecta los procesos evolutivos y ecológicos que regulan la biodiversidad; debido a esto, para el estudio del origen y consecuencias de estos problemas se han establecido y aplicado nuevas metodologías y técnicas de recolección de

muestras para la toma de datos en campo, estas actividades están demostrando su eficacia para establecer planes de conservación y así ampliar el conocimiento de las ciencias veterinarias según los resultados ofrecidos en la investigación científica (Monsalve, 2013).

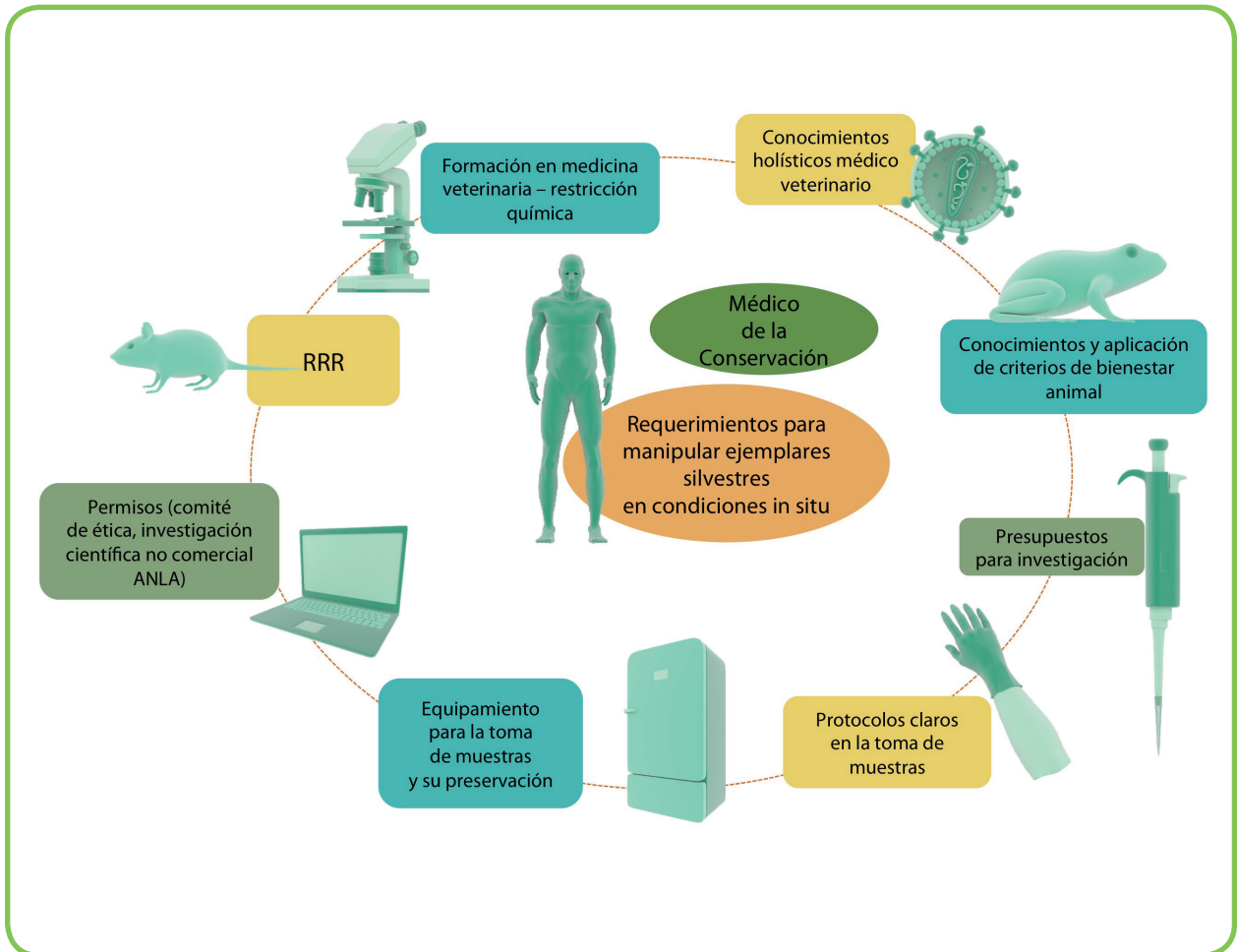


Figura 15. Requerimientos del médico de la conservación para la manipulación de fauna al tomar muestras *in situ*. Para la restricción química se requiere formación en medicina veterinaria, se debe contar con conocimientos en medicina de la conservación y medicina de fauna silvestre, claridad en la protocolización de toma de muestras, mantenimiento y preservación de las mismas. Es importante asegurar presupuestos de investigación o académicos para salidas de campo y equipos óptimos de trabajo. Es imperativo tener acceso a infraestructura física adecuada para la preservación de las muestras obtenidas, aplicación en los criterios de bienestar animal por parte del equipo de trabajo, tener claridad con el concepto RRR (reemplazar, reducir y refinar) y el aval de un comité de ética y cumplimiento en la normativa legal vigente en Colombia (permiso de estudio para la recolección de especímenes de especies silvestres de la biodiversidad biológica con fines de investigación científica no comercial ANLA).

8.3 Visualización de huellas

Una característica de este tipo de técnicas es que se pueden obtener datos de calidad sin afectar el normal desarrollo de la actividad de las especies estudiadas (Monsalve, 2013). Este tipo de técnicas pueden ser utilizadas en la investigación de aves, reptiles y mamíferos (Fotografía 28). (Gallina y López-González, 2011). Las huellas son impresiones de las extremidades de los animales que son estructuras anatómicas estrechamente ligadas a la adaptación de cada especie a su estilo de vida y a los ambientes asociados, esto explica que los miembros anteriores y posteriores de los ejemplares de una misma especie pueden presentar características constantes que permiten acercarse a la identificación de la misma aun cuando haya ligeras

variaciones individuales. De esto se desprende la necesidad de contar con un mínimo de información sobre la anatomía de las extremidades de los animales a estudiar (Aranda, 2012).

8.4 Cámaras trampa

El fototrampeo es una práctica no invasiva que permite conocer la presencia de especies, estimar su frecuencia, densidad e identificar individuos, esto proporciona a los investigadores información muy valiosa para el seguimiento de fauna macrovertebrada y su posterior toma de muestras en campo. El fototrampeo es una técnica que reduce al máximo la presencia humana y la intervención en el territorio (Silveira, Jácomo y Diniz-Filho, 2003; Alves y Andriolo, 2005; Monroy-



Fotografía 28. Huellas de una familia de la especie jaguar (*Panthera onca*), posiblemente una hembra y sus crías. Fotografía: Mayara Lima Kawasaki. Pantanal de Mato Grosso, Poconé, Mato Grosso, Brasil, 2018.

Vilchis, Rodríguez-Soto, Zarco-González y Urios, 2009), contribuye a su estudio y ofrece ciertas ventajas en comparación con otros métodos como el trapeo directo y la telemetría ya que estos últimos son más costosos, proporcionan un reducido número de registros y podrían alterar el comportamiento de los individuos (Maffei, Cuéllar

y Noss, 2002). Las cámaras de fototrampeo pueden ser muy útiles para determinar efectos antrópicos sobre los ecosistemas y gracias a esta metodología los médicos de la conservación pueden realizar seguimientos de ejemplares silvestres para recolección de datos que puedan ser llevados al laboratorio (Monsalve, 2013) (Fotografías 29 y 30).



Fotografía 29 y 30. Fotos de un ejemplar de puma (*Puma concolor*) en el bosque de una finca privada en el municipio de Caldas, Antioquia, Colombia. Se registró por más de 7 horas al ejemplar en el mismo punto. Se han encontrado varios registros de esta especie en las periferias del Valle de Aburrá, Antioquia, Colombia (Quintana, Carmona, Plese, David-Ruales y Monsalve, 2016). Fotografías: Santiago Monsalve - Lizeth Quintana, 2015.

8.5 Tricología

Los mamíferos pueden ser caracterizados a través de rasgos morfológicos en los pelos a través del tipo de escamas y médulas (Rojano, 2011). La morfología del pelo ha sido estudiada para identificar diversos grupos de mamíferos y se ha comprobado que los análisis poseen ventajas desde el punto de vista taxonómico y sistemático, de igual manera puede ser utilizada para obtener información biológica importante como es el caso de los estudios de hábitos alimenticios (Gamberg y Atkinson, 1988). Una pequeña cantidad de pelos puede ser la única pista para encontrar animales envueltos en depredación, accidentes de varios tipos y también para el estudio de contaminantes ambientales, principalmente de metales pesados (Fotografía 31).

8.6 Avistamiento y manipulación

8.6.1. Uso de técnicas de condicionamiento

Este tipo de método representa una ventaja sobre el método experimental en el cual se observan comportamientos variados o anómalos debido a que el individuo estudiado puede encontrarse en su medio. El condicionamiento operante es un tipo de aprendizaje sistemático y asociativo mediante el cual un animal tiene más probabilidades de repetir formas de conducta que conllevan consecuencias positivas y menos probabilidad de repetir las que tienen efectos negativos (Donaldson, 2012). Por otro lado, pre-



Fotografía 31. Materia fecal de zorro bayo (*Cerdocyon thous*) encontrada en el municipio de Pedraza, Magdalena, Pedraza, Colombia. La dieta de los zorros incluye invertebrados y pequeños vertebrados, por lo que es frecuente encontrar en sus heces pelos, plumas y partes de exoesqueleto. Fotografía: César Rojano, 2013.

senta la dificultad de que el investigador no tiene un control real sobre la situación lo que le impide establecer con precisión qué causa determinado comportamiento en el animal. Consecuentemente, este descontrol sobre la situación resulta algunas veces en una conclusión inapropiada sobre la relación entre un comportamiento específico y la función o funciones aparentes de un comportamiento (Galeano y Monsalve, 2018). Sin embargo, el condicionamiento permite evitar en algunas poblaciones silvestres la representación de comportamientos de huida propios al contacto con los humanos; en este sentido, el condiciona-

miento clásico puede ofrecer una alternativa de estudio en grupos limitados o en individuos en los cuales puede ser evaluado el comportamiento luego del estímulo. Gracias al condicionamiento se ha establecido, en algunos proyectos de estudio de vida silvestre en condiciones *in situ*, la posibilidad de generar muestras como materia fecal para estudios parasitológicos y hormonales y la facilidad en el proceso de restricción química que permite la obtención de datos para el laboratorio en muestras de sangre, imaginología, obtención de parásitos, entre otros (Galeano y Monsalve, 2018) (Fotografía 32).



Fotografía 32. Restricción física de capibara (*Hydrochaeris hydrochaeris*) luego de un proceso de condicionamiento clásico en el pantanal de Mato Grosso en Poconé - Poconé, Mato Grosso, Brasil (Proyecto “Capybaras, ticks, and spotted fever” Dr. Marcelo Labruna, USP-UFMT). Fotografía: Mayara Lima Kawasaki. Pantanal de Mato Grosso, Poconé, Brasil, 2018.

8.7 Conclusiones

Para los veterinarios, particularmente los que se han especializado en fauna silvestre, el uso y adaptación de estas técnicas de restricción y seguimiento es indispensable ya que se trata en la actualidad de metodologías diversas que en conjunto se vuelven una gran herramienta que permite conocer, estudiar y manejar la fauna de una forma sencilla, confiable y económica. El médico de la conservación deberá juntar herramientas de manera transdisciplinaria para proceder a obtener datos de vida silvestre de manera responsable y analizarlos de manera técnica y rigurosa. La manipulación de fauna gracias a estas herramientas resulta viable para los médicos de la conservación y su trabajo en campo. Los métodos son necesarios para crear una línea base de conocimiento en la circulación de las enfermedades desde su inicio en vida libre.

Referencias

- Alves, L. y Andriolo, A. (2005). Camera traps used on the mastofaunal survey of Araras biological research. *Revista Brasileira de Zoociências*, 7(2), 231-246.
- Aranda, J. (2012). Manual para el rastreo de mamíferos silvestres de México. Tlalpan. Ed. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) (México DF). 260p
- Deem, S. L., Karesh, W. B., y Weisman, W. (2001). Putting theory into practice: Wildlife health in conservation. *Conservation Biology*, 15(5), 1224-1233. Recuperado de: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2001.00336.x>
- Donaldson R, Finn H, Bejder L, Lusseau D, Calver M. The social side of human - wildlife interaction : wildlife can learn harmful behaviours from each other. *Anim Conserv*.2012;15(5):427-435. Recuperado de: <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2012.00548.x>
- Ferrier, S. (2002). Mapping Spatial Pattern in Biodiversity for Regional Conservation Planning : Where to from Here? Mapping Spatial Pattern in Biodiversity for Regional Conservation Planning : Where to from Here? *Systematic Biology*, 51(2), 331-363. Recuperado de: <https://doi.org/10.1080/10635150252899806>
- Galeano, A., y Monsalve, S. (2018). Importancia de la etología en la conservación de fauna silvestre. *Revista Zoológica*, In press.
- Gallina, S., y López-González, C. (2011). Manual de técnicas para el estudio de la fauna. Manual de Técnicas para el estudio de la Fauna. Recuperado de: http://www.uaq.mx/FCN/Investigacion/manual_de_tecnicas_para_el_estudio_de_la_fauna.pdf
- Gamberg, M., y Atkinson, J. (1988). Prey Hair and Bone Recovery in Ermine Scats *The Journal of Wildlife Management*. *The Journal of Wildlife Management*, 52(4), 657-660.
- Graham, C. H., Moritz, C., y Williams, S. E. (2006). Habitat history improves prediction of biodiversity in rainforest fauna. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 103(3), 632-636. Recuperado de: <https://doi.org/10.1073/pnas.0505754103>
- Maffei, L., Cuellar, E., y Noss, A. J. (2002). Uso de trampas-cámara para la evaluación de mamíferos en el ecotono Chaco- Chiquitania. *Rev. Biol. Ecol*, 11, 55-65.
- Monroy-Vilchis, O., Rodríguez-Soto, C., Zarco-González, M., y Urios, V. (2009). Cougar and jaguar habitat use and activity patterns in central Mexico. *Animal Biology*, 59(2), 145-157. Recuperado de: <https://doi.org/10.1163/157075609X437673>
- Monsalve, S. (2013). Metodologías para la Colecta de Muestras en Fauna Silvestre *in situ*. Memorias de La Conferencia Interna En Medicina y Aprovechamiento de Fauna Silvestre, Exótica y No Convencional, 9(2), 46-57.
- Nassar-Montoya, F., y Pereira-Bengoa, V. (2013). El estudio de la salud de la fauna silvestre: teoría y práctica transdisciplinaria para la conservación con ejemplos para Latinoamérica. Bogotá D.C.:

COMVEZCOL, Consejo Profesional de Medicina Veterinaria y de Zootecnia de Colombia.

Quintana, L., Carmona, M., Plese, T., David-Ruales, C., y Monsalve, S. (2016). Análisis de la biodiversidad de fauna vertebrada en una finca de Caldas, Antioquia. *Rev. Med. Vet*, 32, 53-65. Recuperado de: <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.19052/mv.3855>

Rojano, C. (2011). Uso de patrones tricológicos y escatológicos en la identificación y monitoreo de especies silvestres: caso *Leopardus tigrinus* (schreber, 1775) en el sureste de brasil. Universidad de Córdoba.

Silveira, L., Jácomo, A. T. A., y Diniz-Filho, J. A. F. (2003). Camera trap, line transect census and track surveys: A comparative evaluation. *Biological Conservation*, 114(3), 351-355. Recuperado de: [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00063-6](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00063-6)



Capítulo 9

La crisis en la conservación de la biodiversidad

César Rojano y Santiago Monsalve Buriticá

9.1 Introducción

Los seres humanos han alterado extensamente el ambiente cambiando los ciclos biogeoquímicos globales, transformando los paisajes e incrementando la movilidad de la biota (Chapin, Zavaleta, Eviner, Naylor, Vitousek, Reynolds y Díaz, 2000). Los efectos de estas alteraciones influyen en diferentes escalas incluyendo a la humanidad y los servicios ecosistémicos de los que depende. En ausencia de cambios importantes en las políticas y el comportamiento de los seres humanos, los efectos antrópicos sobre el medio ambiente continuarán afectando la biodiversidad. Se prevé que la alteración en el uso del suelo tendrá el mayor impacto global sobre la diversidad biológica para el año 2100 seguido por el cambio climático, la acumulación de nitrógeno, la introducción de especies y las concentraciones cambiantes de CO₂ atmosférico (Sala et al., 2000). Todos estos impactos ya han ocasionado una crisis en la conservación, ámbito en el que se pronostica que muchas especies disminuyan sus poblaciones a niveles críticamente bajos y otra cantidad significativa se extinga (Vié, Hilton-Taylor y Stuart, 2009). Este capítulo esboza un panorama general del estado de la conservación de las especies silvestres, los ecosistemas y el nexo entre la pérdida de la biodiversidad con el grado de afectación en las poblaciones humanas en relación a la dispersión y aparición de enfermedades.

9.2 Pérdida de biodiversidad y servicios ecosistémicos

La biodiversidad en el sentido más amplio hace referencia a la cantidad, abundancia, distribución espacial, composición e interacciones de genotipos, tipos funcionales y rasgos, poblaciones, especies y unidades de paisaje en un sistema dado. La biodiversidad influye en los servicios ecosistémicos, es decir, en los beneficios que los ecosistemas brindan a los seres humanos y que posibilitan su existencia (Duraiappah, Naeem, Agardy, Ash, Cooper, Diaz y Oteng-Yeboah, 2005). Los servicios, no obstante, dependen del contexto, esto significa que el mismo proceso ecosistémico puede producir un servicio ecosistémico altamente valorado por una sociedad o grupo de partes interesadas y poco apreciado por otras sociedades o grupos (Díaz, Fargione, Chapin y Tilman, 2006). Las especies nos brindan servicios esenciales directos como alimentos, combustible, ropa y medicinas, así como servicios indirectos por ejemplo purificación de agua y aire, prevención de la erosión del suelo, regulación del clima, polinización de cultivos y muchos más. De igual forma, proporcionan un recurso vital para las actividades económicas (como el turismo, la pesca y la silvicultura), además de tener importantes valores culturales, estéticos y espirituales. En consecuencia, la pérdida de especies disminuye la calidad de nuestras vidas y nuestra seguridad económica básica (Vié et al., 2009).

Históricamente las sociedades humanas se han construido sobre la biodiversidad (Fotografía 33), sin embargo, muchas actividades indispensables para su subsistencia conducen a la pérdida de la misma y es probable que esta ten-

dencia continúe en el futuro (Díaz et al., 2006). En la actualidad, la biodiversidad experimenta grandes pérdidas netas extensas ocasionadas por los motores de transformación presentes en los territorios. El uso de la tierra y las presiones relacionadas han sido los principales motores de estos cambios en la diversidad biológica y, en tanto se considera están en aumento, (Vié et al., 2009; Tittensor, Walpole, Hill, Boyce, Britten, Burgess y Ye, 2014) se podría comprometer la contribución a la provisión de funciones y servicios ecosistémicos resilientes (Mace, Reyers, Alkemade, Biggs, Chapin, Cornell y Woodward, 2014; Jaramillo y Destouni, 2015; Newbold, Hudson, Hill, Contu, Lysenko, Senior y Purvis, 2015). En otras palabras, la pérdida de la biodiversidad podría significar la desaparición de los ecosistemas tal y como los conocemos, conduciendo a la alteración radical de su funcionamiento para lo cual se requeriría atención humana con altos costos económicos.

Según la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (2015), IUCN por sus siglas en inglés, más de 77300 especies han sido evaluadas por la Lista Roja, incluyendo la mayoría de grupos conocidos. De acuerdo a este reporte los resultados son perturbadores pues revela que muchos grupos de especies se enfrentan a severas amenazas de extinción. Por ejemplo, el 41% de las especies de anfibios están amenazadas, el 25% de los mamíferos, el 13% de las aves y el 33% de las formaciones coralinas, entre otros. Sin embargo, la reducción de la biodiversidad no se presenta de forma equitativa en todos los biomas. Algunos autores han estimado que las reducciones netas en la riqueza de especies locales superaron el 20% en el 28% de la superficie terrestre del mundo en 2005,

mientras que el 48,7% de la tierra había visto disminuciones netas en la abundancia total de $\geq 10\%$ (Newbold et al., 2015).

Ante esta crisis de extinción de especies y pérdida de los ecosistemas y su funcionalidad, las personas que dependen más directamente de los servicios ecosistémicos como los agricultores de subsistencia, personas de bajos recursos de las zonas rurales y las sociedades

tradicionales, se enfrentan a los riesgos más graves e inmediatos (Díaz et al., 2006). Esto se debe, en primer lugar, a que son estas personas quienes más dependen de la “red de seguridad” que brinda la biodiversidad de los ecosistemas naturales en términos de seguridad alimentaria y acceso sostenido a medicamentos, combustible, materiales de construcción y protección contra peligros naturales como tormentas e inundaciones (Duraiappah et al., 2005). En se-



Fotografía 33. Las comunidades que residen en áreas de humedales en el departamento del Magdalena dependen de los recursos que estos proveen. Sin embargo, tradicionalmente han hecho un uso insostenible de los servicios ecosistémicos de las ciénagas y ríos. Fotografía: César Rojano, 2013.

gundo lugar, debido a su bajo poder económico y político, los sectores menos privilegiados no pueden sustituir los bienes y servicios adquiridos por los beneficios del ecosistema perdido y, por lo general, tienen poca influencia en la política nacional (Danielsen, Sørensen, Olwig, Selvam, Parish, Burgess y Suryadiputra, 2005).

Hoy en día la información con la que se cuenta no permite tener absoluta certeza sobre los efectos que tendrá la acelerada pérdida de la biodiversidad sobre los servicios ecosistémicos y las poblaciones humanas. Sin embargo, hay evidencia convincente de que el tapiz de la vida, en lugar de responder pasivamente al cambio ambiental global, media activamente en los cambios en los sistemas de soporte vital de la tierra. Su degradación amenaza el cumplimiento de las necesidades básicas y la aspiración de la humanidad como un todo, pero especialmente y más inmediateamente, de las poblaciones más desfavorecidas de la sociedad (Díaz et al., 2006).

9.3 Panorama en Colombia

Con una extensión de aproximadamente 1'141748 km², Colombia tiene un importantísimo valor biológico y ecológico que está siendo puesto en peligro por un creciente proceso de transformación humana. El país posee la particularidad de presentar una notable heterogeneidad de ecosistemas, pues abarca ambientes que incluyen desde desiertos, sabanas, bosques tropicales secos o muy húmedos hasta de montañas cubiertas de páramos. Esta alta diversidad de ecosistemas y su complejidad orográfica han producido altos niveles de endemismo y riqueza de especies (Hernández, Ortiz, Walschburger y

Hurtado, 1992; Myers, Mittermeier, Mittermeier, da Fonseca y Kent, 2000), característica que los hace muy susceptibles a la pérdida y extinción de biodiversidad por procesos de eliminación (deforestación) y fragmentación de los ecosistemas (Orme, Davies, Burgess, Eigenbrod, Pickup, Olson y Owens, 2005; Pimm, Raven, Peterson, Sekercioglu y Ehrlich, 2006). Colombia no ha sido ajena a la tendencia de impactos ambientales ya que durante varios milenios ha pasado por procesos constantes de transformación del paisaje; el último siglo en particular ha presentado una aceleración notoria que ha derivado en un sustancial incremento de la huella humana acumulativa extendiéndola sobre la mayor parte del territorio, especialmente en las regiones Andina y Caribe (Etter, Mcalpine y Possingham, 2008).

Un análisis realizado recientemente (Etter, Andrade, Saavedra y Cortés, 2018) muestra que frente a los cambios climáticos y de uso de la tierra previstos para el futuro las áreas con mayores tasas de pérdida o degradación se ubican en los Andes, el norte de la Amazonia y sur de la Orinoquia. Actualmente, 22 ecosistemas (27%) se encuentran en estado crítico (CR) y pertenecen principalmente a biomas secos, humedales del Caribe y los Andes, además de los bosques del piedemonte llanero. Así mismo, 14 ecosistemas (17%) fueron catalogados como En Peligro (EN), estos, ubicados en el valle del Magdalena, el piedemonte llanero y el Escudo Guayanés. Este mismo estudio encontró que para los ecosistemas catalogados como críticos (CR) la degradación del suelo por erosión, el riesgo de incendios y los proyectos de infraestructura son amenazas que afectan a la mayor parte de estos ecosistemas. La degradación del suelo por erosión es un proceso que enfrentan cerca del 100% de los ecosistemas con categoría

En Peligro (EN). Así mismo, le otorga un grado de amenaza a más del 80% de los ecosistemas en estado Vulnerable (VU). La evaluación final muestra una distribución de ecosistemas críticos en todas las regiones del país, principalmente en el Caribe y los Andes. En estas dos regiones casi la totalidad de los ecosistemas están al menos en categoría Vulnerable (Etter et al., 2018).

En cuanto a biodiversidad, Colombia tiene un estimado de 56.343 especies sin considerar la enorme diversidad de microorganismos existentes. Sólo del grupo de vertebrados se resaltan 492 especies de mamíferos, 1921 de aves (197 de ellas migratorias), 537 de reptiles, 803 anfibios, 2000 peces marinos y 1435 peces dulceacuícolas. Por otro lado, se considera que hay al menos 367 anfibios, 350 especies de mariposas, 311

peces dulceacuícolas, 115 reptiles, 79 aves, 34 mamíferos, 47 palmas y 6383 plantas endémicas, de las cuales 1467 son orquídeas que sólo se encuentran en el territorio nacional (Moreno, Rueda y Andrade, 2017). No obstante, se estima que cerca de 1200 especies están amenazadas en el país según la información obtenida de la serie Libros Rojos de Colombia, la resolución 1912 de 2017 (Resolución de especies amenazadas) y los criterios establecidos por la IUCN. De estas, 798 corresponden a plantas, 313 a vertebrados y 74 a invertebrados. Se resalta que actualmente Colombia cuenta con 19 especies de aves en peligro crítico, 5 de mamíferos, 14 de anfibios y 11 de reptiles, al igual que 20 especies de frailejones, 47 especies de bromelias y 8 especies maderables, entre otros (Figura 16) (Moreno et al., 2017).

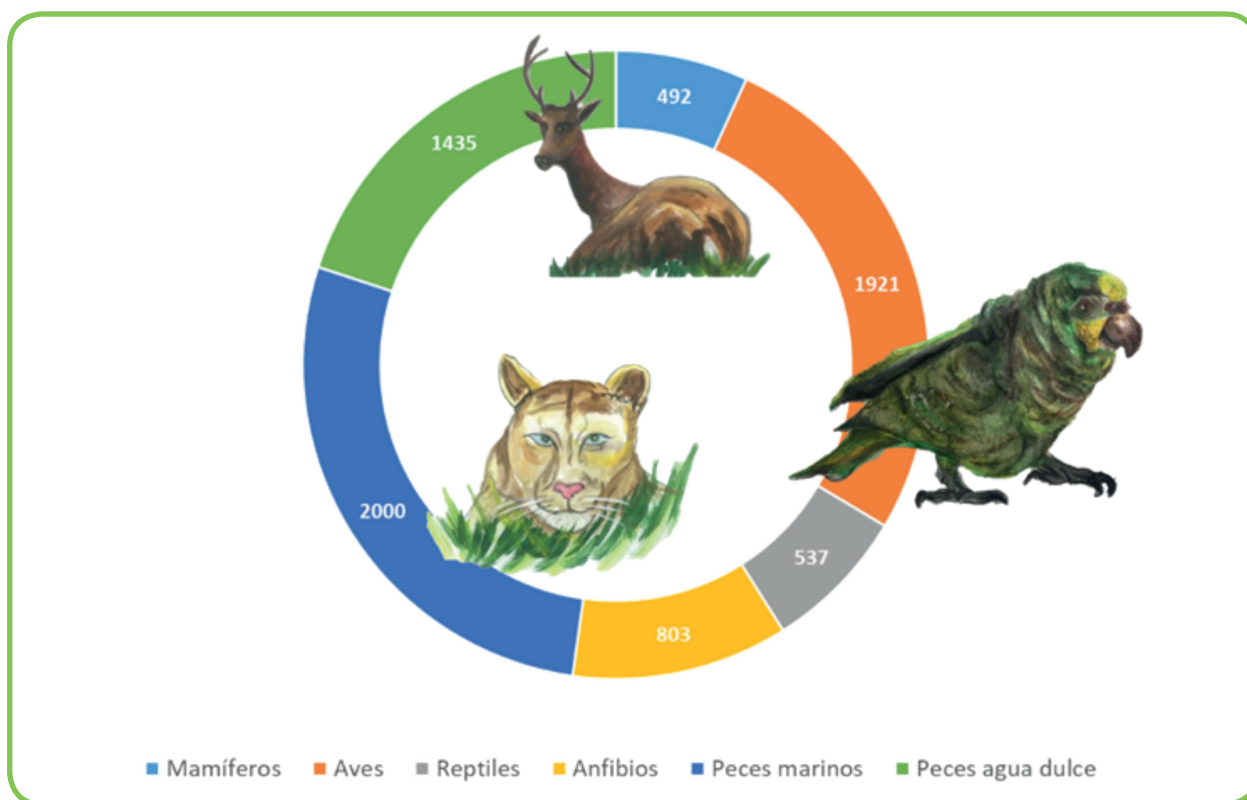


Figura 16. Diversidad macrovertebrada en Colombia (Moreno et al., 2017).

Lo anterior demuestra la enorme vulnerabilidad en la que se encuentra la biodiversidad en el país y la afectación que pueden presentar los servicios ecosistémicos que estos nos brindan. El conocimiento de los factores que desencadenan los problemas de conservación y el diseño de estrategias de mitigación son claves a futuro, en especial considerando que Colombia es uno de los países más biodiversos del planeta, pero también un territorio con grandes conflictos históricos e índices de vulnerabilidad en sus poblaciones (Fotografía 34).

9.4 Biodiversidad y salud

La biología de la conservación se desarrolló principalmente como respuesta a lo que se ha denominado la sexta gran extinción (Glover, 1997). A diferencia de las extinciones pasadas,

las tendencias actuales están relacionadas con actividades humanas que han resultado en la fragmentación del hábitat, el aislamiento de la población y el contacto más cercano entre animales silvestres, el ganado doméstico y los seres humanos (Deem, Kilbourn, Wolfe, Cook y Karesh, 2000).

Este contacto ha alcanzado un nivel sin precedentes ya que la población humana se ha acercado cada vez más a territorios silvestres. Una de las vías de contacto se da a través del aumento en la fragmentación del hábitat que ha dejado poblaciones aisladas de animales silvestres rodeadas o en proximidad con los humanos y sus animales domésticos (Fotografía 35). La fragmentación también ha llevado a un nivel intensificado en la caza de especímenes silvestres como fuente de carne de monte (Deem et al., 2000).



Fotografía 34. El oso palmero (*Myrmecophaga tridactyla*) es una especie categorizada como vulnerable en el país, en especial por la acelerada transformación de su hábitat en el Caribe colombiano. Fotografía: César Rojano, 2016.



Fotografía 35. En vastas zonas de la Orinoquía colombiana, colonizadas a principios de los años 70, se desarrollan actividades productivas sobre paisajes en buen estado de conservación. Si bien ha permitido la conservación de la biodiversidad, es un territorio propicio para la transmisión de patógenos entre las poblaciones humanas, la fauna silvestre y la doméstica. Fotografía: Lucía Córdoba, 2016.

Por otro lado, el reciente interés por desarrollar proyectos de ecoturismo en áreas remotas donde se albergan algunas de las especies más amenazadas, ha contribuido a un mayor nexo entre la vida silvestre y los humanos. Otro factor que aumenta el contacto humanos/ganado/vida silvestre son las prácticas comunes de manejo de especies que consisten en la translocación y reintroducción de poblaciones de animales libres y en cautiverio (Woodford, 1993; Cunningham, 1996).

Un resultado de las variadas actividades humanas ha sido una mayor conciencia de la importancia de la interacción de algunas enfermedades entre los animales domésticos, las especies silvestres y los humanos (Deem, 1998). De igual

forma, se ha reconocido que las enfermedades y los parásitos juegan un papel importante en la dinámica de las poblaciones de vida silvestre (McCallum y Dobson, 1995).

Estos factores pueden tener un efecto directo en la supervivencia de las especies y crear desafíos que apelan particularmente al conocimiento veterinario, haciendo de estas personas actores idóneas para la creación de soluciones (Deem et al., 2000). Ante esta situación el campo emergente de la medicina de conservación, al unir las disciplinas de la salud y la ecología, representa un intento por generar una visión compleja, profunda y de conjunto del mundo. Los efectos de salud se extienden a lo largo de la red de la vida conectando a todas las especies pues

la interacción de ellas está inextricablemente ligada a los procesos ecológicos que rigen la vida (Tabor, 2002).

La biología de la conservación y la medicina de la conservación comparten el objetivo común de tratar de lograr la salud ecológica. La medicina de conservación estudia las múltiples interacciones bidireccionales entre patógenos y enfermedades por un lado, y entre especies y ecosistemas por el otro. Se centra en el estudio del contexto ecológico de la salud y la remediación de los problemas de salud ecológicos. En respuesta a las crecientes implicaciones para la salud de la degradación ambiental, la medicina de la conservación se ha convertido en un nuevo campo interdisciplinario para abordar la compleja interrelación entre la salud y las preocupaciones ecológicas (Tabor, 2002).

En conclusión, los rápidos procesos de transformación que ha causado el ser humano en las últimas décadas y que han desencadenado una pérdida de la biodiversidad, y en particular una reducción de los servicios ecosistémicos de los que dependemos, deben ser abordados hoy en día desde diferentes perspectivas. Dentro de este marco, los médicos veterinarios tenemos un papel importante ya que debemos pasar de considerar la salud de individuos, a evaluar la salud de las poblaciones y los ecosistemas integrando así una red multidisciplinaria que busca, a largo plazo, asegurar las funciones ecológicas y finalmente los servicios de los que depende el planeta.

Referencias

- Chapin, F. S., Zavaleta, E. S., Eviner, V. T., Naylor, R. L., Vitousek, P. M., Reynolds, H. L., Díaz, S. (2000). Consequences of changing biodiversity. *Nature*, 405(6783), 234-242. Recuperado de: <https://doi.org/10.1038/35012241c>
- Cunningham, A. A. (1996). Disease risks of wildlife translocations. *Conservation Biology*, 10(2), 349-353. Recuperado de: <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1996.10020349.x>
- Danielsen, F., Sørensen, M. K., Olwig, M. F., Selvam, V., Parish, F., Burgess, N. D., ... Suryadiputra, N. (2005). The Asian tsunami: A protective role for coastal vegetation. *Science*, 310(5748), 643. Recuperado de: <https://doi.org/10.1126/science.1118387>
- Deem, S. L. (1998). A review of heartwater and the threat of introduction of *Cowdria ruminantium* and *Amblyomma* spp. ticks to the American mainland. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine : Official Publication of the American Association of Zoo Veterinarians*, 29(2), 109-113. Recuperado de: <https://doi.org/10.2307/20095732>
- Deem, S. L., Kilbourn, M., Wolfe, N. D., Cook, R. a, y Karesch, W. B. (2000). Conservation medicine. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 916, 370-377. Recuperado de: <https://doi.org/10.3200/ENV.51.4.7-9>
- Díaz, S., Fargione, J., Chapin, F. S., y Tilman, D. (2006). Biodiversity loss threatens human well-being. *PLoS Biology*, 4(8), 1300-1305. Recuperado de: <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0040277>
- Duraiappah, A. K., Naeem, S., Agardy, T., Ash, N. J., Cooper, H. D., Diaz, S., & Oteng-Yeboah, A. A. (2005). Ecosystems and human well-being: Biodiversity synthesis. In Millennium ecosystem assessment (p. 86). Washington D.C.: World Resources Institute.
- Etter, A., Andrade, Á., Saavedra, K., y Cortés, J. (2018). Actualización de la Lista Roja de los Ecosistemas Terrestres de Colombia Herramienta para la gestión de los ecosistemas. En: L. Moreno, C. Rueda, y G. Andrade (Eds.), Biodiversidad 2 (p. 19).
- Etter, A., Mcalpine, C., y Possingham, H. (2008). Historical Patterns and Drivers of Landscape Change

- in Colombia Since 1500 : A Regionalized Spatial Approach *Annals of the Association of American Geographers*, 98(1), 2-23. Recuperado de: <https://doi.org/10.1080/00045600701733911>
- Glover, J. M. (1997). Leakey, Richard, yamp; Lewin, Roger (1995). The sixth extinction: Patterns of life and the future of humankind. *Journal of Leisure Research*, 29(4), 476-481. Recuperado de: <https://doi.org/10.1080/00222216.1997.11949812>
- Hernández, J., Ortiz, R., Walschburger, T., y Hurtado, A. (1992). Estado de La Biodiversidad En Colombia (State of Biodiversity in Colombia). En: G. Halffter y E. Ezcurra (Eds.), *La Diversidad Biológica de Iberoamérica* (Volumen 1, p. 204). México, DF: CYTED.
- Jaramillo, F., y Destouni, G. (2015). Comment on “planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet.” *Science*, 348(6240), 1217-c. Recuperado de: <https://doi.org/10.1126/science.aaa9629>
- Mace, G. M., Reyers, B., Alkemade, R., Biggs, R., Chapin, F. S., Cornell, S. E., Woodward, G. (2014). Approaches to defining a planetary boundary for biodiversity. *Global Environmental Change*, 28(1), 289-297. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.07.009>
- McCallum, H., y Dobson, A. (1995). Detecting disease and parasite threats to endangered species and ecosystems. *Trends in Ecology y Evolution*, 10(5), 190-194. Recuperado de: [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(00\)89050-3](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(00)89050-3)
- Moreno, L., Rueda, C., y Andrade, G. (2017). Estado y tendencias de la biodiversidad continental de Colombia. En: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. (Ed.), *Biodiversidad* (p. 84). Bogotá D.C.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B., y Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853-858. Recuperado de: <https://doi.org/10.1038/35002501>
- Newbold, T., Hudson, L. N., Hill, S. L. L., Contu, S., Lysenko, I., Senior, R. A., Purvis, A. (2015). Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature*, 520(7545), 45-50. Recuperado de: <https://doi.org/10.1038/nature14324>
- Orme, C. D. L., Davies, R. G., Burgess, M., Eigenbrod, F., Pickup, N., Olson, V. A., ... Owens, I. P. F. (2005). Global hotspots of species richness are not congruent with endemism or threat. *Nature*, 436(7053), 1016-1019. Recuperado de: <https://doi.org/10.1038/nature03850>
- Pimm, S., Raven, P., Peterson, A., Sekercioglu, C. H. y Ehrlich, P. R. (2006). Human impacts on the rates of recent, present, and future bird extinctions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 103(29), 10941-10946. Recuperado de: <https://doi.org/10.1073/pnas.0604181103>
- Sala, O. E., Chapin, F. S., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Wall, D. H. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287(5459), 1770-1774. Recuperado de: <https://doi.org/10.1126/science.287.5459.1770>
- Tabor, G. (2002). Defining Conservation Medicine. En: A. Aguirre, R. Ostfeld, G. Tabor, C. House y M. Pearl (Eds.), *Conservation Medicine. Ecological Health in Practice*. (pp. 8-16). Oxford: Oxford University Press.
- Tittensor, D. P., Walpole, M., Hill, S. L., Boyce, D. G., Britten, G. L., Burgess, N. D., Ye, Y. (2014). A mid-term analysis of progress toward international biodiversity targets. *Science*, 346(6206), 241-244. Recuperado de: <https://doi.org/10.1126/science.1257484>
- Vié, J.-C., Hilton-Taylor, C. y Stuart, S. N. (2009). *Wildlife in a changing world*. Recuperado de: <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2009.17.en>
- Woodford, M. H. (1993). International disease implications for wildlife translocation. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine*, 24(3), 265-270. Recuperado de: <https://doi.org/10.2307/20095278>

Índice de fotografías

Fotografía 1. Tráfico de especies silvestres (<i>Caiman crocodilus</i>) para ser utilizadas con fines comerciales en la región Caribe colombiana.....	17
Fotografía 2. Ejemplares de venado de cola blanca (<i>Odocoileus virginianus</i>)	18
Fotografía 3. Chigüiro (<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>)	19
Fotografía 4. Ejemplar anuro tomado de vida silvestre con lesiones fúngicas (posiblemente con el hongo <i>Batrachochytrium dendrobatidis</i>)	22
Fotografía 5 y 6. Toma de muestras de garrapatas en un ejemplar de morrocoy (<i>Chelonoidis carbonaria</i>).....	23
Fotografía 7. Extracción ilegal de madera en el parque nacional natural	24
Fotografía 8. Ejemplares de perico (<i>Brotogeris jugularis</i>) decomisados	30
Fotografía 9. Venta de subproductos de guatínaja (<i>Cuniculus paca</i>)	31
Fotografía 10 y 11. Extracción de psitácidos de vida libre	34
Fotografía 12. Ejemplar de zorro (<i>Cerdocyon thous</i>) atropellado.....	40
Fotografía 13. Decomisos de carne de tortuga hicoitea (<i>Trachemys callirostris</i>)	42
Fotografía 14. Huevos de Iguana (<i>Iguana iguana</i>).....	42
Fotografía 15. Foto de caninos domésticos en un bosque del municipio de Caldas	44
Fotografía 16. Toma de muestras de sangre de Delfines (<i>Tursiops truncatus</i> y <i>Sotalia guianensis</i>)	45
Fotografía 17. Ejemplares de quelonios como bioindicadores ecosistémicos	45
Fotografía 18. Ejemplar adulto de la especie perico carisucio (<i>Eupsittula pertinax</i>).	50
Fotografía 19. Grupo de juveniles traficados de la misma especie.	50
Fotografía 20. Ejemplar de Puma (<i>Puma concolor</i>) capturado por depredación.....	51
Fotografía 21. Decomiso de canales de ejemplares de pato pisingo (<i>Dendrocygna autumnalis</i>).....	53
Fotografía 22. Anestesia en ejemplares de chigüiros (<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>)	55
Fotografía 23. Ejemplar de chigüiro (<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>)	55

Fotografía 24. Tráfico de fauna (psitácidos)	56
Fotografía 25. Ejemplar de loro de cabeza amarilla (<i>Amazona ochrocephala</i>) con enfermedad respiratoria	56
Fotografía 26. Ejemplar hembra de iguana (<i>Iguana iguana</i>) decomisada por la policía ambiental	57
Fotografía 27. Ovario y folículos de un ejemplar de iguana (<i>Iguana iguana</i>) decomisados	57
Fotografía 28. Huellas de una familia de la especie jaguar (<i>Panthera onca</i>).	102
Fotografía 29 y 30. Fotos de un ejemplar de puma (<i>Puma concolor</i>) en un bosque de una finca privada en el municipio de Caldas.....	103
Fotografía 31. Materia fecal de zorro bayo (<i>Cerdocyon thous</i>), encontrada en el municipio de Pedraza, Magdalena, Colombia.....	104
Fotografía 32. Restricción física de capibara (<i>Hydrochaeris hydrochaeris</i>).	105
Fotografía 33. Servicios ecosistémicos de las ciénagas y ríos.....	111
Fotografía 34. El oso palmero (<i>Myrmecophaga tridactyla</i>) especie categorizada como vulnerable en el país.	114
Fotografía 35. Desarrollo de actividades productivas sobre paisajes en buen estado de conservación.....	115

Índice de figuras

Figura 1. Triada ecológica de la enfermedad.....	16
Figura 2. Efectos antrópicos sobre los ecosistemas faunísticos	20
Figura 3. Ciclo del flavivirus (Virus del oeste del Nilo - WNV)	21
Figura 4. Origen infeccioso de las enfermedades emergentes.....	33
Figura 5. Relación de los vectores, zoonosis y fauna silvestre en la aparición de enfermedades infecciosas emergentes	35
Figura 6. Algunos factores humanos asociados o relacionados con la emergencia o reemergencia de diferentes zoonosis	39
Figura 7. Efecto de una enfermedad infecciosa sobre una población dada como resultado de condiciones ambientales y poblaciones del huésped favorables al patógeno	41
Figura 8. Ciclo de transmisión de <i>Chlamydochloa psittaci</i>	66
Figura 9. Ciclo de <i>Ehrlichia canis</i> (Ehrlichiosis monocítica canina) y <i>Anaplasma phagocytophilum</i> (Anaplasmosis granulocítica humana - canina).....	67
Figura 10. Ciclo de <i>Ehrlichia Chaffeensis</i>	69
Figura 11. Ciclo de <i>Rickettsia rickettsii</i>	70
Figura 12. Acción de los disruptores endocrinos sobre la célula diana	76
Figura 13. La medición del contenido de metales pesados	77
Figura 14. Ciclo del mercurio	89
Figura 15. Requerimientos del médico de la conservación para la manipulación de fauna para la toma de muestras <i>in situ</i>	101
Figura 16. Diversidad macrovertebrada en Colombia.	113

Glosario

1. Fauna doméstica

Son todos los animales pertenecientes a especies que han sido producto de cría, levante regular o mejoramiento genético y que le han servido incondicionalmente al ser humano a través del tiempo.

2. Fauna silvestre

Es el conjunto de animales terrestres y acuáticos cuyo origen y evolución no han sido objeto de domesticación, mejoramiento genético, cría regular o que han regresado a su estado silvestre.

3. Fauna exótica

Especies o subespecies taxonómicas, razas o variedades de animales cuya área natural de dispersión geográfica no se extiende al territorio nacional ni aguas jurisdiccionales y si se encuentran en el país es como resultado voluntario o involuntario de la actividad humana.

4. Fauna nativa

Especie, subespecie o variedad de animal cuya área de distribución geográfica se extiende al territorio nacional o aguas jurisdiccionales colombianas o forman parte de los mismos, comprendidas las que migran temporalmente a ellos, siempre y cuando no se encuentren en el país o migren a él como resultado voluntario o involuntario de la actividad humana.

5. Fauna endémica

Son especies que viven exclusivamente dentro de un determinado territorio, ya sea un continente, un país, una región política administrativa, una región biogeográfica, una isla o una zona particular; y que no se encuentra de forma natural en otra parte del mundo.

6. Objetivo de los Zoológicos

Educación, investigación y conservación para mantener a los animales en buen estado y condiciones de bienestar. La recreación se encuentra implícita como filosofía de este tipo de centros de conservación ex situ.

7. Objetivo de los CAVs (Centros de atención y valoración de fauna silvestre)

Los CAVs son una estrategia para la recuperación y protección de los especímenes silvestres en el marco de la política de conservación de la biodiversidad del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Su propósito es la recepción de fauna silvestre decomisada o rescatada de manera voluntaria, bus-

cando disminuir los impactos que genera el tráfico de fauna en las diferentes regiones del país.

8. Diversidad de especies (Biodiversidad)

Es la propiedad de los sistemas vivos de ser variables, comprendiendo la diversidad dentro de los ecosistemas, cada especie y entre especies.

9. Densidad poblacional de especies

Toda especie animal o vegetal puede desarrollarse en un determinado espacio en forma óptima cuando existe un equilibrio entre el número de individuos y las condiciones del ambiente. Este equilibrio es determinado principalmente por la cantidad de alimentos disponibles. Si existe un exceso poblacional, por lo tanto mayor cantidad de individuos y menor disponibilidad de alimentos y de espacio, se producen diversos fenómenos de control natural para restablecer el equilibrio entre la oferta del alimento y la población.

10. Sostenibilidad

Se refiere al equilibrio de una especie con los recursos de su entorno. Concepto que describe cómo los sistemas biológicos se mantienen diversos, materiales y productivos con el transcurso del tiempo.

11. Tráfico de fauna silvestre

El tráfico de fauna es una actividad ilegal que se lleva a cabo en el ámbito nacional e internacional que comprende la extracción, comercio y tenencia ilícita de vida silvestre. Se ha reconocido como uno de los negocios ilegales más lucrativos y permanentes.

12. Efectos antrópicos

Es el impacto causado por las actividades humanas que, voluntaria o involuntariamente, pueden llegar a afectar de cualquier manera el medio ambiente. Un efecto antrópico puede ser desde lanzar una pequeña bolsa de plástico no biodegradable a la calle, hasta la tala de miles de hectáreas de bosque primario.

13. Causas directas e indirectas de la pérdida de la biodiversidad en Colombia

Entre las causas directas: expansión y transformación de paisajes, sobreexplotación de especies silvestres de valor comercial, introducción de especies invasoras, la contaminación y el cambio climático. Causas indirectas: la expansión de la frontera agropecuaria, comercialización de pieles, cultivos ilícitos, conflicto armado y problemas de orden público.

14. Diversidad genética e importancia de la misma

Es el número total de características genéticas dentro de cada especie. Esta diversidad se reduce cuando hay “cuellos de bote-

lla”, es decir, cuando una población se disminuye sustancialmente y quedan pocos individuos. A mayor diversidad genética, las especies tienen mayores probabilidades de sobrevivir a cambios dados en el ambiente. Cuando el tamaño de la población se reduce, aumenta la reproducción entre organismos emparentados (consanguinidad) generando una reducción de la diversidad genética, que se traduce en especies genéticamente iguales.

15. Conservación *In situ*

“Conservación en el propio sitio” se refiere al cuidado de la biodiversidad en su entorno natural, en su sitio de origen. Además de atender el cuidado de una parte importante de los ecosistemas naturales, permite proteger las poblaciones de especies de flora y fauna silvestres y por tanto, procurar condiciones mínimas para el mantenimiento de su variedad genética en estado silvestre.

16. Conservación *Ex situ*

Consiste en el mantenimiento de algunos componentes de la biodiversidad fuera de sus hábitats naturales. Es considerada un complemento para la conservación de especies y recursos genéticos *in situ*. Puede ser alternada con estrategias como la conformación de bancos de germoplasma, o por medio de la actividad propia de los diferentes centros de conservación *ex situ*.

17. Ley 1608 de 1978

Ley en la que se reglamenta el código nacional de los recursos naturales renovables y protección al medio ambiente en materia de fauna silvestre en Colombia.

18. Ley 611 de 2000

Ley en la que se dictan normas para el manejo sostenible de especies de fauna silvestre y acuática en Colombia.

19. Aposematismo

Es una estrategia muy frecuente en la naturaleza que consiste en que algunos organismos presenten rasgos externos llamativos a los sentidos, con el objetivo de alertar a sus depredadores.

20. Mimetismo Batesiano

Fenómeno por el cual dos o más especies son similares en apariencia, sin embargo solo una de ellas presenta mecanismos de defensa frente a los depredadores (espinas, aguijones, toxinas, sabor desagradable, etc.), mientras que la otra carece de estos rasgos siendo su mecanismo de defensa la similitud con la primera especie.

21. Mimetismo Mulleriano

Fenómeno por el cual dos o más especies con ciertas características peligrosas, sin relación taxonómica, y que comparten

uno o más depredadores, presentan señales de advertencia similares.

22. Cripsis

Fenómeno por el cual un animal presenta adaptaciones de color que le permiten pasar inadvertido a los sentidos de otros animales.

23. Migración

Desplazamientos periódicos, estacionales o permanentes de especies animales de un hábitat a otro.

24. Estivación

Estado fisiológico de algunos animales consistente en el letargo, inactividad o torpor que produce un descenso en la actividad metabólica como respuesta a las condiciones extremas y periódicas acaecidas durante el verano o estación seca. Estas condiciones pueden ser debidas a un aumento considerable de la temperatura ambiental o a una disminución hídrica importante.

25. Hibernación

Es la capacidad que tienen ciertos animales para adaptarse a condiciones climáticas extremadamente frías, puede asemejarse a un estado de hipotermia regulada durante algunos días, semanas o meses lo cual les permite conservar su energía durante el invierno. Durante la hibernación el metabolismo de los animales decrece considerablemente y utiliza las reservas energéticas almacenadas en sus cuerpos durante los meses más cálidos.

26. Tanatosis

Estrategia defensiva utilizada por algunas especies caracterizadas por fingir la muerte para escapar del ataque de depredadores, estas especies temporalmente pueden disminuir sus movimientos y bajar dramáticamente el metabolismo.

27. Especies sombrilla

Estas son especies que requieren de grandes extensiones para el mantenimiento de poblaciones mínimas viables, por lo que garantizar la conservación de sus poblaciones pudiera implicar la protección de otras especies simpátricas relacionadas.

28. Especies bandera

Son especies carismáticas que sirven como símbolo para atraer el apoyo gubernamental, del público o de posibles donantes, para la implementación y desarrollo de programas de conservación que involucren a la especie bandera y las especies menos llamativas con las que pudiera estar asociada.

29. Dimorfismo sexual

Son las variaciones en la fisonomía externa, como forma, coloración o tamaño entre machos y hembras de una misma

especie, se presenta en la mayoría de los animales en mayor o menor grado.

30. Bosque seco tropical

Es propio de las tierras bajas y se caracteriza por presentar una fuerte estacionalidad de lluvias, tiene una biodiversidad única con plantas y animales que se han adaptado a condiciones de estrés hídrico por lo cual presenta altos niveles de endemismo.

31. Bosque de niebla

Llamado también bosque nublado, selva nublada, bosque nuboso de montaña, o tropical. Es un ecosistema fuertemente influenciado por fenómenos climáticos, especialmente por la persistente humedad condensada en forma de nubes o niebla a nivel de la superficie. Alberga una importante diversidad de especies de fauna y flora, es considerado el hábitat del 10% de las especies de aves de rango restringido y su suelo cubierto de vegetación en descomposición proporciona (en similitud con la selva húmeda cálida) una gran acidez.

32. Bosque húmedo tropical

Posee una de las mayores tasas de diversidad de plantas y animales en el mundo y se caracteriza por elevadas precipitaciones (2000 a 5000 mm anuales) y temperatura media. La vegetación se encuentra muy desarrollada y puede ser dividida en muchos estratos dependiendo de su altura (suelo, sotobosque, dosel y árboles emergentes). De todos los tipos de bosque tropical, la selva tropical es el ecosistema de mayor extensión e importancia. Es un ecosistema con una gran riqueza y variedad de especies y de gran interés porque su biodiversidad es fuente de muchos recursos: alimentos, medicinas y sustancias de interés industrial.



Santiago Monsalve Buriticá nació en Manizales, Colombia, y desde su infancia mostró afinidad por los animales. Luego de su graduación como médico veterinario de la Universidad de Caldas, trabajó en diferentes centros de conservación *ex situ* y en proyectos de investigación en distintas regiones del país. Allí pudo constatar la importancia de las enfermedades emergentes y la relación con las zoonosis y el paradigma One Health. El autor ha culminado sus estudios de doctorado en Ciencias Veterinarias en la

Universidad de Antioquia, y es docente de la Corporación Universitaria Lasallista en las áreas de fauna silvestre, microbiología y bienestar animal.

En este libro “Medicina de la conservación y enfermedades de la fauna silvestre”, Monsalve se acerca a la comunidad académica e investigativa tratando de plasmar un manuscrito que ofrezca una línea base de herramientas útiles y accesibles para veterinarios de fauna, profesores, estudiantes de las ciencias animales e investigadores de la medicina de la conservación.

