

Capítulo 3

Diversidad Biológica y Redes Ecológicas en la Amazonía



Science Panel for the Amazon



Sobre el Panel Científico por la Amazonía (PCA)

El Panel Científico por la Amazonía es una iniciativa sin precedentes convocada bajo los auspicios de la Red de Soluciones para el Desarrollo Sostenible (SDSN) de las Naciones Unidas. El SPA está compuesto por más de 200 científicos e investigadores destacados de los ocho países amazónicos, la Guayana Francesa y socios globales. Estos expertos se reunieron para debatir, analizar y ensamblar el conocimiento acumulado de la comunidad científica, los pueblos Indígenas y otros actores que viven y trabajan en la Amazonía.

El Panel está inspirado en el Pacto de Leticia por la Amazonía. Este es el primer informe de su tipo que proporciona una evaluación científica exhaustiva, objetiva, abierta, transparente, sistemática y rigurosa del estado de los ecosistemas de la Amazonía, las tendencias actuales y sus implicaciones para el bienestar a largo plazo de la región, así como oportunidades y opciones relevantes de políticas para la conservación y el desarrollo sostenible.

Informe de evaluación de Amazonía 2021, Derechos de autor ©2022, Panel Científico por la Amazonía. Traducido del inglés al español por iTranslate, con el generoso apoyo del Banco Mundial. Este informe se publica bajo una licencia Atribución-NoComercial-CompartirIgual 4.0 Internacional (CC BY-NC-SA 4.0). ISBN: 978-1-7348080-4

Cita sugerida

Zapata-Ríos G, Andreazzi CS, Carnaval AC, Doria CRC, Duponchelle F, Flecker A, Guayasamín JM, Heilpern S, Jenkins CN, Maldonado C, Meneghelli D, Miranda G, Moraes R M, Silman M, Silveira MAPA, Tabet G, Trujillo F, Ulloa Ulloa C, Arieira J. 2021. Capítulo 3: Diversidad Biológica y Redes Ecológicas en la Amazonía. En: Nobre C, Encalada A, Anderson E, Roca Alcazar FH, Bustamante M, Mena C, Peña-Claros M, Poveda G, Rodríguez JP, Saleska S, Trumbore S, Val AL, Villa Nova L, Abramovay R, Alencar A, Rodríguez Alza C, Armenteras D, Artaxo P, Athayde S, Barretto Filho HT, Barlow J, Berenguer E, Bortolotto F, Costa FA, Costa MH, Cuvil N, Fearnside PM, Ferreira J, Flores BM, Frieler S, Gatti LV, Guayasamin JM, Hecht S, Hirota M, Hoorn C, Josse C, Lapola DM, Larrea C, Larrea-Alcazar DM, Lehm Ardaya Z, Malhi Y, Marengo JA, Melack J, Moraes R M, Moutinho P, Murmis MR, Neves EG, Paez B, Painter L, Ramos A, Rosero-Peña MC, Schmink M, Sist P, ter Steege H, Val P, van der Voort H, Varese M, Zapata-Ríos G (Eds). Informe de evaluación de Amazonía 2021. Traducido del inglés al español por iTranslate. United Nations Sustainable Development Solutions Network, New York, USA. Disponible de <https://www.laamazonia.quequeremos.org/pca-publicaciones/>. DOI: 10.55161/TRZS3877

ÍNDICE

RESUMEN GRÁFICO	2
MENSAJES CLAVE	3
RESUMEN	3
3.1 ¿POR QUÉ LA AMAZONÍA ES TAN RICA EN ESPECIES Y ECOSISTEMAS?	4
3.2 PATRONES DE DIVERSIDAD BIOLÓGICA DE GRUPOS TAXONÓMICOS SELECCIONADOS	6
3.2.1 PLANTAS VASCULARES.....	6
3.2.2 HONGOS, ALGAS Y PLANTAS NO VASCULARES.....	11
3.2.3 DIVERSIDAD DE INSECTOS	11
3.2.4 DIVERSIDAD DE PECES.....	13
.....	16
3.2.5 DIVERSIDAD DE ANFIBIOS.....	17
3.2.6 DIVERSIDAD DE REPTILES.....	20
3.2.7 DIVERSIDAD DE AVES	21
3.2.8 DIVERSIDAD DE MAMÍFEROS	22
3.2.9 DIVERSIDAD DE PARÁSITOS Y PATÓGENOS (Y SUS INTERACCIONES CON HUÉSPEDES MAMÍFEROS).....	25
3.3 PROCESOS Y ADAPTACIONES ECOLÓGICAS SOBRESALIENTES EN ECOSISTEMAS TERRESTRES Y ACUÁTICOS	26
3.3.1 INTERACCIONES PLANTA-ANIMAL.....	26
3.3.2 PULSOS DE INUNDACIÓN Y FLUJO DE NUTRIENTES.....	27
3.3.3 MIGRACIONES DE PECES.....	28
3.3.4 VARIACIÓN AMBIENTAL Y ADAPTACIÓN DE LOS ORGANISMOS	30
3.4 PLASTICIDAD GENÉTICA Y DIVERSIDAD MOLECULAR	30
3.5 DIVERSIDAD FUNCIONAL	31
3.6 CONOCIMIENTO INCOMPLETO SOBRE LA BIODIVERSIDAD	35
3.7 CONCLUSIONES	37
3.8 RECOMENDACIONES	44
3.9 REFERENCIAS	45

Diversidad Biológica y Redes Ecológicas en la Amazonía

Galo Zapata-Ríos^a, Cecilia S. Andreazzi^b, Ana Carolina Carnaval^c, Carolina Rodrigues da Costa Doria^d, Fabrice Duponchelle^e, Alexander Flecker^f, Juan M. Guayasamín^g, Sebastian Heilpern^h, Clinton N. Jenkinsⁱ, Carla Maldonado^j, Diego Meneghelli^k, Guido Miranda^l, Mónica Moraes R.^j, Miles Silman^m, Maria Aurea Pinheiro de Almeida Silveira^d, Gabriella Tabet^b, Fernando Trujilloⁿ, Carmen Ulloa Ulloa^o, Julia Arieira^{p,q}

Mensajes clave

- La cuenca amazónica es una de las áreas con mayor biodiversidad del mundo para la mayoría de los grupos taxonómicos. La diversidad varía geográficamente, siendo algunos grupos más diversos en las tierras bajas amazónicas, mientras que otros prosperan en los Andes.
- Las evaluaciones actuales subestiman la verdadera riqueza de especies de la Amazonía, en parte debido a la dificultad de muestreo en esta vasta región. La Amazonía exhibe una tasa increíblemente alta de descubrimiento de nuevas especies (una cada dos días) y, al ritmo actual, tomará varios cientos de años compilar una lista completa de plantas y animales (sin mencionar su distribución geográfica, historia natural y estado de conservación). Además, algunos grupos, como hongos, algas, líquenes y bacterias han sido estudiados poco.
- Las interacciones planta-animal son un proceso ecológico muy importante en los bosques amazónicos, sin las cuales estos bosques dejarían de existir. Tales interacciones han llevado a la evolución de una gran diversidad de especies. Estas redes de mutualistas y consumidores determinan todos los aspectos de los bosques amazónicos y son responsables de su composición, regulación de especies, recuperación de áreas perturbadas y generación de la biodiversidad que comprende el bosque, los ríos y otros ecosistemas.

Resumen

Los científicos no han podido estimar el número de especies en la Amazonía, al orden de magnitud más

^a Wildlife Conservation Society Ecuador Program, Mariana de Jesús E7-248 y La Pradera, Quito, Ecuador, gzapata@wcs.org

^b Instituto Oswaldo Cruz (IOC/Fiocruz), Av. Brasil 4365, Manguinhos, Rio de Janeiro RJ 21040-900, Brazil

^c City College of New York, 160 Convent Ave, New York, NY 10031, EE. UU.

^d Universidade Federal de Rondônia, Av. Pres. Dutra 2965, Olaria, Porto Velho RO 76801-058, Brazil

^e Institut de Recherche pour le Développement, 44 bd de Dunkerque, Immeuble Le Sextant CS 90009, F-13572 Marseille cedex 02, France

^f Universidad de Cornell, E145 Corson Hall, Ithaca, Nueva York 14853, EE. UU.

^g Universidad San Francisco de Quito (USFQ), Instituto Biósfera-USFQ, Colegio de Ciencias Biológicas y Ambientales COCIBA, Laboratorio de Biología Evolutiva, campus Cumbayá, Diego de Robles s/n, Quito 170901, Quito, Ecuador.

^h Universidad de Columbia, 535 W 116th St, Nueva York NY 10027, EE. UU.

ⁱ Universidad Internacional de Florida, 11200 SW 8th Street, Miami FL 33199, EE. UU.

^j Herbario Nacional de Bolivia, Instituto de Ecología, Universidad Mayor de San Andrés, Av. Villazón N° 1995, Plaza del Bicentenario, Zona Central, La Paz, Bolivia

^k Grupo de Estudos da Biodiversidade da Amazônia Sul-Occidental, Universidade Federal de Rondônia (UNIR), BR 364, Km 9.5, CEP 76801-059 Porto Velho RO, Brazil

^l Wildlife Conservation Society, Programa Bolivia, C. Gabino Villanueva N° 340, Calacoto, La Paz, Bolivia

^m Universidad de Wake Forest, 1834 Wake Forest Road, Winston-Salem, NC 27109, EE. UU.

ⁿ Fundación Omacha, Carrera 20 N° 133 – 32, barrio La Calleja, Bogotá DC, Colombia

^o Jardín Botánico de Missouri, 4344 Shaw Blvd, St. Louis MO 63110, EE. UU.

^p Universidade Federal do Espírito Santo, Instituto de Estudos Climáticos, Av. Fernando Ferrari, 514, Goiabeiras, Vitória, ES, Brazil

^q Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Áreas Úmidas (INAU), Universidade Federal de Mato Grosso, R. Quarenta e Nove, 2367, Boa Esperança, Cuiabá, MT, Brazil

cercano. Aunque la Amazonía incluye uno de los bosques más grandes del mundo, también es uno de los menos conocidos biológicamente. Documentar su biodiversidad es un desafío debido a su inmenso tamaño, heterogeneidad y acceso limitado. Con base en el conocimiento actual, la Amazonía exhibe la mayor densidad de especies, así como el mayor número de especies amenazadas (muchas de ellas endémicas) de plantas vasculares y no vasculares, peces, anfibios, aves y mamíferos. Todavía falta un conocimiento más profundo de los patrones de la biodiversidad, y el recambio espacial de los ensamblajes de especies a diferentes escalas aún no se comprende bien. En la Amazonía también podemos encontrar algunos ejemplos destacados del comportamiento animal. Por ejemplo, muchos peces migran largas distancias, y algunos de ellos realizan las migraciones de agua dulce más largas conocidas en el mundo, viajando a lo largo de la cuenca amazónica en una migración de ida y vuelta de ~12,000 km. También es importante considerar que las interacciones planta-animal y las interacciones tróficas son procesos ecológicos centrales en los bosques amazónicos. Las interrupciones de estas interacciones pueden alterar la composición de la comunidad biológica a largo plazo. La diversidad funcional, incluyendo la variación intraespecífica e interespecífica, ha atraído recientemente la atención de los científicos y es evidente que contribuye a la resiliencia de las comunidades y los ecosistemas ante las perturbaciones, incluyendo el cambio climático. Todavía queda mucho por aprender sobre la biodiversidad amazónica, los ensamblajes de especies y las interacciones ecológicas. Hay sesgos espaciales y taxonómicos en los datos (incluyendo muchos lugares inexplorados y grupos taxonómicos menos conocidos), que afectan nuestra comprensión de los patrones de biodiversidad en la Amazonía. Este capítulo destaca la necesidad de tener más investigación básica y aplicada para mejorar nuestro conocimiento de los patrones de biodiversidad en toda la región. Esta información es fundamental para comprender los impactos de las actividades humanas e informar las acciones de conservación y restauración.

Palabras clave: Biodiversidad, riqueza de especies, endemismo, fauna, flora, interacciones planta-animal, migración, diversidad filogenética, diversidad funcional.

3.1 ¿Por qué la Amazonía es tan rica en especies y ecosistemas?

La Amazonía es el área biológicamente más diversa del planeta. Abarcando aproximadamente 5.800.000 km², la biodiversidad en la provincia biogeográfica amazónica es inconmensurable. Más de una décima parte de las especies del mundo se encuentran en esta región (Mittermeier *et al.* 2002). Las evaluaciones de la riqueza de especies indican cerca de 50.000 plantas vasculares, al menos 2.406 peces, 427 anfibios, 371 reptiles, 1.300 aves y 425 mamíferos en la selva amazónica (Mittermeier *et al.*, 2003, Hubell *et al.* 2008, Jézéquel *et al.* 2020). Estas cifras son una gran subestimación de los números reales, y para algunos grupos están sesgadas hacia la Amazonía brasileñaⁱ. Además, estas cifras resaltan la necesidad de una mayor investigación básica

sobre los patrones de biodiversidad en toda la región (ver el Cuadro 3.2 para obtener estimaciones de los números de riqueza de especies que incluyen la sección andina de la cuenca, según los registros de Global Biodiversity Information Facility, GBIF). El endemismo también es alto en la cuenca amazónica. Por ejemplo, en las tierras bajas amazónicas, aproximadamente el 40% de los mamíferos, el 70% de los reptiles y el 86% de los anfibios no se encuentran en otros lugares (Mittermeier *et al.* 2003). Los ecosistemas amazónicos van desde bosques y sabanas hasta humedales (ver el Capítulo 4).

Los tres tipos principales de agua (aguas blancas, negras y claras) difieren en su origen y composición de sedimentos y minerales, formando un mosaico único de ecosistemas de

ⁱ <http://censo.museu-goeldi.br:8080/museugoeldi-web-1.2.0>

agua dulce en toda la cuenca (ver el Capítulo 4). La diversidad de vida en la Amazonía es asombrosa, pero ¿por qué la Amazonía es tan rica en especies y ecosistemas? Muchos procesos han contribuido a generar la alta biodiversidad amazónica (ver el Capítulo 2 para diferentes modelos de diversificación). Las variables que incluyen la tectónica, el hidroclima, los factores evolutivos y ecológicos (ver el Capítulo 2), los regímenes de perturbación y el legado más reciente de un paisaje cultural (ver el Capítulo 10) se encuentran entre los procesos más importantes.

La biodiversidad se refiere al número de especies, la variedad y la variabilidad de los organismos vivos (*p. ej.*, plantas, animales, hongos, microorganismos), incluyendo los ecosistemas terrestres, subterráneos, marinos y otros ecosistemas acuáticos, y los sistemas ecológicos de los que forman parte. El concepto de biodiversidad incluye la variedad dentro de las especies (diversidad genética), entre especies y de ecosistemas (Convenio de las Naciones Unidas sobre la Diversidad Biológicaⁱⁱ). Los científicos aún no han estimado el número de especies que viven en la Amazonía al orden de magnitud más cercano. Los investigadores continúan descubriendo nuevas especies, incluso entre los grupos taxonómicos más conocidos, como los mamíferos y las aves (Patterson 2001, Milá *et al.* 2012, Ribas y Aleixo 2019). Para muchos taxones de invertebrados, la biodiversidad no descrita es tan predominante que los científicos han descrito solo una pequeña fracción de las especies que se encuentran en la región.

La Amazonía es un ícono mundial de la biodiversidad. El conocimiento actual sobre la distribución de especies sugiere patrones biogeográficos complejos (Ribas *et al.* 2012, Naka y Brumfield 2018, Silva *et al.* 2019, Moraes *et al.* 2020). Luego de considerar estos patrones biogeográficos y la historia geológica y climática de la región, los investigadores han propuesto varias hipótesis para explicar el origen de la alta

biodiversidad amazónica (Haffer 2008, Leite y Rogers 2013). La relación entre datos biológicos, climáticos y geológicos (Baker *et al.* 2014) es importante para dilucidar la historia ambiental, el origen y el destino de la biodiversidad amazónica. Sin embargo, los patrones biogeográficos varían considerablemente entre los grupos taxonómicos, lo que agrega complejidad al análisis de la historia ambiental y la diversificación biótica.

El establecimiento de un sistema de drenaje transcontinental durante el Mioceno (9,4 a 9,0 Ma) puede haber promovido la evolución reciente de comunidades de *terra firme* en las tierras bajas de la Amazonía occidental (Hoorn *et al.* 2010, Ribas y Aleixo 2019). En cambio, los diferentes hábitats inundados dependen de los ambientes asociados a la dinámica fluvial y al ciclo de inundaciones (pulso de inundación), por lo que su evolución está ligada al amplio sistema de drenaje amazónico (Toews *et al.* 2016, Moraes *et al.* 2016). La dinámica fluvial podría haber influido en la evolución y distribución reciente de especies adaptadas a ambientes inundados y posiblemente interrumpido el movimiento entre las poblaciones del este y el oeste de la Amazonía, como lo sugiere la variación fenotípica en los vertebrados y lo confirman los análisis genómicos (*p. ej.*, Leite y Rogers 2013). Además, como respuesta a cambios geológicos más amplios, la mayoría de las especies pudieron generar diferentes grados de diversidad genética intraespecífica, dependiendo de cómo respondan a los cambios físicos en sus hábitats (Ribas y Aleixo 2019). Por lo tanto, otro impulsor fundamental de la diversidad biológica regional es la heterogeneidad ambiental asociada con el levantamiento de los Andes y el pulso y la fluctuación de las inundaciones estacionales en las grandes planicies fluviales aluviales de la Amazonía, complementado por eventos climáticos macrorregionales (Junk 1997).

Este capítulo brinda una descripción general de la biodiversidad en la región amazónica, explica por

ⁱⁱ <https://www.cbd.int/convention/articles/?a=cbd-02>

qué esta región es tan rica en especies y ecosistemas, y describe algunos procesos ecológicos sobresalientes que hacen de la Amazonía un ícono del mundo natural. Los grupos taxonómicos terrestres y acuáticos seleccionados muestran cuánto sabemos y, lo que es más importante, cuánto aún no sabemos y tenemos aún por descubrir. La comprensión clara de los niveles de biodiversidad y sus variaciones espaciales y temporales es crucial para comprender la estabilidad futura bajo diferentes escenarios de cambio climático e informar los esfuerzos de conservación.

3.2 Patrones de diversidad biológica de grupos taxonómicos seleccionados

3.2.1 Plantas vasculares

La transmisión oral intangible perpetuó el conocimiento tradicional, las prácticas agrícolas y los usos medicinales y culinarios de las plantas amazónicas de generación en generación. Representaciones pictóricas en artefactos (p. ej., textiles, cerámica, joyería) y restos arqueológicos que quedan por todo el territorio (ver, por ejemplo, Mesía Montenegro 2014, Zarillo *et al.* 2018) apuntan a los usos tradicionales y la domesticación de muchas plantas (Cuadro 3.1). Los primeros europeos narraron e ilustraron plantas domesticadas, como el chile, la yuca y el tabaco, así como la primera ilustración de la piña y su deliciosa descripción (Cobo 1964[1653], Fernández de Oviedo y Valdés 1526, Myers 2007, Piso y Marcgrave 1648). A pesar del largo uso tradicional de algunas de estas plantas, aún se desconocen los beneficios potenciales de la gran mayoría de las especies (Alcantara-Rodriguez 2019, Antonelli *et al.* 2019, Consejo Nacional de Investigación 1989). La corona española financió expediciones botánicas a las colonias sudamericanas en el siglo XVIII con el objetivo de descubrir y documentar plantas medicinales, como la quinina (cascarilla corteza, *Cinchona officinalis*; Ruiz 1792, Ruiz y Pavón 1801). Estas primeras expediciones, junto con las europeas posteriores, recolectaron miles de especímenes

de herbario y publicaron trabajos que sentaron las bases de la taxonomía moderna de plantas amazónicas (p. ej., Aublet 1775, Guayana Francesa; Ruiz y Pavón 1798–1802, Perú; Humboldt y Bonpland 1816–1818, norte de América del Sur; von Martius *et al.* 1840–1906, Brasil, en ese momento la primera flora completa de un país de América del Sur). En el siglo XIX se abrieron los primeros museos y herbarios asociados en las nacientes repúblicas (Museo Nacional de Río de Janeiro en 1831, Universidad Central de Quito en 1860, Museu Paraense Emílio Goeldi en 1866, Universidad de Georgetown en 1879, Jardín Botánico de Río de Janeiro en 1890), seguido por muchos otros a principios del siglo XX. Durante la segunda mitad del siglo XX, numerosas iniciativas nacionales y colaboraciones internacionales en investigación y exploración botánica dieron como resultado nuevos herbarios en museos y universidades, miles de especímenes recolectados, nuevas especies de plantas descritas para la ciencia y una variedad de publicaciones de investigaciones florísticas. En los últimos treinta años, con el avance de los recursos electrónicos (herbarios virtuales, bibliotecas digitales, bases de datos), los catálogos o las listas de control de plantas (una lista curada de nombres de especies) se convirtieron en una forma más rápida de recopilar información y se han publicado para cada país (BFG 2018, Ulloa Ulloa *et al.* 2017, Ulloa Ulloa y Jørgensen 2018, Tabla 3.1). Todavía no existe una flora moderna completa (en forma de trabajo descriptivo de revisión, con claves de identificación e ilustraciones) para ningún país de la región, pero se están realizando colaboraciones innovadoras en línea (Cuadro 3.1).

Una compilación reciente de una lista de plantas vasculares de las Américas (Ulloa Ulloa *et al.* 2017) sintetizó los notables logros de expediciones de plantas, recolectores y descriptores, floras regionales y decenas de miles de publicaciones (Givnish, 2017). Se sabe que los países amazónicos (Venezuela, Colombia, Ecuador, Perú, Bolivia, Brasil, Guyana, Surinam y el departamento francés de ultramar de la Guayana

Francesa) albergan unas 79.600 especies de plantas vasculares nativas, lo que corresponde al 20% del total

Tabla 3.1. Diversidad de plantas vasculares nativas (todas las plantas) en países amazónicos y referencias.

País/Región	Guayanas (Guyana, Surinam, Guayana Francesa)	Venezuela	Colombia	Ecuador	Perú	Bolivia	Brasil
Plantas Vasculares Totales (Los números entre paréntesis son el número total de especies endémicas) (Ulloa Ulloa et al. 2020)	8.389 (1.183)	15.395 (3.475)	24.047 (7.420)	18.505 (5.992)	19.836 (7.875)	14.736 (3.097)	34.472 (19.489)
Por debajo de 1000 m, Plantas con semillas (Cardoso et al. 2017 o especificado)	6.890 [incl. Venezuela]		5.835 (Bernal et al. 2015)	3.607	5.401	3.518	11.846 (BFG 2018)
Flora del país en curso	Flora de las Guayanas (Görts-van Rijn et al. 1986-a la fecha)	Flora de Venezuela (Lasser et al. editores (1968-a la fecha)) Flora de la Guayana Venezolana (Steyermark et al. 1995–2005)	Flora de Colombia (1983-a la fecha)	Flora de Ecuador (Sparre et al. editores, 1973-a la fecha).	Flora de Perú (MacBride 3., 1936-a la fecha, ver Gentry, 1980)	Flora de Bolivia (En preparación, ver Menezes et al. 2015)	Flora do Brasil 2020 en línea
Catálogo de Plantas	Funk et al. (2007); Feuillet (2009)	Hokche et al. (2008)	Bernal et al. (2015)	Jørgensen y León-Yáñez (1999); Ulloa y Neill (2005); Neill y Ulloa Ulloa (2011)	Brako y Zarucchi (1993); Ulloa Ulloa et al. (2004)	Jørgensen et al. (2014)	Forzza et al. (2010); BFG (2018)
Endémicas de la Lista Roja		Huérfano et al. (2020)	En curso (Calderón et al. 2002-a la fecha, no exclusivo de plantas endémicas)	León-Yáñez et al. (2011)	León et al. (2006 [2007])	En curso (Navarro et al. 2012–a la fecha)	Martins et al. (2018)
Plantas útiles/medicinales Existen numerosas publicaciones locales y regionales. Aquí solo se citan la del país		Guánchez (1999)	Pérez Arbelaez (1956, 1990)	De La Torre et al. (2008); Ríos et al. (2007)	Brack Egg (1999), Reynel (2003)		Ver Dutra et al. (2016); Vieira et al. (2016); Coradin et al. (2018) Mors et al., (2000), Modolo y Foglio (2019)
Regional	Correa Q. (1989); Consejo Nacional de Investigación (1989); Estrella (1995), Villachica (1996), Tejedor Garavito et al. (2012).						

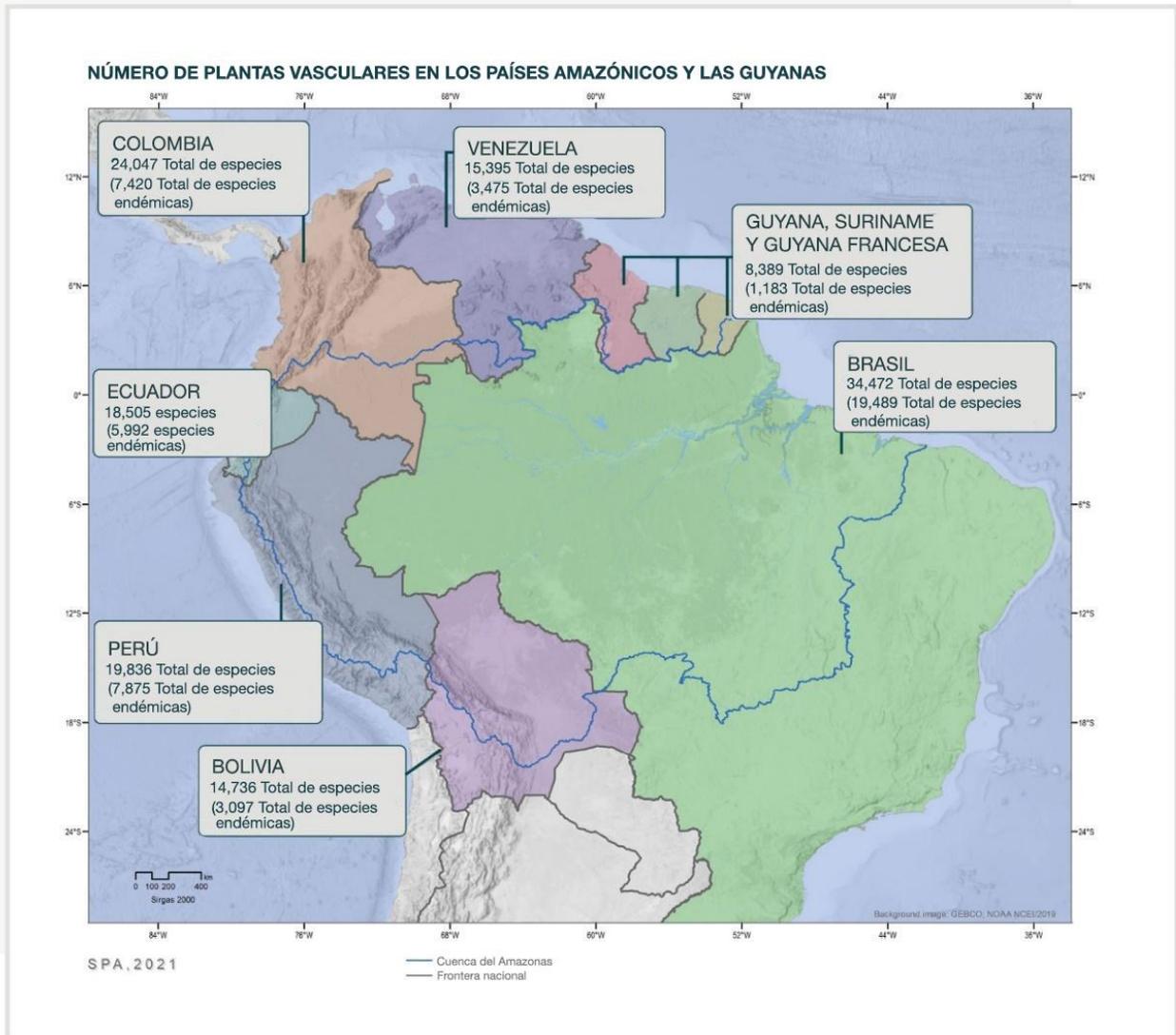


Figura 3.1 Número de plantas vasculares en países amazónicos. Para cada área se indica el número total de especies de plantas vasculares nativas y el número de especies endémicas (entre paréntesis) (Datos de Ulloa Ulloa *et al.* 2020. Ilustración de C. Ulloa Ulloa).

de las plantas del mundo (Ulloa Ulloa *et al.* 2017, 2020; Nic Lughadha *et al.* 2016; Tabla 3.1). Aproximadamente el 4% de las descripciones de especies de plantas fueron agregados entre 2017 y 2020, y de las 79.600 plantas vasculares conocidas actualmente, el 61% (48.531) son endémicas (Ulloa Ulloa *et al.* 2020, Tabla 3.1, Figura 3.1). No existe una lista autorizada de todas las plantas vasculares de la cuenca amazónica, pero las estimaciones de las

plantas con semillas que se encuentran por debajo de los 1000 m varían de 14.000 a 50.000 especies (Gentry *et al.* 1997, Lewinsohn y Prado 2005, Cardoso *et al.* 2017). Las estimaciones para los árboles de las tierras bajas varían entre 6.000 y 16.000 especies, incluyendo al menos 1000 árboles resistentes a las inundaciones y 388 plantas herbáceas (Junk and Piedade 1993; Cardoso *et al.* 2017; ter Steege *et al.* 2016, 2020), enfatizando

nuestro conocimiento imperfecto de la riqueza de plantas amazónicas.

Las actividades humanas pueden amenazar a muchas especies de plantas amazónicas, particularmente aquellas con rangos geográficos restringidos (Ulloa Ulloa *et al.* 2017). Se utilizaron las categorías de la Lista Roja de la UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza, 2001) para evaluar el estado de conservación de las plantas endémicas de Ecuador (León-Yáñez *et al.* 2011), Peru (León *et al.* 2006), y Brazil (Martins *et al.* 2018). Sesenta y cinco por ciento de las especies endémicas evaluadas (8.564) están amenazadas, es decir, clasificadas como En Peligro Crítico (CR), En Peligro (EN) o Vulnerables (VU) en la Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN (Figura 3.2). Este porcentaje está muy por encima del riesgo mundial estimado en 47% para los países tropicales (Pitman y Jørgensen 2002).

Además, 2011 especies endémicas tenían datos insuficientes (es decir, sin suficiente información para una evaluación detallada), lo que podría subestimar el número de especies amenazadas. Las especies poco conocidas podrían extinguirse sin siquiera ser reportadas (Humphreys *et al.* 2019). Las plantas endémicas evaluadas de Ecuador, Perú y Brasil (13.165 especies) combinadas representan aproximadamente el 19% de todas las especies endémicas (ca. 67.900) de América del Sur tropical (Ulloa Ulloa *et al.* 2017) (Figura 3.2). Solo para Ecuador, el 78% de las especies de plantas endémicas están en riesgo debido a la deforestación o alteración del hábitat (León-Yáñez *et al.* 2011). Aunque las Listas Rojas y los Libros Rojos nacionales pueden estar restringidos geográficamente, brindan una descripción general de su estado y una base para las acciones de conservación (Pitman y Jørgensen 2002).

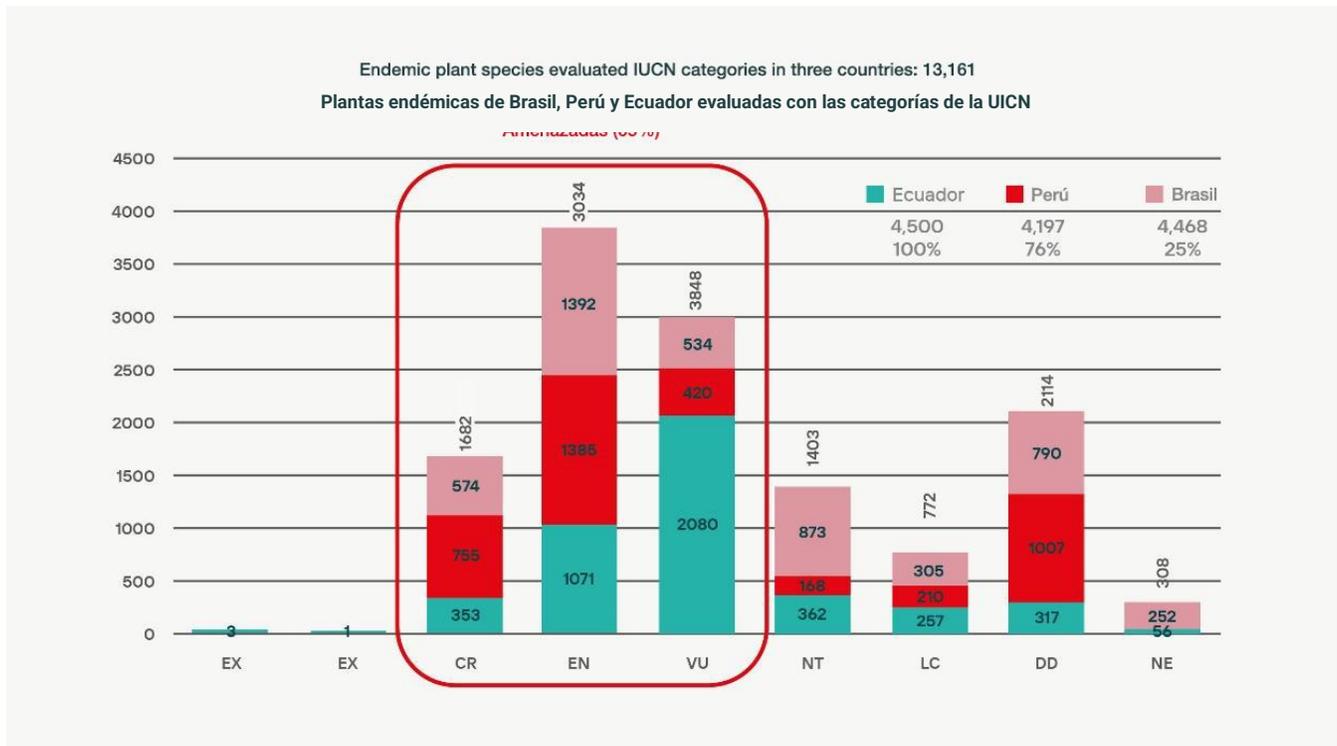


Figura 3.2 Plantas endémicas (todas las plantas) de Brasil, Perú y Ecuador evaluadas con las categorías de estado de conservación de la UICN. El rectángulo rojo encierra las tres categorías amenazadas de la Lista Roja de la UICN. Categorías de la UICN: EX=Extinto; EW=Extinto en Estado Silvestre; CR=En Peligro Crítico; EN=En peligro de extinción; VU=Vulnerable; NT=No Amenazado; LC=Preocupación Menor; DD=Datos Insuficientes; NE=No evaluado. Número de especies de plantas endémicas evaluadas: Ecuador 4.500 (100% de endémicas, León-Yáñez *et al.* 2011), Perú 4.197 (76%, León *et al.* 2007), Brasil 4.468 (25%, Martins *et al.* 2018).

3.2.2 Hongos, algas y plantas no vasculares

Las plantas no vasculares (hepáticas, antocerotes, musgos), algas y hongos son los principales impulsores del ciclo de carbono y los nutrientes a gran altitud (Beringer *et al.* 2001, Lang *et al.* 2009). Biogeográficamente, la diferencia en la abundancia de plantas no vasculares en la Amazonía es menor en comparación con los bosques andinos. Al igual que las plantas vasculares, las plantas no vasculares tienen su centro de diversidad en los Andes tropicales, aunque allí la diversidad de especies aumenta con la altitud. A menudo pasados por alto en estos hábitats, la diversidad total de estos taxones suele ser subestimada (Ferris *et al.* 1996).

Hay una gran cantidad de especies de algas y, aunque las referencias bibliográficas difieren significativamente en las estimaciones del número de especies, se cree que hay entre 30.000 y 50.000 especies, de las cuales solo la mitad han sido descritas (Dos Santos 2016). La información disponible sobre algas para la Amazonía es muy escasa; ninguna investigación ha intentado caracterizar la flora de microalgas o algas subaéreas de estos bosques y examinar su biodiversidad en detalle utilizando métodos de última generación (López-Bautista *et al.* 2007). Presentar una síntesis del estado de la biodiversidad de las algas de los bosques tropicales es difícil o incluso imposible (Andersen 1992).

Los hongos, por otro lado, pertenecen a su propio reino, y son organismos diferentes a las plantas y los animales porque excretan enzimas digestivas y absorben los nutrientes digeridos externamente. Aunque los factores que determinan su diversidad siguen siendo poco explorados, las estimaciones del número de especies en el planeta varían de 500.000 a casi 10 millones. Estudios recientes han sugerido que la diversidad de hongos es mayor en las tierras bajas que en las laderas andinas (Arnold y Lutzoni 2007; Tedersoo *et al.* 2014), pero estos últimos han sido considerablemente menos estudiados (Barnes *et al.* 2016). Los líquenes están compuestos por dos organismos que viven en simbiosis: hongos y

células de algas fotosintéticas. Estos organismos son uno de los componentes más diversos de la selva amazónica (Sipman y Aptroot 2001, Lucking *et al.* 2009). Los grupos cortícolas y folícolas son mucho más diversos que las especies saxícolas (Lucking 2008). La excesiva cantidad de hojarasca en estos bosques limita la diversidad de líquenes terrestres; sin embargo, existen algunos registros de estos en los taludes o derrumbes a los costados de las carreteras.

Finalmente, los musgos representan la cubierta vegetal dominante en una amplia gama de ecosistemas, especialmente aquellos que prosperan en ambientes de estrés por frío, donde típicamente adoptan forma de cojín. Sin embargo, la diversidad de musgos en la Amazonía es relativamente baja. Aunque se pueden encontrar de 40 a 50 especies en cualquier sitio en particular, el aumento de especies adicionales de un sitio a otro es bajo (Gradstein *et al.* 2001). En general, el conocimiento sobre la diversidad de las criptógamas es muy limitada (Scott *et al.* 1987, Brehm *et al.* 2008). Por lo tanto, una comparación de la Amazonía con los Andes tropicales y las áreas circundantes solo puede estar basada en estimaciones que utilizan la alta rotación en la composición de especies a lo largo de los gradientes de elevación. La diversidad de este grupo de plantas podría estar relacionada con factores climáticos, edáficos y florísticos, pero es la humedad constante la que favorece el crecimiento de este grupo de plantas (Chaverri-Polini 1998).

3.2.3 Diversidad de insectos

Aunque los insectos dominan los ecosistemas terrestres, (por el número de especies o biomasa total), la riqueza de insectos en la región es completamente desconocida (Adis 2007, Hanson y Nishida 2016). La entomofauna amazónica es asombrosamente rica a lo largo de los estratos verticales del bosque, y se esperaría que los patrones de distribución de especies a grandes escalas espaciales no sean uniformes en toda la región (Lucky *et al.* 2002, Erwin *et al.* 2005). Un gran número de especies junto con una alta densidad de

población se atribuyen a los insectos amazónicos, especialmente a los que habitan en el dosel del bosque (por ejemplo, Adis *et al.* 1998, Erwin 1998). Por ejemplo, Formicidae (las hormigas) y Diptera (moscas, mosquitos y afines) representaron el 52% y el 10%, respectivamente, de los más de 300 artrópodos por metro cuadrado obtenidos al nebulizar el dosel.

Además, se encontraron un total de 95 especies diferentes de hormigas en un solo árbol, tantas como toda la fauna autóctona de hormigas de Alemania (Adis 2007). Se dispone de información muy limitada sobre los centros de evolución y dispersión de insectos y otros artrópodos que se encuentran en la Amazonía. Los datos disponibles (*p. ej.*, Erwin 1998, Adis 2007) sugieren que algunos grupos se originaron en el Neotrópico y están ampliamente distribuidos más allá de las fronteras de la Amazonía (*p. ej.*, hormigas cortadoras de hojas, *Atta* spp.); mientras que otros grupos se originaron a lo largo de los Andes o el escudo de Guayana, con una dispersión posterior en la cuenca amazónica (*p. ej.*, Meinertellidae); y aún otros se originaron en la Amazonía, a lo largo de las llanuras aluviales de los principales afluentes (*p. ej.*, algunos Carabidae).

Actualmente, es difícil predecir si los cambios en la composición de la comunidad están relacionados con diferencias en los tipos de vegetación, suelo, clima, perturbaciones humanas o una combinación muy sutil de todos estos factores. Probablemente, un conjunto diferente de factores afecta a diferentes taxones y explica los patrones observados (*p. ej.*, Erwin *et al.* 2005, Oliveira *et al.* 2010, Solar *et al.* 2016). En contraste con la cantidad de información disponible sobre insectos y artrópodos terrestres, las comunidades de artrópodos acuáticos son mucho más conocidas como resultado del monitoreo de la calidad del agua (*p. ej.*, Heckman 2011, Hamada *et al.* 2014).

Muchos estudios de insectos acuáticos amazónicos han examinado la calidad del agua debido a la sensibilidad de los insectos a la pérdida de bosques y otros cambios antrópicos (Hamada *et al.* 2014),

particularmente las formas larvarias de grupos como Ephemeroptera, Trichoptera, Diptera, Plecoptera y Odonata (Brito *et al.* 2020). La reducción de insectos acuáticos inducida por la deforestación también puede afectar a la ictiofauna, porque las larvas acuáticas de muchos insectos son la fuente principal de alimento para muchas especies de peces pequeñas y medianas. Uno de los mayores desafíos es sistematizar el conocimiento taxonómico de los insectos acuáticos y otros macroinvertebrados (Hamada *et al.* 2014) en los diferentes ecosistemas acuáticos de la Amazonía.

La alta diversidad de fauna acuática está asociada a la heterogeneidad ambiental de los ecosistemas acuáticos amazónicos. Las especies de diez órdenes de insectos tienen hábitos acuáticos o semiacuáticos especializados. Se destaca el orden Diptera, que alberga la mitad de los insectos acuáticos conocidos, en particular los Chironomidae (Trivinho-Strixino 2019). Varios taxones se consideran bioindicadores acuáticos debido a su dependencia del medio acuático durante al menos alguna etapa de su vida. El mantenimiento de los bosques de ribera previene la pérdida de especies y servicios ecosistémicos proporcionados por las comunidades de insectos acuáticos (Dala'Corte *et al.* 2020, Dias-Silva *et al.* 2020). Al actualizar la lista de Trichoptera, Paprocki y França (2014) encontraron un aumento de más del 65% en el número de especies, de las cuales el 90% fueron especies nuevas para la ciencia, además de nuevos registros para Brasil. Elmidae, una de las cuatro familias más grandes de coleópteros acuáticos, tuvo la primera lista de especies de Elmidae amazónicas publicada en la última década por Passos *et al.* (2010). Hay un número creciente de nuevos registros y descripciones de géneros y especies para la región amazónica (*p. ej.*, Menezes *et al.* 2018, Almeida *et al.* 2020). Sin embargo, todavía es mucho lo que se desconoce. La formación de taxónomos, el fortalecimiento de las colecciones y un aumento continuo en la tasa de descripción de nuevas especies pueden reducir esta brecha en el conocimiento (Rafael *et al.* 2009).

3.2.4 Diversidad de peces

La cuenca amazónica contiene la fauna de peces

Cuadro 3.1 Domesticación de plantas e influencia humana

La cuenca amazónica tiene una larga historia de ocupación humana, cultivo y domesticación de numerosas plantas (Young *et al.* 2007, Pearsall 2008, Piperno 2011, Clement *et al.* 2016) (Figura B3.1.1). En el momento del contacto con los europeos, ya se cultivaban más de cien especies de plantas nativas tanto en los Andes altos como en las tierras bajas de la Amazonía, incluyendo frijoles, cacao, yuca, chiles, maní, papa, camote, numerosos árboles frutales, palmas y muchas otras especies tropicales americanas introducidas en la región (Pearsall 2008; Piperno 2011; Clement *et al.* 2010, 2015; Levis *et al.* 2017; Lombardo *et al.* 2020). Sin embargo, la imposición de los métodos agrícolas coloniales europeos y los cultivos del hemisferio oriental relegaron la mayoría de esas especies nativas al consumo local y solo unas pocas adquirieron importancia mundial (National Research Council 1989, Ulloa Ulloa 2006, Young *et al.* 2007). Sin embargo, algunas especies aún tienen gran importancia en la región (Alexiades y Shanley 2004, Shanley *et al.* 2011 FAO).

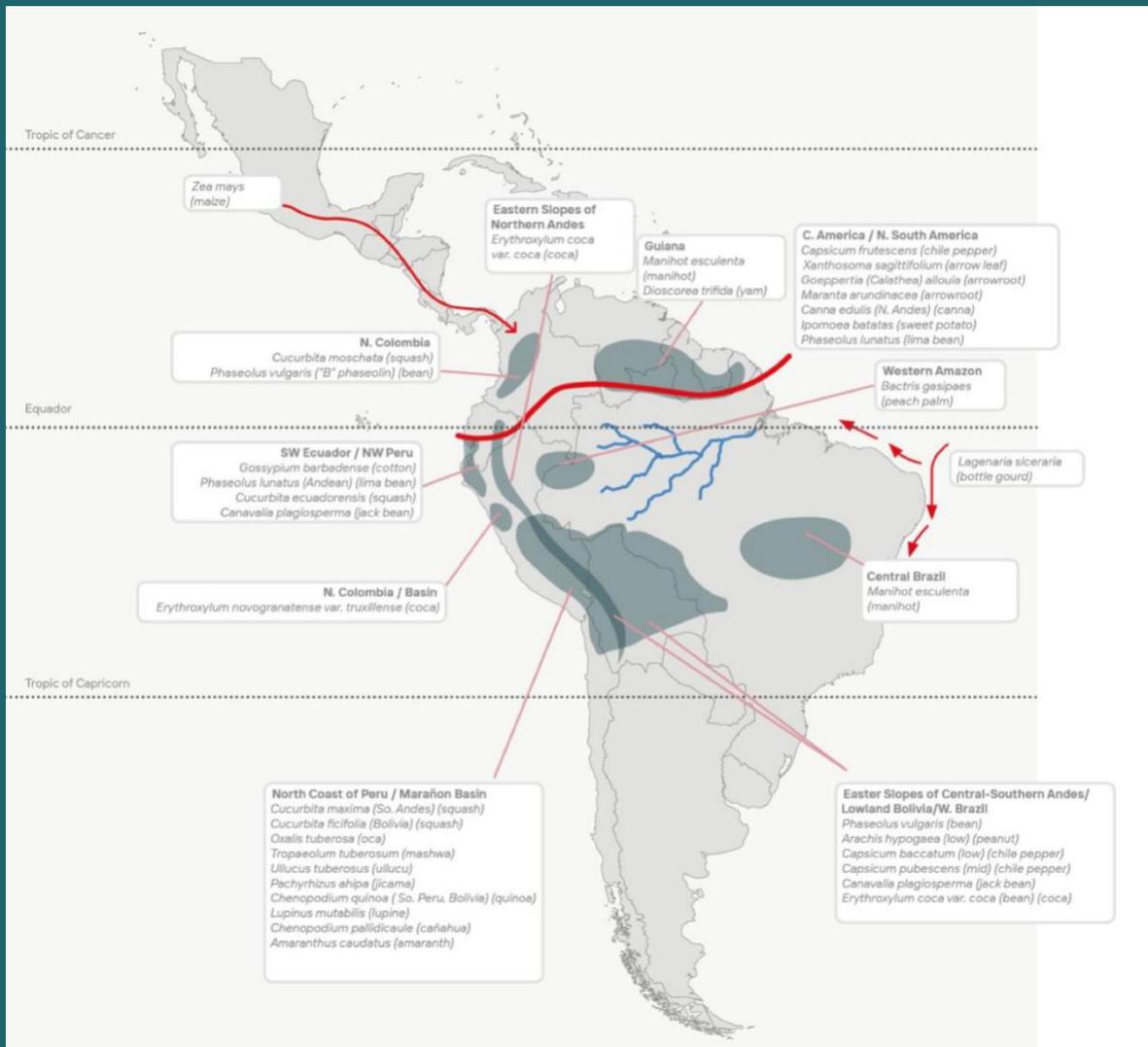


Figura B3.1.1 Áreas de origen de las plantas domesticadas (adaptado de Pearsall, 2008).

Cuadro 3.1 cont.

La región de los Andes le dio al mundo la papa (complejo *Solanum tuberosum*), el tomate (*Solanum esculentum*), el pimentón y ajíes (*Capsicum* spp.) y frijol (especie *Physallis*), seleccionados y manipulados genéticamente desde hace miles de años (Raimondi y Camadro 2003, Rodríguez-Burrouzo *et al.* 2003, Pearsall 2008).

Las especies de tubérculos menos conocidas incluyen *Arracacia xanthorrhiza* (aracacha, zanahoria blanca), *Oxalis tuberosa* (oca), *Tropaeolum tuberosum* (mashua) y *Ullucus tuberosus* (melloco o ulluco) (Consejo Nacional de Investigación 1989). Entre los pseudocereales, *Chenopodium quinoa* (quinua) ha llegado recientemente a los mercados internacionales y se ha convertido en un alimento importante en las dietas sin gluten. Los árboles frutales originarios de los Andes son el tomate de árbol (*Solanum betaceum*), la papaya (*Carica*), la lúcuma (*Pouteria lucuma*), diversas especies del género leguminoso *Inga*, y arbustos como la naranjilla (*Solanum quitoense*), el pepino dulce (*Solanum muricatum*), la uchuva o uvilla (*Physalis peruviana*), y no menos de diez especies de maracuyá (maracuyá, especie de *Passiflora*). Algunas de estas plantas se han abierto paso en los mercados internacionales a través del cultivo en Nueva Zelanda y California (Young *et al.* 2007).

Entre las especies de plantas de usos múltiples que se han derivado de la propagación y selección humana se encuentran las palmas (Arecaceae). Las especies de palmas en la Amazonía fueron reportadas por primera vez por Wallace (1853) como útiles para los habitantes locales, y este fue el primero de una serie de esfuerzos regionales sobre investigación etnobotánica, a nivel local y regional, y evaluaciones de ejemplos de domesticación (Clement *et al.* Alabama. 2010). Cuando la cosecha de palma se lleva a cabo en propiedades comunales, los campesinos sobreexplotan sus recursos (Balslev *et al.* 2015). La mayoría de las palmas nativas de los Andes tropicales (Colombia a Bolivia, 67% de las 336 especies) tienen diferentes usos y aplicaciones que incluyen alimentación, construcción y aceite (Valencia *et al.* 2013, Moraes *et al.* 2015). Mientras exploraban Venezuela, Humboldt y Bonpland (1805) recolectaron y describieron para la ciencia la nuez de Brasil, *Bertholletia excelsa* (Lecythidaceae), una especie de árbol ya conocida mucho antes de la llegada de los exploradores europeos, y ampliamente extendida por las tierras bajas de la Amazonía. Análisis recientes de la composición de las especies arbóreas de los bosques amazónicos de las tierras bajas revelaron la “hiperdominancia” de algunas especies, en particular especies domesticadas como la nuez de Brasil y varias especies de palmeras, lo que indica que las comunidades modernas de árboles en las tierras bajas de la Amazonía pueden estar estructuradas, en gran medida, por una larga historia de domesticación de plantas por parte de los pueblos amazónicos (ter Steege *et al.* 2013, Levis *et al.* 2017). Los parches de bosque dominados por una o unas pocas plantas útiles son posiblemente el resultado de prácticas de manejo durante milenios (como la quema controlada, la siembra de semillas o la mejora del suelo) que han alterado la composición de especies de plantas (Levis *et al.* 2018, Silva *et al.* 2021). Otros estudios de caso muestran que la Amazonía ofrece una impresionante lista de categorías de plantas útiles que también han sido parte de procesos de domesticación. *La bixa orellana*, achiote o annatto, utilizada durante mucho tiempo en la América tropical y en todo el mundo en la industria cosmética y como colorante de alimentos, probablemente fue domesticada en el norte de América del Sur (Moreira *et al.* 2015). Investigaciones recientes revelaron rastros de cacao (*Theobroma cacao*) en un sitio arqueológico en las estribaciones de los Andes ecuatorianos que datan de hace 5.300 años (Zarillo *et al.* 2018). El uso de polvo de *Anadenanthera colubrina* (vilca, curupay, Fabaceae), una planta sudamericana psicoactiva con una amplia distribución, puede haber sido particularmente importante para la cultura Tiwanacota (600–1000 dC) en Bolivia cerca del lago Titicaca

Cuadro 3.1 cont.

(Pochettino et al. 1999); su uso se difundió ampliamente, coincidiendo con los bosques secos estacionales entre los 300 y los 2200 m (Kvist y Moraes 2006). La cuenca amazónica es un centro de diversidad para el algodón, como el *Gossypium barbadense* (Malvaceae) más ampliamente distribuido, que es la segunda especie más cultivada, y conocida por la mejor calidad de fibra (Liu et al. 2015). Los cultivos importantes que probablemente se originan en el suroeste de la Amazonía son la yuca (*Manihot esculenta*), la palma de durazno (*Bactris gasipaes*) y el maní (*Arachis hypogea*) (Clement et al., 2016). El medicamento más importante de los Andes es la quinina (cascarilla, quinina), irracionalmente explotada y utilizada durante siglos para controlar la malaria (Crawford 2016; Ortiz Crespo 1995, 2002; Ulloa Ulloa 2006 [2007]). Extraído originalmente de la corteza del árbol del bosque nuboso del género *Cinchona*, el alcaloide se produce hoy en día de forma sintética y se encuentra en el sabor amargo del agua tónica (Ulloa Ulloa 2016 [2007]). La planta de coca (*Erythroxylum coca*) crece en las laderas cálidas de los Andes, y las hojas se han masticado o bebido socialmente como té (mate de coca) durante siglos, especialmente en Perú y Bolivia, como estimulante y para ayudar con los efectos de la altitud (mal de altura).

estrictamente de agua dulce más diversa del mundo, con 2.406 especies válidas pertenecientes a 514 géneros, 56 familias y 18 órdenes (Jézéquel *et al.* 2020). Esta diversidad excepcional, que representa aproximadamente el 15 % de los peces de agua dulce del mundo, incluye el 58% de las especies que no se encuentran en ningún otro lugar del planeta (1.402 especies endémicas, Jézéquel *et al.* 2020). Parte de esta diversidad también incluye taxones marinos que se han adaptado al agua dulce, como las diversas rayas amazónicas. A diferencia de muchas otras cuencas fluviales del mundo, donde la riqueza de especies aumenta río abajo a lo largo de los gradientes fluviales (Muneepeerakul *et al.* 2008, Ibañez *et al.* 2009), la diversidad de especies y el endemismo muestran gradientes decrecientes de oeste a este en la cuenca amazónica, lo que sugiere que la fauna de peces amazónica contemporánea se originó y colonizó desde la parte occidental de la cuenca (Oberdorff *et al.* 2019). Este patrón de diversidad de peces también indica que la colonización de la parte oriental de la cuenca aún está incompleta y los autores lo interpretan como consistente con el reciente establecimiento del río Amazonas moderno en aproximadamente los últimos 2,5 millones de años, un tema aún ampliamente debatido.

La importancia de la riqueza de especies para la estabilidad, función y resiliencia de los ecosistemas

depende de la diversidad y los valores de los rasgos de las especies (diversidad funcional) y del grado de redundancia funcional (grado de similitud en las características funcionales) entre los conjuntos de especies (Flynn *et al.* 2009, Mouillot *et al.* 2013, Kelley *et al.* 2018). La cuenca amazónica no solo tiene la mayor diversidad de peces de agua dulce del mundo, sino también la mayor diversidad funcional (Toussaint *et al.* 2016). Aunque la diversidad funcional generalmente aumenta con la diversidad taxonómica, la diversidad funcional de la fauna de peces amazónicos es mucho mayor de lo esperado debido a su ya excepcional diversidad (Toussaint *et al.* 2016), probablemente reflejando la variabilidad extremadamente rica de las condiciones ambientales locales (Leitaõ *et al.* 2018, Benone *et al.* 2020).

La diversidad de especies de peces en la cuenca amazónica incluye una gran variedad de formas (incluyendo especies aplanadas dorsoventral o lateralmente, anguilliformes o en forma de globo), colores, adaptaciones (*p. ej.*, a las bajas concentraciones de oxígeno que se encuentran en las llanuras aluviales), hábitos tróficos (chupar sangre, comer escamas o la arahuana [*Osteoglossum bicirrhosum*] saltar varios metros fuera del agua para alimentarse de insectos, arañas, aves o reptiles en las ramas de los árboles), y adaptaciones reproductivas (*p. ej.*, *Copeina arnoldi* que desova en

hojas de plantas terrestres, revisado en Carvalho *et al.* 2007). También incluye una amplia variedad de tamaños, desde especies en miniatura que maduran por debajo de los 20 mm de longitud corporal estándar o no superan un máximo de 26 mm (Weitzman y Vari 1988), hasta especies grandes que alcanzan los 3 m o más de longitud, como el pirarucú (paiche, *Arapaima gigas*) o el bagre goliath *Brachyplatystoma filamentosum*, ambos con un peso superior a los 200 kg (Nelson 1994, Lundberg y Littmann 2003). Muchas de las especies pequeñas y en miniatura son explotadas como peces de acuario y sustentan un importante comercio internacional de especies ornamentales, cuyos principales mercados de exportación son Asia, Europa y América del Norte (Andrews 1990, Anjos *et al.* 2009, Evers *et al.* 2019). Este comercio también incluye algunas especies grandes que se capturan y exportan en etapas juveniles, como muchos bagres pimelódidos (*Brachyplatystoma* spp., *Pseudoplatystoma* spp., etc.) o las arawanas amazónicas (Moreau y Coomes 2006). Por el contrario, las especies medianas y grandes (en su mayoría pertenecientes al Orden Characiforme y Siluriforme, pero también Perciforme, Cichliforme, Clupeiforme u Osteoglossiforme) sostienen pesquerías importantes en toda la cuenca y sirven como una oportunidad económica y fuente principal de proteína animal para muchos de los habitantes de la cuenca amazónica (Barthem y Goulding 2007, Duponchelle *et al.* 2021).

3.2.5 Diversidad de anfibios

Los anfibios son un grupo de vertebrados ecológica y conductualmente diverso que contiene 8.380 especies (Frost 2021) que van desde las familiares (ranas, sapos y salamandras) hasta las cecilias fosoriales (Duellman y Trueb 1986, Wells 2013) (Figura 3.3). La cuenca amazónica exhibe la mayor densidad de especies en el mundo y una de las más altas en número de especies en peligro de extinción (AmphibiaWeb 2020, Bass *et al.* 2010, Scheele *et al.* 2019) (Figura 3.4 y Figura 3.5).

La diversidad de anfibios amazónicos sigue estando poco descrita. Además de una brecha de muestreo, que se asocia en gran medida con la lejanía de algunos de sus hábitats (Azevedo-Ramos y Gallati 2002), las revisiones y los inventarios taxonómicos son insuficientes para dar cuenta de la diversidad y distribución de los anfibios amazónicos. Entre las salamandras amazónicas, por ejemplo, se estima que el porcentaje de especies no descritas llega al 400%, en relación con el número actual de especies conocidas (Jaramillo *et al.* 2020). En la Amazonía brasileña, las estimaciones de diversidad de anfibios aumentaron un 40% en tres años (Azevedo-Ramos y Gallati 2002, Avila-Pires *et al.* 2007). Esto tiene implicaciones tanto para la ciencia básica como para la aplicada, incluyendo la lista de especies amenazadas (Peloso 2010). Por ejemplo, los análisis exhaustivos de anfibios de amplia distribución frecuentemente revelan una diversidad críptica profusa, descubriendo muchas especies de rangos más pequeños dentro de lo que alguna vez se supuso que era una sola especie ampliamente distribuida (Funk *et al.* 2012, Fouquet *et al.* 2007, Jaramillo *et al.* 2020, Vacher *et al.* 2020). Los patrones de biodiversidad de anfibios muestran una variación considerable dentro de la cuenca amazónica, a menudo impulsada por el impacto combinado de la topografía, la hidrología, la historia evolutiva y la ecología de las especies locales (Fouquet *et al.* 2015). Los grupos de anfibios, como las ranas arborícolas, las ranas mono y las ranas flecha venenosa, son más diversos en los bosques tropicales de tierras bajas, mientras que otros, como las ranas de cristal, los sapos arlequín y las ranas marsupiales, son más diversos en los bosques nubosos andinos (Frost 2021, Guayasamín *et al.* 2020). Los ríos parecen funcionar como barreras para algunos taxones de anfibios (especialmente especies no ribereñas, Moraes *et al.* 2016), pero no todas (Gascon *et al.* 2000). Su impacto en la distribución de linajes puede ser específico del río (Funk *et al.* 2007b, Ortiz *et al.* 2018, Ferreira *et al.* 2020) y depende de la ecología de la especie (Fouquet *et al.* 2015). El levantamiento de los Andes y la dinámica geológica resultante de las tierras bajas pueden haber influido en los patrones de

diversidad de anfibios en la Amazonía, como lo respalda un estudio de cambios en la composición de

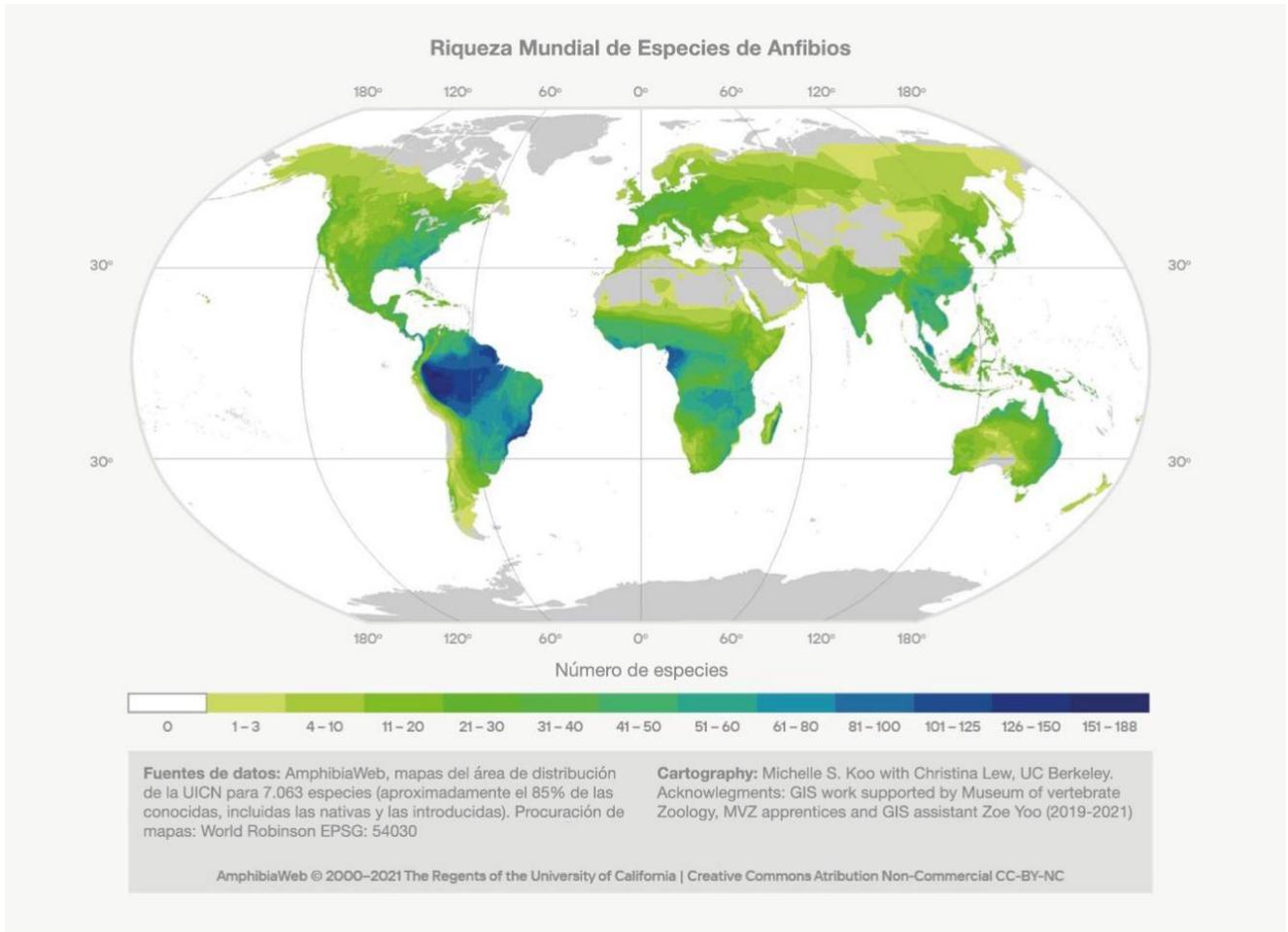


Figura 3.3 Riqueza global de especies de anfibios. Tener en cuenta la alta diversidad alfa en la selva amazónica de tierras bajas. Fuente: Amphibia Web (2020).



Figura 3.4 Diversidad de anfibios en la cuenca amazónica. (A) Embriones de la rana de cristal andina *Nymphargus wileyi*. (B) Rana de torrente, *Hyloscirtus staufferorum*. (C) Rana mono rayas de tigre, *Callimedusa tomopterna*. (D) Salamandra amazónica, *Bolitoglossa* sp. Fotos por Tropical Herping.

especies a lo largo de los transectos fluviales (Gaston *et al.* 2000). Los estudios basados en el ADN respaldan la idea de que las comunidades amazónicas de las tierras bajas formaban parte de un conjunto conectado de ecosistemas neotropicales, que colonizaron repetidamente hace más de 10 millones de años. Los anfibios colonizadores, especialmente de los Andes, contribuyeron con nuevos linajes a las áreas adyacentes (Santos *et al.* 2009).

Preservar la diversidad de anfibios de la cuenca amazónica es mantener sus roles ecológicos clave, valor cultural, historias evolutivas únicas y también un potencial para la bioprospección (p. *ej.*, en especies con potentes alcaloides en la piel como las

ranas venenosas; Badio y Daly 1994, Daly 1995, Rodríguez *et al.* 2017). Sin embargo, dada su extrema vulnerabilidad a la destrucción del hábitat, el cambio climático y las enfermedades infecciosas, los anfibios a menudo se consideran en mayor riesgo de extinción en relación con otros grupos de organismos (Scheele *et al.* 2019, Stuart *et al.* 2004, Wake y Vredenburg 2008).

3.2.6 Diversidad de reptiles

Los reptiles se encuentran entre los grupos de vertebrados más diversificados de todo el planeta. Actualmente se han registrado 11.341 especies, en 92 familias y 1.206 géneros (Uetz y Hosec 2020). Sin embargo, incluso con varios estudios realizados en

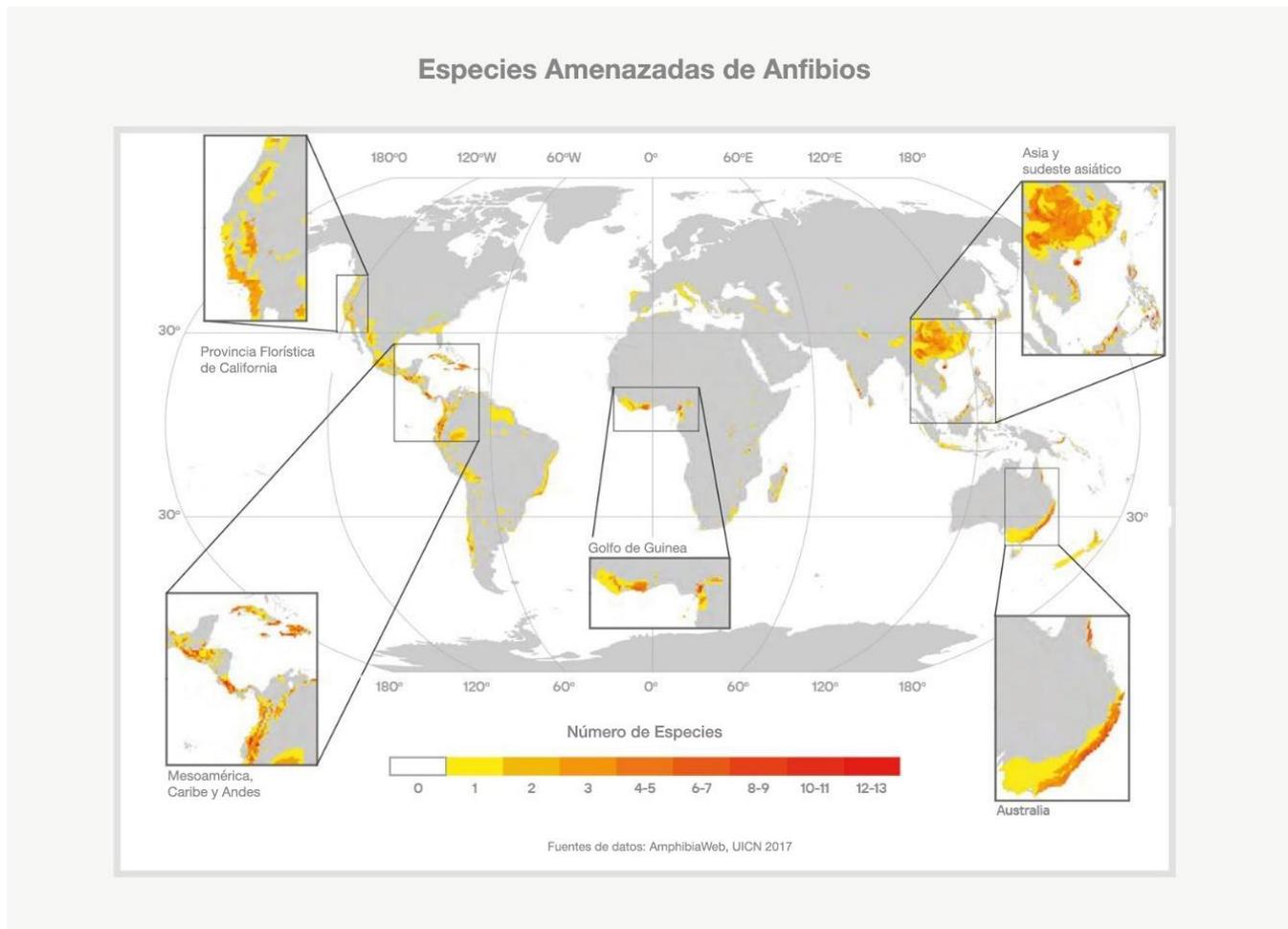


Figura 3.5. Especies amenazadas de anfibios a nivel mundial. Tener en cuenta que numerosas especies de las tierras altas de la cuenca amazónica están en peligro de extinción. Fuente: Amphibia Web (2020).

la Amazonía en las últimas décadas, la diversidad de especies continúa siendo subestimada dado el frecuente descubrimiento de nuevas especies crípticas, lo que demuestra que aún desconocemos la diversidad real de este grupo (*p. ej.*, Oliveira *et al.* 2016). La selva amazónica registra 371 especies, ocupando una inmensa cantidad de ambientes terrestres y acuáticos (Mittermeier *et al.* 2003, Avila-Pires y Ramalho 2019). Los reptiles tienen patrones interesantes de diversidad y distribución a lo largo de toda la cuenca amazónica, como los bien conocidos patrones de distribución y diversidad a lo largo de gradientes latitudinales y el gradiente de oeste a este (Da Silva y Sites 1995, Guedes *et al.* 2018, Roll *et al.* 2017).

Además, los reptiles escamosos (Squamata) muestran un patrón intrigante de variación en la riqueza de especies a lo largo de un gradiente norte-sur que se extiende desde el este de Ecuador hasta el sureste de Perú. Por ejemplo, algunos estudios realizados en la Amazonía noroccidental indican una mayor diversidad de especies en relación con las localidades de la llanura amazónica suroriental (*p. ej.*, Da Silva y Sites 1995). Recientemente, las estimaciones de la riqueza de especies obtenidas de diferentes lugares de muestreo, así como de especímenes obtenidos de colecciones científicas, sugieren una mayor riqueza de especies de serpientes en el noroeste de la Amazonía en comparación con la región sur (Rabosky *et al.* 2016). Además, estos y otros resultados implican que la diversidad alfa para los Squamata distribuidos al norte de la Amazonía puede ser hasta un 30% mayor en relación con las comunidades del sur (Da Silva y Sites 1995, Duellman 2005).

3.2.7 Diversidad de aves

La Amazonía alberga el mayor número de aves del mundo. Con al menos 1300 especies, de las cuales aproximadamente 265 son endémicas, la Amazonía alberga aproximadamente el 38% de las aproximadamente 4000 aves del Neotrópico (Nores 2000, Mittermeier *et al.* 2003). El número real de especies de aves en la Amazonía podría ser mucho

mayor. Los estudios moleculares sistemáticos relativamente recientes han revelado que las especies tradicionalmente aceptadas a menudo agrupan varios linajes genéticamente divergentes que representan nuevas especies crípticas (Milá *et al.* 2012). La diversidad de aves aumenta en la proximidad de los Andes. La topografía y la ecología cambian a una altura de aproximadamente 500 m, donde muchas especies de aves de las tierras bajas (~800) alcanzan su rango de elevación más alto, y muchas aves andinas alcanzan su rango de elevación más bajo (Nores 2000, 2011). Durante varias décadas, los científicos han tratado de comprender la estructura geográfica de las comunidades de aves y las causas subyacentes de los patrones de especiación observados (*p. ej.*, Haffer 1969, Bates 2001, Pomara *et al.* 2014, Ribas y Aleixo 2019).

La evolución de las aves amazónicas es un proceso complejo, pero la sistemática molecular y los estudios filogeográficos sugieren que muchos linajes de aves se diversificaron recientemente durante el Terciario tardío y el Cuaternario temprano (Weir 2006, Aleixo y Rossetti 2007, Silva *et al.* 2019). Este período coincide con grandes cambios en el paisaje (*p. ej.*, Colinvaux 1993, Haffer 1993, Bush 1994, Marroig y Cerqueira 1997). Al parecer, durante el Plioceno, la fauna de aves ancestrales ocupó principalmente hábitats boscosos de tierras altas en el norte y oeste de la Amazonía. Después de una serie de interacciones entre la dinámica impulsada por el clima y las barreras fluviales, los linajes de aves comenzaron a separarse en lados opuestos de la región, los ríos Negro y Madeira (los ríos más antiguos de la cuenca). Estos cambios en el clima y la conectividad afectaron a las poblaciones de aves de manera diferente, dependiendo de sus requerimientos ecológicos y grado de especialización del hábitat. Como resultado de estos procesos, actualmente, la Amazonía occidental más húmeda contiene faunas de aves más antiguas y ricas en comparación con la Amazonía oriental más seca (Silva *et al.* 2019). Sin embargo, el conocimiento de la evolución de las aves amazónicas es un proceso complejo y los datos

aún están fragmentados. Se necesita más esfuerzo de muestreo para comprender los patrones regionales de la riqueza de especies de aves y la composición de la comunidad en la Amazonía (Oliveira *et al.* 2017).

3.2.8 Diversidad de mamíferos

La región amazónica alberga una de las faunas de mamíferos más ricas del mundo, con aproximadamente 140 géneros y 425 especies (Mittermeier *et al.* 2003). Los mamíferos amazónicos representan aproximadamente un tercio de toda la diversidad de mamíferos de América del Sur, aproximadamente 1260 especies (Bonvicino y Weksler, 2012). Además, varios lugares en la Amazonía tienen la mayor diversidad alfa de mamíferos no voladores de cualquier parte de la Tierra (Peres, 1999, da Silva *et al.* 2015). Sin embargo, el número de especies en cualquier localidad de la Amazonía varía significativamente según los tipos de bosque y la diversidad de hábitat. Las comunidades de mamíferos en bosques inundados estacionalmente (*várzea*), por ejemplo, pueden ser consideradas relativamente empobrecidas en comparación con los bosques vecinos de *terra firme*, aunque la densidad y la biomasa pueden ser significativamente más altas en *várzea* que en *terra firme* (Peres 1997, Haugaasen y Peres 2005). El endemismo también es muy alto, con 10 géneros endémicos y 144 especies de mamíferos (34% del total) que se encuentran solo en la Amazonía (Pires *et al.* 2000, Solari *et al.* 2012). Esta impresionante diversidad de mamíferos no se distribuye por igual entre órdenes. El alto nivel de endemismo de las especies de mamíferos amazónicos se debe principalmente a tres órdenes: marsupiales, roedores y primates, que juntos comprenden aproximadamente el 80% de todas las especies endémicas (Voss y Emmons 1996, Paglia *et al.* 2012).

A pesar de estas cifras, la fauna de mamíferos de esta vasta región todavía está submuestreada y no hay suficientes estudios exhaustivos de mamíferos. Como resultado, la rotación espacial de los

ensamblajes de especies a diferentes escalas sigue siendo poco conocida (Voss y Emmons 1996, Peres 1999, Solari *et al.* 2012). Con base en los inventarios de mamíferos realizados en toda la Amazonía, se ha sugerido que las comunidades de mamíferos en la Amazonía occidental son las más diversas de la región, del Neotrópico y probablemente del mundo. Las explicaciones de este patrón incluyen factores ecológicos actuales como el clima, el hábitat y la heterogeneidad topográfica; la productividad primaria; y la dinámica de los ecosistemas (Voss y Emmons 1996, Peres 1999; Machado *et al.* 2019). Los mamíferos se consideran bien conocidos porque la tasa a la que se descubren nuevas especies es baja en comparación con otros grupos. Sin embargo, en los últimos años se han descrito varias especies nuevas y los nuevos registros han ampliado el rango geográfico de algunas especies en cientos de kilómetros (Patterson 2001, 2020). Todavía estamos aprendiendo sobre la fascinante diversidad de mamíferos amazónicos, y este conocimiento es fundamental para la conservación de la región amazónica.

La Amazonía ha experimentado un proceso dinámico de transformación a lo largo de su historia, incluyendo transgresiones marinas y cambios abruptos en el flujo de sus cuerpos de agua. La creación de barreras geográficas, como rápidos y arroyos, ha permitido que muchas especies prosperen y otras desaparezcan. Entre ellos, los mamíferos acuáticos juegan un papel importante. Los delfines del género *Inia* se trasladaron desde el Atlántico hasta el centro del continente en Bolivia, donde fueron aislados hace unos 3,1 millones de años por el río Madeira (Hollatz *et al.* 2011), mientras que otros se dispersaron por la Amazonía y la región del Orinoco. Actualmente solo se reconoce la presencia de la especie *Inia geoffrensis* con dos subespecies: *Inia geoffrensis geoffrensis* distribuida en la Amazonía y la Orinoquia, e *Inia geoffrensis boliviensis* en Bolivia y el río Madeira (Da Silva *et al.* 2018). Sin embargo, hay evidencia que sugiere que la unidad boliviana puede ser una especie diferente (*Inia boliviensis*), y en el complejo Tocantins/Araguaia en Brasil, *Inia araguaiaensis*

Tabla 3.2 Especies de parásitos y patógenos más estudiadas en la Amazonía.

(Hrbek *et al.* 2014). De igual forma, hace aproximadamente 2,5 millones de años, el nivel del mar subió aproximadamente 150 metros y generó otra transgresión del mar hacia la Amazonía, propiciando el ingreso de

desplazamiento de manatíes del Atlántico hacia la Amazonía hace unos 4,5 millones de años, dando origen a la única especie de manatí de agua dulce, *Trichechus inunguis*, distribuida en Brasil, Colombia, Perú y Ecuador (Domning 1982). Otro grupo

Grupos de parásitos	Especies más estudiadas	Referencias
Virus	<i>Lyssavirus de la rabia</i> , <i>orthohantavirus de laguna negra</i> , <i>virus espumoso de los simios</i>	Deem and Emmons 2005, da Rosa <i>et al.</i> 2012, Carnieli Jr <i>et al.</i> 2013, Costa <i>et al.</i> 2013, Favoretto <i>et al.</i> 2013, Kobayashi <i>et al.</i> 2013, Muniz <i>et al.</i> 2013, de Barros Lopes <i>et al.</i> 2014, Oliveira <i>et al.</i> 2015, Pereira <i>et al.</i> 2017.
Arbovirus	<i>Changuinola</i> , <i>Marituba</i> , <i>Mayaro</i> , <i>Oriboca</i> , <i>Oropouche</i>	Leduc <i>et al.</i> 1981, Figueiredo <i>et al.</i> 1988, de Thoisy <i>et al.</i> 2003, Silva <i>et al.</i> 2013, Silva <i>et al.</i> 2014, Hang <i>et al.</i> 2014, Nunes <i>et al.</i> 2018, Nunes <i>et al.</i> 2019.
Bacteria	<i>Leptospira interrogans</i> , <i>Mycobacterium leprae</i>	Deem and Emmons 2005, da Silva <i>et al.</i> 2018, Stefani <i>et al.</i> 2019, dos Santos Medeiros <i>et al.</i> 2020.
Helminto	<i>Dipetalonema gracile</i> , <i>Toxocara canis</i> , <i>Trypanoxyuris minutus</i> , <i>Trypanoxyuris trypanuris</i>	Hugot 1985, Bain <i>et al.</i> 1986, Tantalean <i>et al.</i> 1990, Hugot <i>et al.</i> 1996, Stuart <i>et al.</i> 1998, Hugot 1999, Noronha <i>et al.</i> 2002, Deem and Emmons 2005, Vieira <i>et al.</i> 2008.
Protozoos	<i>Trypanosoma cruzi</i> , <i>Trypanosoma rangeli</i> , <i>Trypanosoma cruzi marinkellei</i> , <i>Trypanosoma dionisii</i> , <i>Toxoplasma gondii</i>	Deane 1961, Deane and Damasceno 1961, Ayala 1964, Baker 1972, Miles <i>et al.</i> 1981, Miles <i>et al.</i> 1983, Lanham <i>et al.</i> 1984, Póvoa <i>et al.</i> 1984, Carrasco <i>et al.</i> 1996, Ziccardi and Lourenço-de-Oliveira 1997, Stuart <i>et al.</i> 1998, de Thoisy <i>et al.</i> 2003, Deem and Emmons 2005, Dubey <i>et al.</i> 2007, Demar <i>et al.</i> 2008, Lisboa <i>et al.</i> 2008, Roque <i>et al.</i> 2008, da Silva <i>et al.</i> 2009, Marcili <i>et al.</i> 2009a, Marcili <i>et al.</i> 2009b, Marcili <i>et al.</i> 2009c, Ortiz <i>et al.</i> 2009, Cavazzana <i>et al.</i> 2010, Lewis <i>et al.</i> 2011, De Araujo <i>et al.</i> 2013, Monteiro <i>et al.</i> 2012, Roque <i>et al.</i> 2013, Acosta <i>et al.</i> 2014, Vitaliano <i>et al.</i> 2014, da Costa <i>et al.</i> 2015, Jansen <i>et al.</i> 2015, Lima <i>et al.</i> 2015, da Costa <i>et al.</i> 2016, dos Santos <i>et al.</i> 2017, Rodrigues <i>et al.</i> 2017, Jansen <i>et al.</i> 2018, Barros <i>et al.</i> 2019, Filgueiras <i>et al.</i> 2019, Pérez <i>et al.</i> 2019, Rodrigues <i>et al.</i> 2019, McClean <i>et al.</i> 2020.
Ectoparásito	<i>Amblyomma ovale</i> , <i>Amblyomma naponense</i> , <i>Amblyomma geayi</i> , <i>Amblyomma cajennense</i> , <i>Amblyomma nodosum</i>	Stuart <i>et al.</i> 1998, Labruna <i>et al.</i> 2002a, Labruna <i>et al.</i> 2002b, Robbins and Deem 2002, Zerpa <i>et al.</i> 2003, Deem and Emmons 2005, Labruna <i>et al.</i> 2005, Robbins <i>et al.</i> 2009, Martins <i>et al.</i> 2013, Martins <i>et al.</i> 2014, Soares <i>et al.</i> 2015, Witter <i>et al.</i> 2016, Furtado <i>et al.</i> 2017, Zimmermann <i>et al.</i> 2018, Gruhn <i>et al.</i> 2019, Peckle <i>et al.</i> 2019.
Hongos	<i>Histoplasma capsulatum</i> , <i>Pneumocystis carinii</i>	Lainson y Shaw 1975, Arias <i>et al.</i> 1982, Naiff <i>et al.</i> 1985, Naiff <i>et al.</i> 1996, Hugot <i>et al.</i> 2003.

otro delfín del género *Sotalia*. Esta especie se adaptó a las condiciones de agua dulce, evolucionando a *Sotalia fluviatilis* hace aproximadamente 1,2 millones de años. Asimismo, existe evidencia que sugiere que durante el Plioceno hubo un

importante de mamíferos acuáticos en la Amazonía son las nutrias; la nutria gigante de río (*Pteronura brasiliensis*) y la nutria neotropical (*Lontra longicaudis*), cuyo origen parece estar asociado a los cambios geológicos, hidrológicos y climáticos que

experimentó la región durante el Plioceno-Pleistoceno.

3.2.9 Diversidad de parásitos y patógenos (y sus interacciones con huéspedes mamíferos)

Si la biodiversidad de animales, hongos y plantas en la Amazonía aún es poco conocida, aún menos se puede decir sobre la biodiversidad de patógenos y parásitos. A pesar de representar entre un tercio y más de la mitad de las especies en la Tierra (Poulin 2014), estos organismos generalmente se ignoran en los inventarios de biodiversidad y los estudios de conservación (Gómez y Nichols 2013). La mayor parte del conocimiento actual está muy sesgado hacia los parásitos que causan enfermedades en humanos, animales domésticos o plantas (Gómez y Nichols 2013). Sin embargo, los parásitos y patógenos juegan un papel importante a nivel individual, poblacional y ecosistémico (Wood y Johnson 2015), como modular la inmunidad de los huéspedes y la dinámica de sus poblaciones, alterar la composición de las comunidades ecológicas y modificar las interacciones tróficas, incluyendo las tasas de depredación y el ciclo de nutrientes. Estos procesos tienen efectos complejos, tanto directos como indirectos, que pueden incluir efectos en cascada y co-extinciones, cuyas implicaciones aún no son completamente comprendidas (Strona 2015).

A pesar de la importancia de la biodiversidad de parásitos, la riqueza real de la mayoría de los grupos de parásitos sigue siendo en gran parte desconocida. Al contabilizar la biodiversidad de parásitos de mamíferos en la región amazónica, encontramos que, de los 425 mamíferos silvestres, solo 185 especies han sido estudiadas en cuanto a sus interacciones con los parásitos. Brasil es el país que publicó el mayor número de estudios sobre interacciones mamífero-parásito, seguido de Perú, Guayana Francesa, Bolivia, Venezuela, Guayana, Ecuador y Colombia. Las especies de mamíferos con mayor riqueza de parásitos estudiados son el marsupial *Didelphis marsupialis*, el murciélago *Carollia perspicillata* y los primates *Sapajus apella* y *Saimiri sciureus*. Sin embargo, la mayoría de esos estudios informan interacciones con una sola especie de parásito; los estudios que investigan la

composición de la comunidad de parásitos o coinfecciones son poco comunes (Conga *et al.* 2014). Los protozoos son el grupo de parásitos con mayor número de estudios (84 publicaciones), pero no son el grupo con mayor riqueza de especies. El grupo de parásitos con el mayor número de especies reportadas interactuando con mamíferos silvestres son los helmintos (77 especies), ectoparásitos de artrópodos (65 especies), virus (62 tipos), protozoos (29 especies), bacterias (12 especies) y hongos (siete especies).

De esos, se sabe que 38 virus, 16 arbovirus, 11 bacterias, 9 helmintos, 19 protozoos, un ectoparásito y 7 hongos son zoonóticos y causan enfermedades en humanos. Los parásitos más estudiados que infectan a los mamíferos silvestres en la región amazónica son los protozoos *Trypanosoma cruzi* (el agente causal de la enfermedad de Chagas en humanos), *Plasmodium brasilianum*, *Trypanosoma cruzi marinkellei*, *Trypanosoma rangeli*, el virus *Rabia lyssavirus* (el agente causal de la rabia en humanos), y el ectoparásito *Amblyomma cajennense* (Cuadro 3.2).

En cuanto a los virus transmitidos por artrópodos (o arbovirus), se han registrado 27 especies diferentes que infectan a los mamíferos silvestres en la Amazonía. De ellos, se sabe que 16 son zoonóticos, incluyendo los virus Caraparú, Changuinola, Dengue, Guama, Mayaro, Marituba, Murutucu, Oriboca, Oropouche, Piry, Saint Louis, Tacaiuma y la fiebre amarilla. Es importante recalcar que algunos de estos agentes zoonóticos en la región amazónica también son compartidos con especies de mamíferos domésticos como mascotas y ganado bovino, y que otros patógenos zoonóticos ya han sido identificados en animales domésticos (p. ej., Virus de la Encefalitis Equina del Este y Virus del Nilo Occidental). Estas especies domesticadas pueden jugar un papel importante en el ciclo de transmisión de los agentes zoonóticos (Johnson *et al.* 2020), especialmente cuando se encuentra en altas densidades (p. ej., producción ganadera), funcionando como huéspedes amplificadores e intermediando la transmisión a humanos y

animales salvajes. Dadas las preocupaciones recientes sobre el riesgo de una pandemia emergente que se origine en la región amazónica (Vale *et al.* 2021), las crecientes tasas actuales de deforestación, la pérdida y homogeneización de la biodiversidad y las crecientes vulnerabilidades sociales son preocupaciones importantes. Esto, sumado a la brecha en el conocimiento sobre la biodiversidad de las interacciones huésped-parásito, aclara la necesidad de comprender y desarrollar la resiliencia ante las enfermedades emergentes como un desafío social principal y una prioridad de investigación.

3.3 Procesos y adaptaciones ecológicas sobresalientes en ecosistemas terrestres y acuáticos

3.3.1 Interacciones planta-animal

Las interacciones planta-animal son un proceso ecológico principal en los bosques amazónicos, sin los cuales estos bosques dejarían de existir: El 80-90% de los árboles dependen obligatoriamente de los animales para la dispersión de semillas (Gentry 1982, Hawes *et al.* 2020), y hasta el 98% de las plantas dependen obligatoriamente de los animales para la polinización (Bawa 1990). Los animales dispersores son atraídos por las semillas con una amplia variedad de estrategias de las plantas; y las aves, los murciélagos, los mamíferos, los peces y los insectos son dispersores importantes que responden y seleccionan diferentes estrategias de atracción de las plantas (*p. ej.*, Howe y Smallwood 1982). Los efectos de consumo generan diversidad a través de carreras armamentistas coevolutivas, y controlan la biodiversidad vegetal y animal en escalas de tiempo ecológicas y evolutivas. Estas redes de mutualistas y consumidores regulan todos los aspectos de los bosques amazónicos y son responsables de su composición, regulación de especies, recuperación de perturbaciones y generación de biodiversidad. Los cambios en las interacciones de las especies pueden tener efectos en cascada sobre la función del ecosistema amazónico y los servicios que brindan a la

humanidad, como se analiza brevemente a continuación.

Los dispersores de semillas y los polinizadores interactúan con las plantas, forman redes mutualistas y forman la arquitectura misma de la biodiversidad amazónica (Bascompte y Jordano 2007). La dispersión de semillas aleja las semillas de los árboles progenitores, limpiándolas de pulpa y, en muchos casos, alterándolas fisiológicamente, lo cual mejora la supervivencia y aumenta la diversidad genética (Howe y Smallwood 1982, Hardesty *et al.* 2006). Las comunidades de dispersores de semillas son excepcionalmente complejas (Jordano *et al.* 2007), y las redes de dispersores de plantas se componen de muchos módulos diferentes de múltiples tipos de dispersores (Donatti *et al.* 2011), destacando su importancia para mantener la biodiversidad en estos sistemas (Kakishima *et al.* 2015). Vastas áreas de la Amazonía se inundan estacionalmente, y se ha demostrado que los peces son dispersores críticos en estos bosques y vinculan los procesos terrestres y acuáticos (Goulding 1983, Correa *et al.* 2015a). Las redes de polinización en los bosques amazónicos son muy diversas y complejas, incluyen una gran variedad de invertebrados y vertebrados y forman la base de la reproducción en la perpetuación de los bosques amazónicos (Bawa 1990, Bascompte y Jordano 2007). Las redes de polinizadores suelen ser altamente especializadas y se construyen con módulos de especies que interactúan con baja redundancia, lo que subraya el papel de la biodiversidad y la conservación de los polinizadores en la biodiversidad y los servicios ecosistémicos amazónicos en general (Kremen *et al.* 2007, Olesen *et al.* 2007).

Las interacciones tróficas son igualmente importantes, conectando a los animales en redes de herbivoría en hojas, semillas y raíces, con altos grados de especialización. Las interacciones coevolutivas entre plantas y herbívoros han llevado a la evolución de una gran diversidad de especies al encerrar a grupos de organismos en carreras armamentísticas evolutivas de ataque y defensa

(Ehrlich y Raven 1964), y han llevado a una diversificación espectacular en los rasgos funcionales de las plantas amazónicas y las defensas químicas que no solo regulan y generan diversidad forestal, sino que también brindan servicios críticos para la humanidad (Coley y Barone 1996, Fabricant y Farnsworth 2001, FAO *et al.* 2011). Los efectos de los herbívoros sobre las plantas dependen tanto de la geología como del clima, y las ventajas y desventajas de estas interacciones han generado una diversificación de los árboles tropicales a nivel del paisaje (Fine *et al.* 2004, Fine *et al.* 2013). Las interacciones entre plantas y herbívoros se han convertido en el componente clave para mantener la diversidad en los bosques tropicales, con efectos que dependen de la frecuencia y la densidad en múltiples escalas (Janzen 1970, Harms *et al.* 2000, Terborgh 2012). Todas estas interacciones planta-animal están incrustadas en redes alimentarias de interacciones consuntivas, que a su vez las regulan en los ecosistemas amazónicos, con regulación directa por depredación y mutualismos indirectos que surgen de cascadas tróficas (Schmitz 2008, Terborgh y Feely 2009).

Las interacciones entre plantas y animales corren un alto riesgo debido a múltiples formas de cambios causados por humanos (*p. ej.*, Sales *et al.* 2020, 2021). Las interrupciones en las interacciones planta-animal pueden tener efectos rápidos en la composición de la comunidad forestal, lo que tiene consecuencias a largo plazo (Terborgh *et al.* 2001), cambiando la composición de los bosques, así como la función y los servicios de los ecosistemas (Morris 2010). La defaunación tiene efectos en cascada en los bosques amazónicos a través de los efectos directos de la caza y los efectos indirectos de las perturbaciones antropogénicas, que afectan particularmente a los vertebrados de cuerpo grande (Bodmer *et al.* 1997). La defaunación afecta todas las interacciones planta-animal, especialmente las redes de dispersión y depredación de semillas, con consecuencias significativas para la diversidad de árboles amazónicos (Kurten 2013, Peres *et al.* 2016); la función y los servicios de los ecosistemas,

particularmente el almacenamiento de carbono (Markl *et al.* 2012, Bello *et al.* 2015); el ciclo de nutrientes (Stevenson y Guzmán-Caro 2010, Doughty *et al.* 2016); e incluso biogeografía (Doughty *et al.* 2016). La deforestación y la fragmentación de los bosques pueden tener efectos más allá de la simple eliminación de árboles, con efectos en cascada a través de la polinización (Wirth *et al.* 2008, Barlow *et al.* 2016, Lister y García 2018), la dispersación (Laurance *et al.* 2006, Markl *et al.* 2012, Caughlin *et al.* 2014, Hawes *et al.* 2020), y las redes consuntivas (Terborgh 2013), cambiando fundamentalmente las interacciones ecológicas que mantienen y generan la biodiversidad amazónica. Las interacciones planta-animal son particularmente vulnerables a los efectos del cambio climático, tanto directamente a través de la interrupción de las redes de interacción planta-animal debido a las respuestas diferenciales al clima entre los componentes (Primack *et al.* 2009, Salcido *et al.* 2020), e indirectamente al exacerbar los efectos de la defaunación y la degradación forestal (Valladares *et al.* 2006, Barlow *et al.* 2016). Un resultado abrumador y central del estudio de los bosques amazónicos es que las redes de interacción planta-animal intactas son esenciales para la resiliencia de la biodiversidad forestal a los cambios antropogénicos y para la recuperación y restauración de los sistemas amazónicos.

3.3.2 Pulsos de inundación y flujo de nutrientes

Los ecosistemas acuáticos en la Amazonía son un mosaico complejo de hábitats influenciados por pulsos de inundación y por el patrón de flujo de nutrientes. Esto ha generado áreas de alta y baja productividad, que han promovido complejos procesos de adaptación en los organismos acuáticos. Los peces son sin duda uno de los casos más relevantes, soportando gran biomasa en ríos altamente productivos (aguas blancas), como la Amazonía, Madeira, Caquetá/Japurá, Putumayo y Purus, y baja biomasa, pero alta riqueza de especies en ríos de aguas negras y aguas claras. En este último, los peces dependen más de fuentes externas de alimento (frutos, semillas, insectos) o de

subsidios tróficos suministrados por peces migratorios (ver Sección 3.3.3). Dadas las condiciones de transparencia en aguas claras o negras, los peces suelen desarrollar colores intensos con una función importante para la reproducción (Borghazan *et al.* 2021).

Muchas especies que viven en llanuras aluviales tienen adaptaciones especiales para soportar bajos niveles de oxígeno y altas temperaturas durante periodos de sequía (Junk *et al.* 1983, Val 1995, Val y Almeida-Val 1995, Val *et al.* 2015). Sin embargo, otras especies optan por realizar migraciones laterales hacia los canales principales con fines reproductivos, desovan en los canales principales y luego regresan a los lagos y pequeños afluentes. Estos peces son predominantemente de las familias Prochilodontidae y Curimatidae. Especies como el pirarucu (paiche, *Arapaima gigas*), aparentemente sedentarias, construyen nidos en el fondo de los lagos y se reproducen durante la temporada de aguas bajas. Cuando sube el nivel del agua, realizan pequeñas migraciones laterales hacia el bosque inundable, donde los machos ejercen el cuidado parental de sus crías (Castello 2007).

Los grandes carnívoros acuáticos, como el delfín del río Amazonas (*Inia geoffrensis*), a veces siguen las migraciones de los peces, asegurando un acceso permanente y abundante a las presas. En general, las hembras parecen ser más residentes y están asociadas a sistemas de lagos y confluencias donde cuidan a sus crías, mientras que los machos realizan largas migraciones en busca de alimento y opciones reproductivas (Trujillo *et al.* 2018). En términos de adaptación, el delfín del río Amazonas ha desarrollado una mejor capacidad para buscar peces en el bosque inundado que su especie simpátrica, el delfín gris (*Sotalia fluviatilis*). Las vértebras cervicales de su cuello no están fusionadas, lo que les permite mover la cabeza, lo que, combinado con un hocico alargado, les permite capturar peces bentónicos o pelágicos que se esconden bajo macrófitos o entre la vegetación sumergida. Asimismo, una aleta dorsal baja y aletas pectorales con gran capacidad de movimiento les permiten moverse muy bien en el bosque

inundable. Algo similar ocurre con las nutrias gigantes (*Pteronura brasiliensis*), que forman grupos familiares de entre 6 y 14 individuos. Se ubican principalmente en afluentes y lagunas y tienen territorios más o menos definidos durante el período de aguas bajas, pero cuando aumenta el nivel del agua, los peces se dispersan en el bosque inundable y aumenta el tamaño del territorio.

Durante los períodos de aguas bajas, grandes extensiones de playas quedan expuestas y son el hábitat ideal para el desove masivo de varias especies de tortugas, especialmente del género *Podocnemis*, como la tortuga gigante del río Amazonas (*Podocnemis expansa*) y la tortuga de río de manchas amarillas (*Podocnemis unifilis*). El éxito reproductivo de estas especies depende en gran medida de las características de la playa, principalmente del tipo de sedimento y de la altura a la que se excavan los nidos, ya que son frecuentes las subidas del nivel del agua que pueden afectar a los nidos en las partes bajas. Otra especie que se ha adaptado a los pulsos de inundación en la Amazonía son los jaguares (*Panthera onca*), que se pensaba que se trasladaban a áreas no inundables durante estos períodos. Estudios recientes muestran que en áreas como Mamirauá en Brasil pueden pasar hasta tres meses viviendo en las copas de los árboles, alimentándose principalmente de perezosos, caimanes e incluso nutrias gigantes (Ramalho 2012, Alvarenga *et al.* 2018).

3.3.3 Migraciones de peces

Los peces migratorios desempeñan papeles ecológicos importantes en las redes alimentarias acuáticas amazónicas, brindando subsidios cruciales de un componente del ecosistema a otro, como depredadores o como presas, o como ingenieros o agentes de dispersión de semillas. Por lo tanto, es probable que la modificación o interrupción de sus patrones migratorios por sobreexplotación, confinamiento o degradación del hábitat altere profundamente los procesos del ecosistema al modificar las cascadas tróficas, la producción primaria, el procesamiento de detritos y

la transferencia de subsidios en amplias escalas espaciales (Flecker *et al.* 2010, Barthem *et al.* 2017, Anderson *et al.* 2018).

El bagre goliath amazónico del género *Brachyplatystoma* realiza la migración de agua dulce más larga conocida del mundo. Una especie, *B. rousseauxii*, usa casi toda la longitud de la cuenca amazónica en una migración de ida y vuelta de hasta ~12 000 km entre sus áreas de desove en el piedemonte andino de Bolivia, Colombia, Ecuador y Perú, hasta su criadero en el estuario en Brasil (Barthem y Goulding 1997, Barthem *et al.* 2017, Duponchelle *et al.* 2016, Hauser *et al.* 2020). Esta migración excepcional implica orientación natal, un comportamiento que rara vez se observa en agua dulce, pero común en especies que migran entre el mar y los ríos, como el salmón. En este proceso, los peces adultos suelen regresar a la cuenca donde nacieron, ya sea en el Alto Madeira (Duponchelle *et al.* 2016) o en el alto Amazonas (Hauser *et al.* 2020). Junto con los delfines de río, el bagre goliath es el principal depredador de los ríos amazónicos (Barthem y Goulding 1997) y varias especies están sobreexplotadas (Barthem *et al.* 1991, Petrere *et al.* 2004, Agudelo *et al.* 2013). Como se ha demostrado tanto en ecosistemas marinos como de agua dulce, los principales depredadores desempeñan funciones ecológicas esenciales, y el agotamiento de sus poblaciones puede implicar modificaciones profundas de los ecosistemas a través de cascadas tróficas (Baum y Worm 2009, Chase *et al.* 2009, Frank *et al.* 2005, Persson *et al.* 2007). Se esperan efectos en cascada similares con la disminución de la gran comunidad del bagre goliath en la cuenca amazónica (Angelini *et al.* 2006, Lima 2017), lo que podría acentuarse aún más por su excepcional comportamiento migratorio (Borer *et al.* 2005).

Las migraciones de peces, y en particular los movimientos de peces detritívoros, también juegan un papel ecológico crucial en el transporte de nutrientes, con importantes consecuencias en la dinámica de la red alimentaria local. Los peces de la familia Prochilodontidae (*Prochilodus* y *Semaprochilodus*), que se alimentan de detritos, algas

y microorganismos asociados (Bowen 1983), realizan migraciones complejas a gran escala desde afluentes pobres en nutrientes (aguas negras o claras) durante el período de aguas bajas a las ricas llanuras aluviales de los afluentes de aguas bravas para el desove y la alimentación durante las aguas altas (Ribeiro y Petrere 1990, Vazzoler y Amadio 1990, Vazzoler *et al.* 1989). Sus movimientos entre diferentes sistemas fluviales conectan redes tróficas en grandes escalas espaciales y dan como resultado una importante transferencia de energía y biomasa a aguas oligotróficas, donde estas especies son depredadas por grandes piscívoros que normalmente no podrían soportar altas densidades poblacionales sin estos subsidios (Hoeinghaus *et al.* 2006, Winemiller y Jepsen 1998). Aunque este fenómeno se ha estudiado principalmente en peces proquilodóntidos, es probable que los flujos de producción primaria de ríos de aguas blancas ricas en nutrientes a ríos de aguas claras o negras por especies detritívoras migratorias estén muy extendidos en la cuenca amazónica, al igual que muchos otros carácidos migratorios, como como *Anodus* spp., *Brycon* spp., *Colossoma macropomum*, *Leporinus* spp., *Mylossoma* spp., *Tripottheus* spp. desovan y crecen exclusivamente en aguas bravas, pero pueden vivir en cualquier tipo de agua como adultos (Lima y Araujo-Lima 2004). Otro caso llamativo es la migración anual del bagre lápiz juvenil, *Trichomycterus barbourni* (~3 cm), que consiste en cientos de miles de individuos que se desplazan desde su zona de cría en el río Béni aguas abajo hasta sus tramos superiores cientos de kilómetros aguas arriba (Miranda-Chumacero *et al.* 2015). Esta migración suministra una fuente de alimento para peces, aves acuáticas, reptiles y poblaciones humanas a lo largo del camino.

Muchos peces migratorios amazónicos han desarrollado conjuntamente una relación mutuamente beneficiosa con el bosque. Durante la temporada de aguas altas, los peces migratorios invaden el bosque inundable para alimentarse de los frutos que caen al agua, dispersando semillas a grandes distancias mientras mejoran su proceso de

germinación (Goulding 1980, Correa y Winemiller 2014, Correa *et al.* 2015a). La mayoría de las aproximadamente 150 especies de peces frugívoros conocidas en el Neotrópico, pertenecientes a 17 familias y 6 órdenes, también se encuentran en la cuenca amazónica (Horn *et al.* 2011). Pueden consumir al menos 566 especies de frutos y semillas de 82 familias de plantas, contribuyendo así a su distribución espacial y a la biodiversidad (Correa *et al.* 2015a). Debido a que la pesca comercial se dirige principalmente a especies de gran tamaño, que pueden dispersar semillas de un rango de tamaño más amplio y de una mayor diversidad de plantas, la sobreexplotación podría amenazar no solo a las poblaciones de peces frugívoros, sino también a la biodiversidad y la conservación del bosque inundado (Correa *et al.* 2015b).

3.3.4 Variación ambiental y adaptación de los organismos

De los 7 millones de km² que cubre la región amazónica, 800.000 km² son ecosistemas acuáticos. La interacción entre la tierra y el agua responde a un delicado engranaje climático que es responsable del pulso de inundación (Junk *et al.* 1989). Este es sin duda uno de los procesos ambientales más importantes y relevantes en la Amazonía, ya que genera variaciones de hasta 15 m en el plano vertical y miles de kilómetros de inundaciones en el plano lateral. Esto marca claramente un período de aguas bajas y un período de aguas altas, con períodos de transición a lo largo del año. Este ciclo, repetido durante miles de años, ha generado procesos de adaptación excepcionales por parte de la fauna y la flora. Buena parte de la vegetación está adaptada a estar sumergida durante varios meses y sincronizar sus procesos de fructificación en aguas altas como estrategia de dispersión. Asimismo, durante este período, la proliferación de macrófitos y grandes parches de vegetación acuática sirven de refugio a peces y otros organismos y brindan alimento a especies como manatíes y capibaras (Parolin *et al.* 2004, Piedade *et al.* 2010, Junk *et al.* 2011).

Los cambios en el nivel del agua también generan un mecanismo que desencadena la migración lateral de muchas especies, incluyendo peces, delfines y manatíes (Cox-Fernandes 1997, Martin y da Silva 2004, Arraut *et al.* 2010). En el caso de los delfines, en aguas altas se dispersan por el bosque inundado, afluentes y lagunas en busca de alimento, pero cuando el nivel del agua comienza a disminuir, los delfines grises (*Sotalia fluviatilis*) se desplazan hacia los ríos principales y posteriormente los delfines amazónicos (*Inia geoffrensis*) también lo hacen para evitar quedar atrapados en cuerpos de agua con un bajo suministro de alimentos. Las aguas poco profundas representan la época de mayor disponibilidad de alimentos en los principales ríos. Con la contracción de todo el sistema, los peces quedan contenidos en un espacio más pequeño y los delfines aprovechan esto para alimentarse. Este aumento de energía permite sincronizar la reproducción con la temporada. Las crías nacen 13 meses después, también en periodos de bajos niveles de agua. En contraste, los manatíes se benefician de una mayor producción de macrófitos en periodos de aguas altas, mientras que en el verano deben buscar algas en troncos sumergidos y subsistir con las reservas de grasa corporal.

3.4 Plasticidad genética y diversidad molecular

Debido a que la delimitación de especies se basa en la variación genética, la selección natural y la adaptación (Sexton *et al.* 2009), la riqueza de especies se considera ampliamente como una medida fundamental de la biodiversidad a nivel general (Gotelli y Colwell 2001). Los patrones de variación genética en las especies también representan un componente vital pero a menudo subestimado de la biodiversidad amazónica; La diversidad filogenética evalúa las diferencias evolutiva y acumulativa dentro y entre áreas y taxones (Antonelli *et al.* 2018a). La diversidad filogenética mide la cantidad total de evolución por linaje a lo largo del tiempo entre todos los miembros de un clado o área (Tucker *et al.* 2017). En general, se ha demostrado que esto brinda una mejor

estimación de la divergencia de características que la riqueza de especies por sí sola (Forest *et al.* 2007).

Aunque muchos grupos de organismos están ampliamente distribuidos en las regiones tropicales, recientemente se ha documentado el patrón detallado de variación de las especies (Costa y Magnusson 2010), incluyendo la variación espacial, genética y morfológica, y su estructura genética, que corresponde a varias unidades evolutivas independientes. (Riba *et al.* 2012, Schultz *et al.* 2017). La diversidad genética de los mamíferos y anfibios terrestres es un 27% mayor en las áreas tropicales, y los hábitats perturbados tienen menos diversidad genética en comparación con las áreas no perturbadas (Miraldo *et al.* 2016). Recientemente se han desarrollado filogenias moleculares bastante completas para revelar la evolución de la biota tropical (Dexter *et al.* 2017, Eiserhardt *et al.* 2017). El muestreo molecular a nivel intraespecífico (subespecies y poblaciones) ha avanzado significativamente en el Neotrópico (Antonelli *et al.* 2018b). Según el análisis de filogenias moleculares, se ha demostrado que algunas regiones neotropicales pueden ser más permeables a los linajes inmigrantes que otras. Además, las diferencias intrínsecas entre grupos taxonómicos (como la capacidad de dispersión) pueden permitir que algunos linajes colonicen nuevas regiones (Antonelli *et al.* 2018b) a pesar de la conservación de nicho (Crisp *et al.* 2009), y otros soportan las adaptaciones a los cambios ecológicos (Simon *et al.* 2009, Trujillo-Arias *et al.* 2017). Sin embargo, para la mayoría de los grupos taxonómicos de la Amazonía, el conocimiento sobre los intercambios bióticos y las historias de dispersión sigue siendo sorprendentemente pobre, y no se comprende qué regiones sirvieron como fuentes primarias y sumideros de biodiversidad, definidas como proveedoras y receptoras (Antonelli *et al.* 2018b). Se ha concluido que la Amazonía es la principal fuente de diversidad neotropical de angiospermas, helechos, serpientes, aves, mamíferos y ranas para otras regiones, brindando >2.800 linajes (63% de todos los eventos de dispersión), siendo aproximadamente 4,6 veces mayor que la segunda

fuentes de diversidad más importantes (Antonelli *et al.* 2018b, Figura 3.6).

Como se sabe, tanto la Amazonía occidental como la central tienen la mayor riqueza de especies de comunidades arbóreas (ter Steege *et al.* 2003, Chave *et al.* 2007) y, por lo tanto, la mayor diversidad filogenética, pero la menor distancia promedio del taxón más cercano (Honorio Coronado *et al.* 2015). La distancia filogenética media por pares entre especies se correlaciona con la distribución uniforme de los taxones entre los tres principales clados de angiospermas (magnoliidos o dicotiledóneas, monocotiledóneas, eudicotiledóneas) y ambos son los más altos en la Amazonía occidental. Finalmente, los bosques tropicales estacionalmente secos y los bosques sobre arenas blancas tienen una baja diversidad filogenética (Fine *et al.* 2010, Honorio Coronado *et al.* 2015).

Ante los cambios e impactos ambientales, las poblaciones con diversidad genética reducida pueden tener menor capacidad de respuesta (Whitman y Agrawal 2009) y, por lo tanto, más ser vulnerables a los procesos de fragmentación y extinciones locales (Spielman *et al.* 2004). Esta diversidad genética ha sido propuesta como un mecanismo para sobrevivir en ambientes heterogéneos o cambiantes, como el trópico (Lande 2014). Un ejemplo clásico de los constantes cambios en el contenido de oxígeno en las aguas amazónicas es el desarrollo y la inversión de varios rasgos morfológicos en peces en condiciones de hipoxia (Almeida-Val *et al.* 2006, Fernández-Osuna y Scarabotti 2016). Además, la capacidad de varios linajes para establecerse en la Amazonía occidental y meridional también puede estar relacionada con las altas tasas de alteración y recambio en la región (Quesada *et al.* 2012, Marimon *et al.* 2013, Baker *et al.* 2014).

3.5 Diversidad funcional

La diversidad funcional, o el valor, el rango y la distribución de los rasgos funcionales en una

comunidad determinada, juega un papel clave en la generación y el mantenimiento de la biodiversidad y los procesos de los ecosistemas. La diversidad funcional depende de la variabilidad de los valores de los rasgos de todas las especies presentes, tanto intra como inter-especies, y del grado de superposición de los nichos funcionales (Petchy y Gaston 2006, Díaz *et al.* 2007). Los rasgos funcionales (Chapin *et al.* 2001, Violle *et al.* 2007) relacionan mecánicamente las especies con su efecto sobre los ecosistemas en los que viven. Por ejemplo, los rasgos funcionales afectan la capacidad competitiva y la

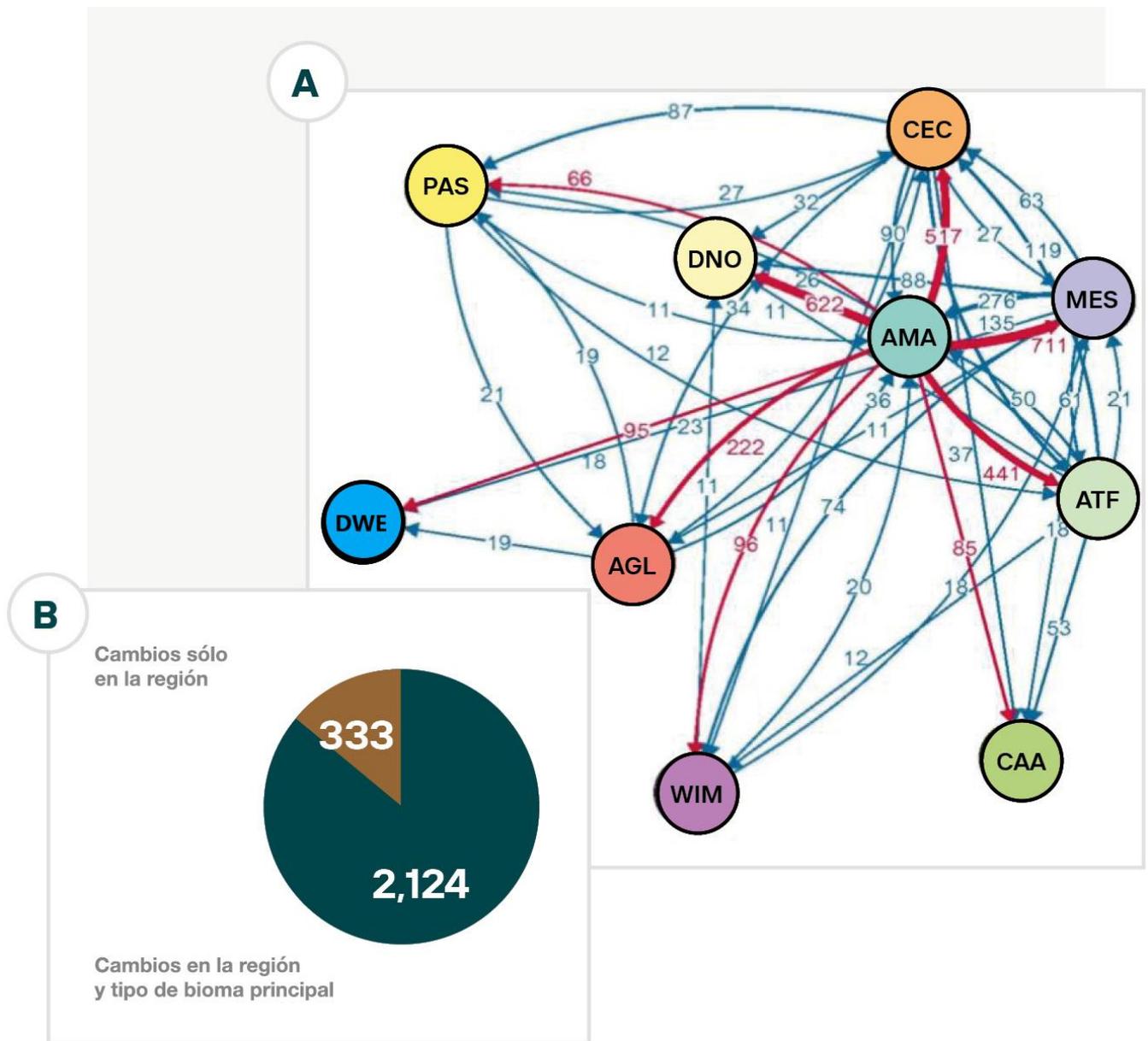


Figura 3.6 La Amazonía como fuente principal de linajes de biodiversidad en el Neotrópico (Antonelli *et al.* 2018b). A) Intercambio biótico entre regiones neotropicales estimadas a partir de filogenias moleculares fechadas. Las flechas indican la dirección y el número de eventos de dispersión, con un grosor de línea proporcional al número de eventos. Solo se muestran las conexiones con más de 10 eventos. La posición de los círculos en el diseño refleja la conexión biótica entre regiones. Los eventos de dispersión fuera de la Amazonía están resaltados en rojo. AGL, Pastizales Andinos; AMA, Amazonía; ATF, Bosques Atlánticos; CAA, Caatinga; CEC, Cerrado y Chaco; DNO, Norte Seco de América del Sur; DWE, Sudamérica Occidental Seca; MES, Mesoamérica; PAS, Estepa Patagónica; WIM, Antillas. B) Número de eventos de dispersión no ambiguos asociados con cambios en los principales tipos de biomas en comparación con cambios a otras regiones dentro del mismo tipo de bioma.

coexistencia de las especies (Kraft *et al.* 2008, Guilherme *et al.* 2019), la capacidad de invasión (Miranda-Chumacero *et al.* 2012, Van Damme *et al.* 2015), la estructura y función de la comunidad y el ecosistema (Bueno *et al.* 2013, Sobral *et al.* 2017), las adaptaciones a lo largo de gradientes ambientales (Asner *et al.* 2014a, von May *et al.* 2017, Santos *et al.* 2019), y la resistencia a la perturbación y al cambio ambiental (Arévalo-Sandi *et al.* 2018, Arantes *et al.* 2019, Hooper y Ashton 2020).

Las condiciones ambientales actúan como filtros, determinando patrones de diversidad funcional en la cuenca amazónica, seleccionando especies que exhiben rasgos morfológicos, conductuales o reproductivos similares. Por ejemplo, estructuralmente, los ambientes menos complejos (*p. ej.*, la sabana) albergan más especies de hormigas más pequeñas, con mandíbulas más pequeñas y ojos más grandes. En ambientes boscosos más complejos, hay más especies de hormigas de mayor tamaño, con mandíbulas más grandes y ojos más pequeños. Por lo tanto, la composición morfológica de los grupos de hormigas terrestres corresponde a la complejidad ambiental, lo que sugiere que ciertas características de las hormigas ofrecen ventajas ecológicas a especies particulares en hábitats particulares (Guilherme *et al.* 2019). La química foliar de los árboles brinda otro ejemplo de diversidad funcional que varía con las condiciones ambientales. Los compuestos estructurales y de defensa muestran una sorprendente diversidad en la Amazonía, y los portafolios químicos de las copas de los árboles cambian drásticamente a lo largo de los gradientes de elevación y fertilidad del suelo (Asner *et al.* 2014b). Asimismo, la diversidad de rasgos funcionales en las comunidades de peces, como las estrategias de alimentación, las historias de vida, los comportamientos migratorios y el uso del hábitat, se correlaciona positivamente con la cobertura forestal en las llanuras aluviales de los ríos (Arantes *et al.* 2019). En consecuencia, el medio ambiente influye en la diversidad funcional y, a medida que avanza la pérdida de hábitat por la deforestación, el conjunto de rasgos funcionales

que se encuentran en las comunidades de peces se ve muy comprometido.

La Amazonía se encuentra entre las regiones con mayor diversidad funcional de la Tierra para una serie de taxones (*p. ej.*, peces: Toussaint *et al.* 2016; plantas: Wiczyński *et al.* 2019; anfibios: Ochoa-Ochoa *et al.* 2019). La diversidad taxonómica y funcional a menudo están desvinculadas, y para algunos grupos taxonómicos, la diversidad funcional es considerablemente más alta en la Amazonía de lo que se esperaría de la diversidad taxonómica. Los peces de agua dulce representan un ejemplo que llama la atención (Toussaint *et al.* 2016), y se han propuesto diferentes hipótesis para explicar la enorme diversidad funcional de los peces de agua dulce en todo el Neotrópico (Albert *et al.* 2020). El Neotrópico alberga aproximadamente el 40% de las especies de peces de agua dulce del mundo, sin embargo, esta misma región alberga más del 75% de la diversidad funcional de peces. La diversidad funcional de agua dulce en la Amazonía incluye una variación increíble en la forma del cuerpo y la ecología trófica, que van desde el bagre comedor de madera con boca de ventosa (*p. ej.*, *Cochliodon*, *Panaque* spp) con dientes y mandíbulas especializados para excavar troncos de árboles sumergidos, hasta peces eléctricos con ojos más pequeños que viven en aguas turbias (Gymnotiformes), a frugívoros migratorios con dientes en forma de molares que pueden ser importantes depredadores de semillas, así como agentes de dispersión de semillas (*p. ej.* *Colossoma*, *Piaractus*; Correa *et al.* 2015a), al bagre vampiro alargado que se alimenta de sangre de las branquias de otros peces, *Vandellia* (Albert *et al.* 2020).

La diversidad funcional explica las interacciones biológicas y cómo los organismos pueden impulsar procesos cruciales del ecosistema. Por ejemplo, la diversidad trófica, un rasgo funcional importante, influye en la forma como las especies pueden influir en los procesos ecológicos, como las interacciones depredador-presa, la dispersión de semillas, el secuestro de carbono y el ciclo biogeoquímico, las

cuales son funciones críticas en los eco-sistemas acuáticos y terrestres de la Amazonía. Además, la diversidad de especies *per se* puede ser un fuerte impulsor de la función del ecosistema. Por ejemplo, en los paisajes mixtos de bosque y sabana de la región de Rupununi en Guyana, la riqueza de especies de mamíferos parece estar fuertemente correlacionada con el ciclo del carbono (Sobral *et al.* 2017). Curiosamente, las concentraciones de carbono del suelo y el almacenamiento de carbono en el suelo y los árboles son más altas en los sitios con la mayor riqueza de especies de mamíferos. Por lo tanto, el número de interacciones de alimentación influye en la cantidad de carbono que permanece en los suelos, ya que los cuerpos de los animales, las heces y las frutas procesadas por los mamíferos se convierten en fuentes de materia orgánica del suelo. Del mismo modo, en los sistemas acuáticos tropicales, el reciclaje de nutrientes mediado por el consumidor por parte de los peces varía mucho con características como el tamaño corporal del consumidor, la estequiometría corporal y la posición trófica. Los peces pueden modular el ciclo de nutrientes en los arroyos tropicales (Taylor *et al.* 2006, Capps *et al.* 2013), y la extinción de peces puede tener profundas consecuencias en las tasas de remineralización de nitrógeno y fósforo (McIntyre *et al.* 2007).

La diversidad funcional puede contribuir aún más a la resiliencia de las comunidades y los ecosistemas frente a las perturbaciones, incluyendo el cambio climático o la defaunación. Por ejemplo, las características de las plantas, como la capacidad de resistir el estrés hídrico y térmico, pueden determinar la forma como la dinámica de la composición, la biomasa vegetal y el secuestro de carbono de los bosques amazónicos responden a los periodos prolongados de sequía (Levine *et al.* 2016). Los modelos sugieren que los bosques con alta diversidad de rasgos de plantas se regenerarán más rápidamente que los bosques con baja diversidad de rasgos de plantas luego de la pérdida de árboles grandes debido al cambio climático. Por lo tanto, los científicos que pronostican los impactos del cambio climático en la composición, la biomasa y la función

de sumidero de carbono de los bosques amazónicos durante el próximo siglo no pueden descuidar la diversidad de rasgos (Sakschewski *et al.* 2016). La redundancia funcional postula que en ecosistemas ricos en biodiversidad, como la Amazonía, la extinción de algunas especies no causará una pérdida sustancial en la función del ecosistema si las especies remanentes desempeñan roles equivalentes y son capaces de asumir las funciones desempeñadas por las especies extintas (Lawton y Brown 1993). De hecho, las evaluaciones de las redes de dispersión de semillas en los bosques amazónicos muestran una alta conectividad y superposición de dietas entre varias especies y grupos de vertebrados, lo que sugiere una alta redundancia. Sin embargo, las observaciones muestran que los bosques fragmentados y defaunados sufren mucho los efectos de la cascada trófica, lo que sugiere una complementariedad más que una redundancia en los grandes vertebrados (Bueno *et al.* 2013, Arévalo-Sandi *et al.* 2018).

3.6 Conocimiento Incompleto sobre la Biodiversidad

Aunque la Amazonía es uno de los bosques más grandes e intactos del mundo, también es uno de los menos conocidos biológicamente. Su inmenso tamaño, diversidad y acceso limitado hacen que la tarea de documentar su biodiversidad sea extremadamente desafiante. En consecuencia, existen sesgos, a veces severos, tanto espaciales como taxonómicos en los datos (Oliveira *et al.* 2016, Schulman *et al.* 2007, Vale y Jenkins 2012). Al observar los datos de localidad de las especies en las bases de datos globales (Figura 3.7), existe un fuerte sesgo espacial hacia las áreas urbanas, los centros de investigación y las principales rutas de acceso (*p. ej.*, carreteras, ríos). Al mismo tiempo, algunas partes de la cuenca tienen pocos o incluso ningún dato para ningún taxón, o al menos ningunos datos los que se pueda acceder digitalmente.

Mirando a través de los taxones, también hay fuertes sesgos. La mayoría de los datos disponibles son para plantas o aves (>80% en GBIF). Grupos como las

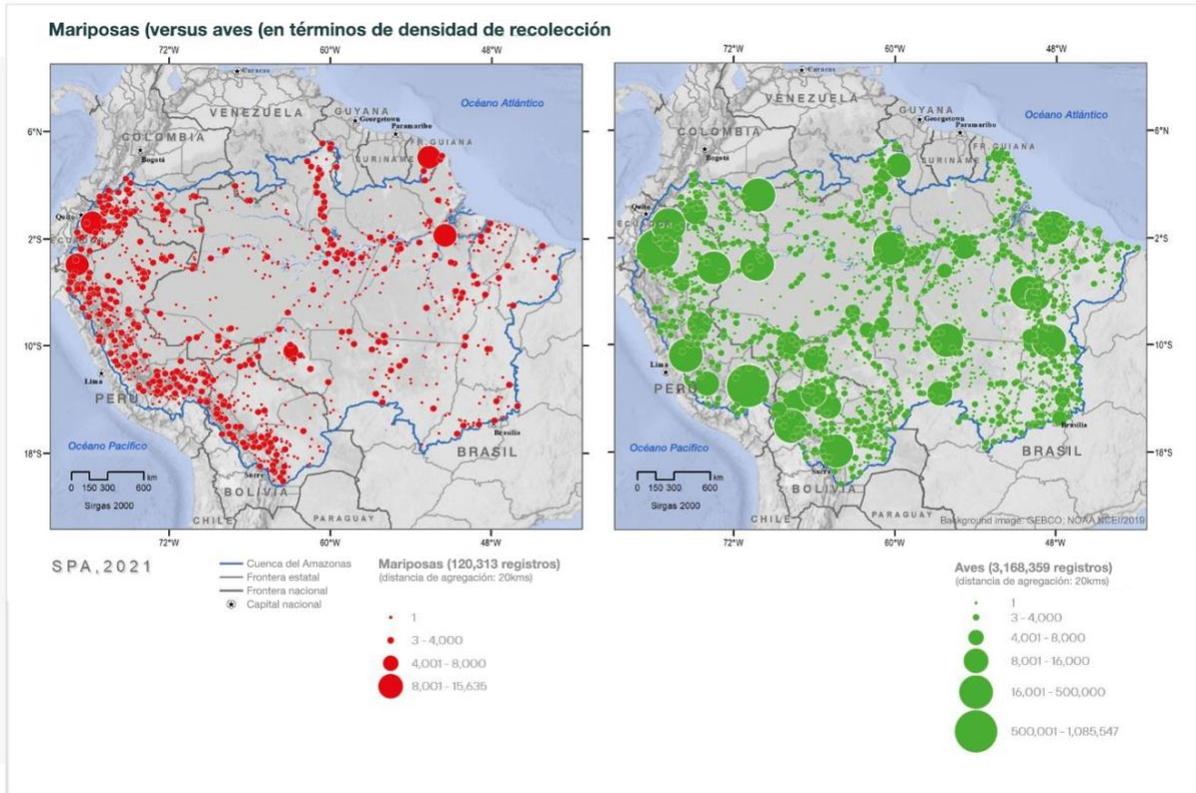


Figura 3.7 Mariposas (120.313 registros) versus aves (3.168.359 registros) en términos de densidad de recolección. Fuente: GBIF 2021. Método de agrupación de datos: Natural de Jenks, distancia de agregación: 20 kilómetros.

mariposas tienen muchos menos datos, y grupos muy diversos como los hongos y las bacterias son casi completamente desconocidos. Por supuesto, estos sesgos taxonómicos no son exclusivos de la Amazonía; existen para la mayoría de las áreas del mundo, como consecuencia de que la sociedad tiene más interés en algunos taxones que en otros. También hay un número considerable de especies aún no descritas, incluso para taxones bien conocidos (Pimm *et al.* 2010). También es poco probable que estas especies sean como las ya conocidas. Las especies aún por descubrir son ciertamente más raras y más restringidas en sus distribuciones que las especies ya conocidas. En general, son las especies comunes y extendidas las que se describen primero (Pimm y Jenkins 2019). En consecuencia, la biodiversidad que aún no conocemos puede no seguir los mismos patrones que la biodiversidad que conocemos hoy.

Estos sesgos espaciales y taxonómicos en los datos, y nuestra falta de datos adecuados en general, afectan nuestra capacidad para comprender los verdaderos patrones de la biodiversidad en la Amazonía. Esto incluye preguntas como dónde están exactamente los centros de endemismo y dónde se pueden encontrar las especies más amenazadas, temas de gran preocupación para la conservación. Sin embargo, si bien dichas limitaciones en nuestro conocimiento son problemáticas, la realidad es que todos los lugares tienen datos incompletos. Debemos tomar decisiones utilizando la mejor información disponible, reconociendo que a medida que aprendemos más, puede ser conveniente mejorar las decisiones anteriores.

3.7 Conclusiones

La Amazonía es un ícono mundial de la biodiversidad. Aún así, en muchos grupos taxonómicos, la diversidad de especies tiene una notoria falta de

Cuadro 3.2 Tendencias en el descubrimiento de nuevas especies de vertebrados en la cuenca amazónica

Cada año se describen nuevas especies de vertebrados de la Amazonía, un proceso de descubrimiento que comenzó hace varios siglos. Los primeros vertebrados amazónicos fueron descritos por Linneo en 1758: 13 peces, 10 anfibios, 50 reptiles, 131 aves y 51 mamíferos. Para analizar las tendencias en las descripciones de las especies amazónicas se tomaron como referencia 2.406 especies de peces (Jézéquel *et al.* 2020), 997 especies de anfibios (GBIF: 10.15468/dl.9mgq7k), 804 de reptiles (GBIF: 10.15468/dl.uy6mw9), 2.736 de aves (GBIF: 10.15468/dl.3zkc3v), y 974 de mamíferos (GBIF: 10.15468/dl.ttgkq4), para un total de 7.827 especies (Figura B3.2.1). Este ejercicio no tiene como objetivo determinar el número total de especies en la Amazonía, sino más bien describir las tendencias en la tasa de descripciones de especies.

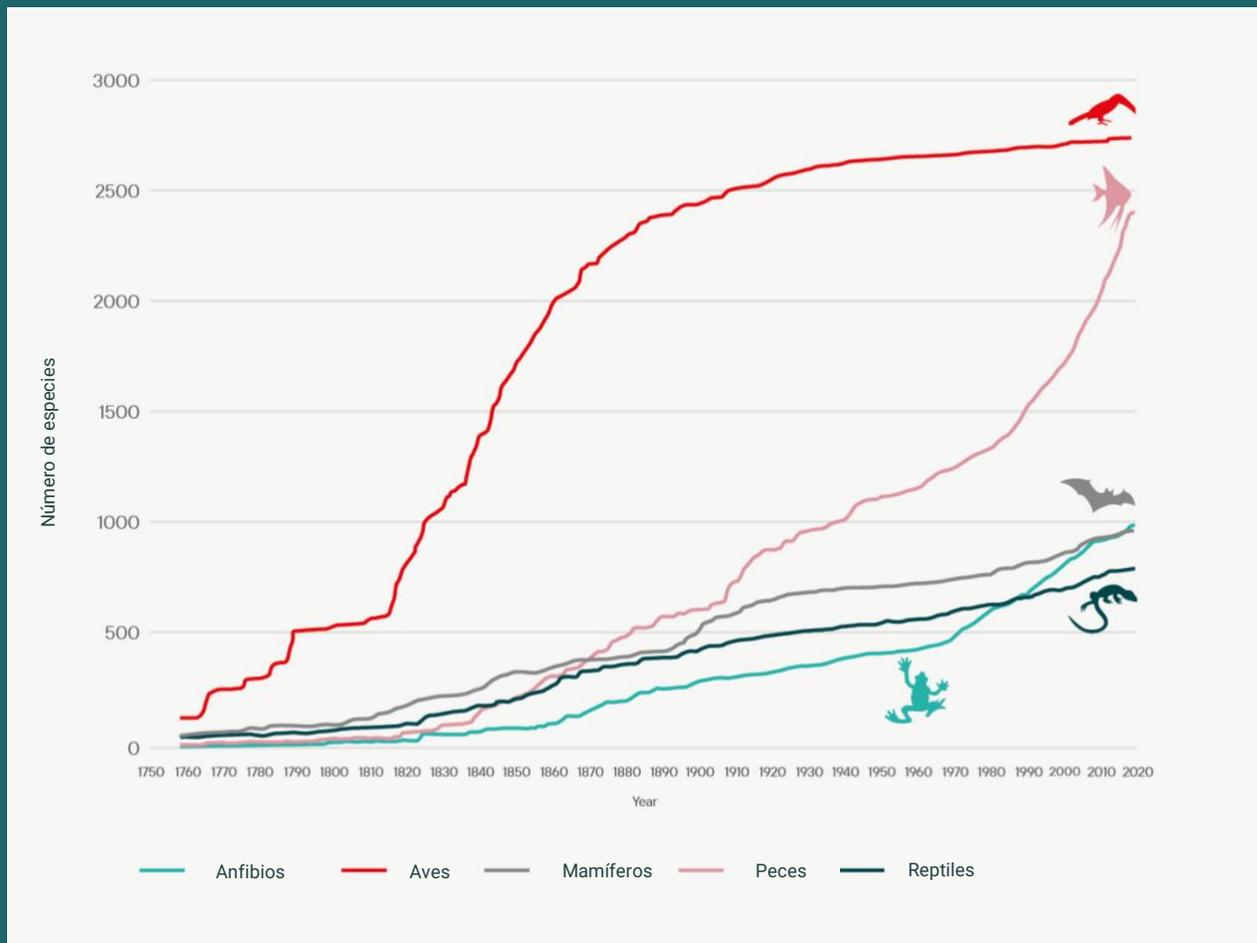


Figura B3.2.1 Curvas de acumulación de especies para cinco grupos de vertebrados de la cuenca amazónica.

Cuadro 3.2 cont.

Peces Después de las primeras descripciones de especies realizadas por Linneo, hubo un período con un índice muy bajo de descripciones hasta 1830. Comenzando con las contribuciones de naturalistas como Achille Valenciennes (1794–1865) y Johann Jakob Heckel (1790–1857), hubo un aumento sostenido hasta principios del siglo XX. Alrededor de 1910, con las principales contribuciones de Franz Steindachner (1834–1919) y Carl H. Eigenmann (1863–1927), hubo un aumento significativo de aproximadamente 600 especies a poco más de 1000. Entre 1940 y 1980 hubo un aumento constante, pero llama la atención que, desde entonces, cuando el número de especies era de 1.355, se ha producido un aumento exponencial sostenido en el número descrito. De hecho, entre 2010 y 2020, se describió el mayor número (n=412) y la mayor proporción (17%) de especies de cualquier década (Figura B3.2.2). Entre 1980 y 2019 se describieron el 44,3% de las especies amazónicas.

Desde 2016 se ha alcanzado una tasa equivalente a una nueva especie cada semana. Esto también se refleja en el pico histórico de descripciones alcanzado en la última década, con un total de 412 especies (Figura B3.2.1). Según Jézéquel *et al.* (2019), la base de datos Amazon Fish (<https://amazon-fish.com>) reconoce 2.406 especies válidas (Jézéque *et al.* 2019), con una clara tendencia a seguir añadiendo nuevas especies. Con el tiempo, los peces pueden convertirse en el grupo de vertebrados con mayor número de especies en la Amazonía.

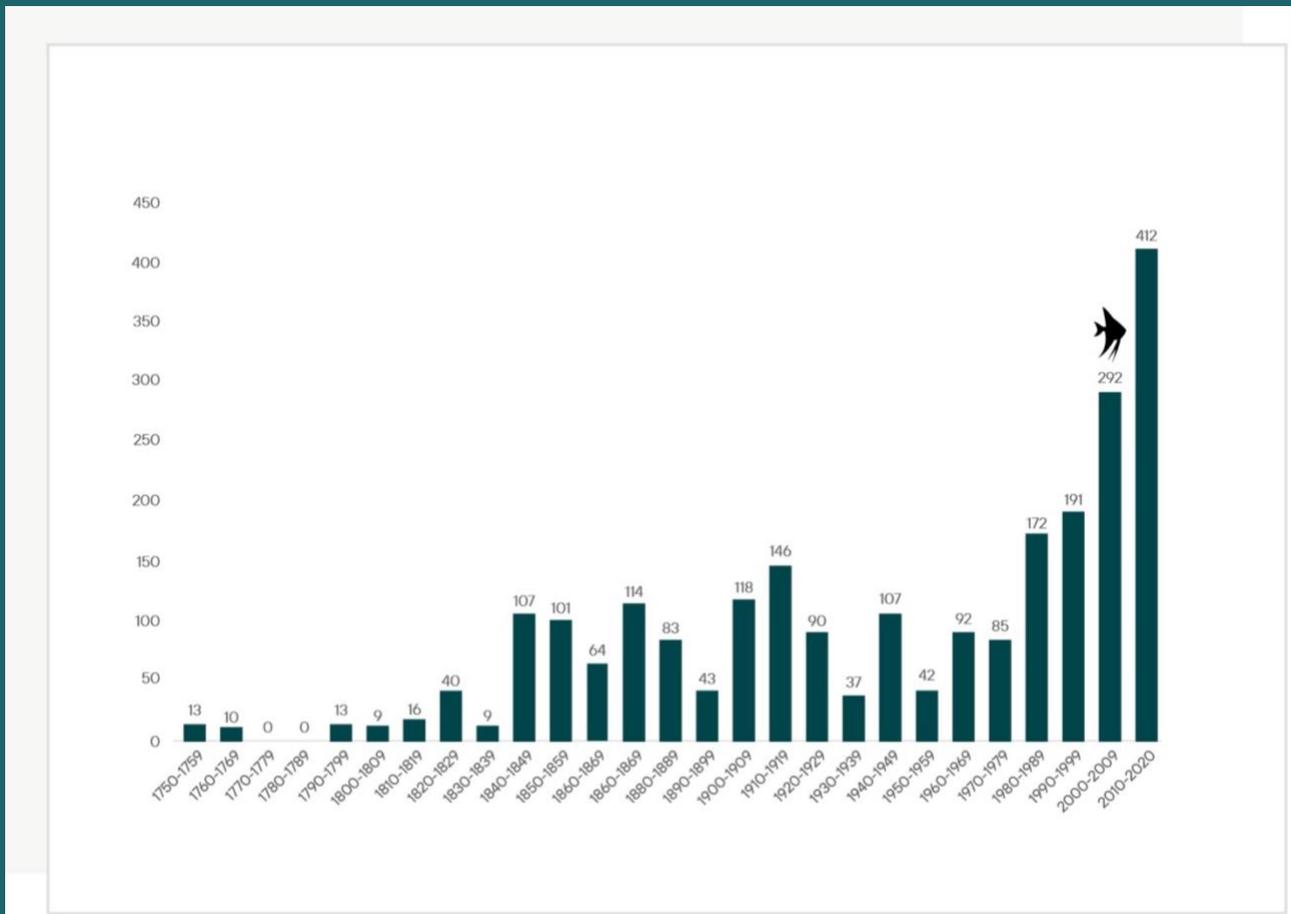


Figura B3.2.2 Número de especies de peces descritas por década en la cuenca amazónica.

Cuadro 3.2 cont.

Anfibios La tasa de descripciones de nuevos anfibios fue muy baja hasta 1860, cuando aumentó y se mantuvo relativamente constante hasta 1970 (Figura B3.2.3). A partir de la década de 1970, la tasa aumentó drásticamente, con un 50,65% de las especies amazónicas descritas en los últimos 50 años.

En las décadas de 1990 y 2000, se alcanzaron picos de descripción con 128 y 118 especies, respectivamente (Figura B3.2.3). Según los datos disponibles en GBIF, se han descrito 997 especies válidas de anfibios para la Amazonía, con tendencia a seguir aumentando, y constituyendo un grupo prioritario de vertebrados para los esfuerzos taxonómicos. El descubrimiento de especies se ha beneficiado de la incorporación de datos moleculares y acústicos, así como del aumento del número de herpetólogos en América del Sur.

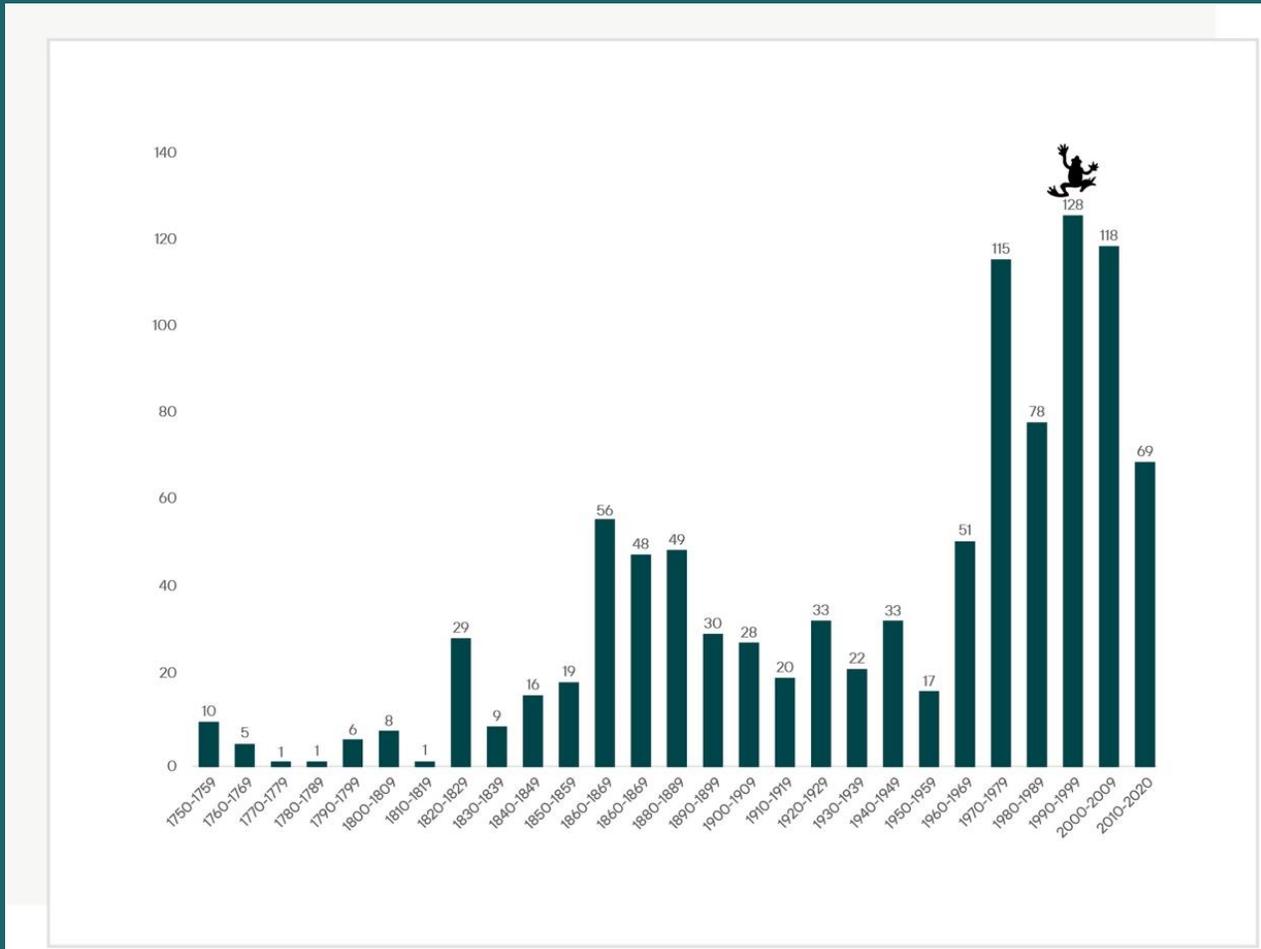


Figura B3.2.3 Número y porcentaje de especies de anfibios descritas por década en la Amazonía.

Reptiles Desde las descripciones iniciales de Linneo de 50 especies (1758), los reptiles son el grupo de vertebrados con una de las tasas de descripción más bajas (Figura B3.2.1) y el número más bajo de especies descritas hasta la fecha (804). Aunque las descripciones han aumentado continuamente, no hay un período de aumento marcado como con otros grupos de vertebrados, lo que quizás resalte la necesidad de más esfuerzos taxonómicos. En la década de 1860 se alcanzó un pico de descripciones con 74 especies (9%), mientras que en las últimas décadas, entre 1990 y 2010, hubo un aumento en el número de especies descritas, alcanzando un pico de 54 entre 2000 y 2009 (Figura B3.2.4).

Cuadro 3.2 cont.

Aves Dado que Linneo describió 150 especies de aves, este es el grupo de vertebrados con mayor número de especies, actualmente con 2.736 según datos de GBIF (Figura B3.2.1). Aunque hubo muy poco aumento entre 1790 y 1810, el número de especies aumentó rápidamente a 2500 en 1910. El pico de descripciones de especies amazónicas ocurrió entre 1840 y 1849, con 349 especies añadidas (17%), lo que representa el 58,2 % de las especies añadidas entre 1810 y 1870 (Figura B3.2.5). Desde 1910, las descripciones de especies se han ralentizado significativamente, con solo 25 especies agregadas desde el cambio de siglo. Esta tendencia sugiere que las aves son el grupo de vertebrados mejor conocido con el menor número de especies que quedan por describir.

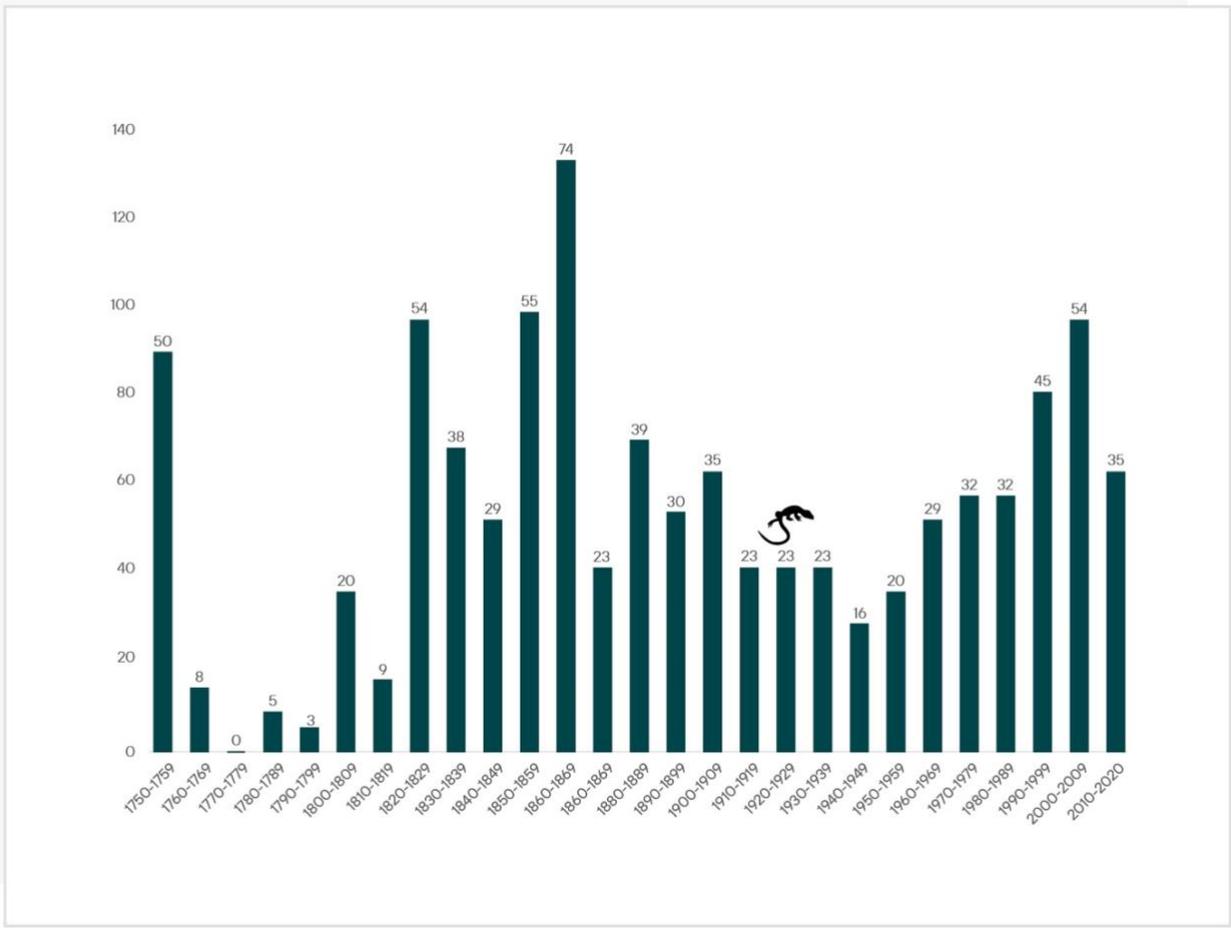


Figura B3.2.4 Número y porcentaje de especies de reptiles descritas por década en la Amazonía.

Cuadro 3.2 cont.

Mamíferos Cuando se iniciaron las descripciones de las especies de mamíferos amazónicos (51 especies descritas por Linneo en 1758), ocupaban el segundo lugar, después de las aves (Figura B3.2.1). El número de especies de mamíferos pasó al tercer lugar entre 1860 y 1870, posición que ocupó hasta la última década, cuando los anfibios superaron a los mamíferos (975 vs 997, respectivamente) (Figura B3.1 y Figura B3.2.6).

La tasa de descripciones se ha mantenido relativamente constante, con aumentos en 1840 y 1900-1920, siendo este último período el pico en las descripciones (92 especies, 9%, Figura B3.2.6). El mayor potencial para nuevas especies de mamíferos en la Amazonía se encuentra entre los murciélagos, roedores y marsupiales.

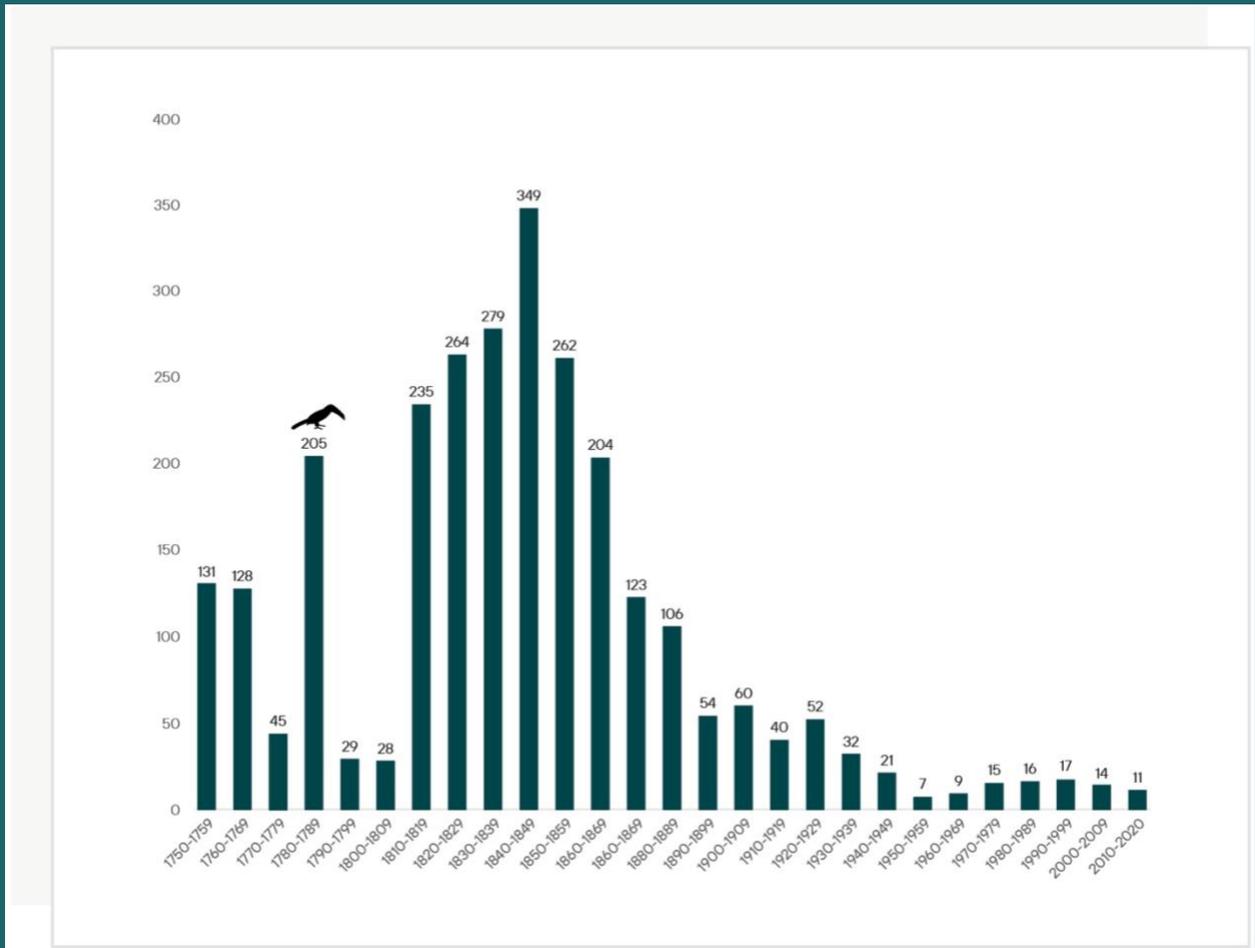


Figura B3.2.5 Número y porcentaje de especies de aves descritas por década en la Amazonía.

Cuadro 3.2 cont.

Los patrones de descubrimiento varían ampliamente entre las clases de vertebrados en la Amazonía, y las tasas de descripciones de nuevas especies, para cada década, han sido muy variables entre grupos. Para continuar con las altas tasas de descripciones de nuevas especies, se debe prestar especial atención a la capacitación de taxónomos integradores, especialmente para peces, anfibios y pequeños mamíferos, cuyas curvas de acumulación de especies están lejos de alcanzar una asíntota, como sucede en las aves. Continuamente se describen nuevas especies en la Amazonía, incluyendo las áreas afectadas por los impactos negativos de la actividad humana. Se deben intensificar los esfuerzos para describir nuevas especies antes de que se pierdan debido a la destrucción del hábitat si queremos conocer los niveles reales de riqueza de especies en la Amazonía y las formas más efectivas de preservarla.

Nota metodológica: En el análisis se utilizaron listas de especies con el año de descripción de cada especie. En el caso de los peces, se utilizó la lista disponible de Amazon Fish (Jézéquel *et al.* 2020), mientras que para el resto de los grupos se extrajeron los listados de especies del GBIF, utilizando un polígono que abarca toda la cuenca amazónica (Anfibios, DOI: 10.15468/dl.9mgq7k; reptiles, DOI: 10.15468/dl.uy6mw9; aves, DOI: 10.15468/dl.3zkc3v; y mamíferos, DOI: 10.15468/dl.ttqkq4). En todos los casos, se asume que las listas de GBIF y Amazon Fish tienen la información taxonómica revisada y validada. Solo se utilizaron los nombres científicos que incluían autor y año, por lo que los totales de especies no necesariamente indican el número total de especies presentes en la Amazonía. El polígono dibujado para la descarga del GBIF puede haber omitido algunas especies o haber incluido especies que no necesariamente están en la Amazonía.

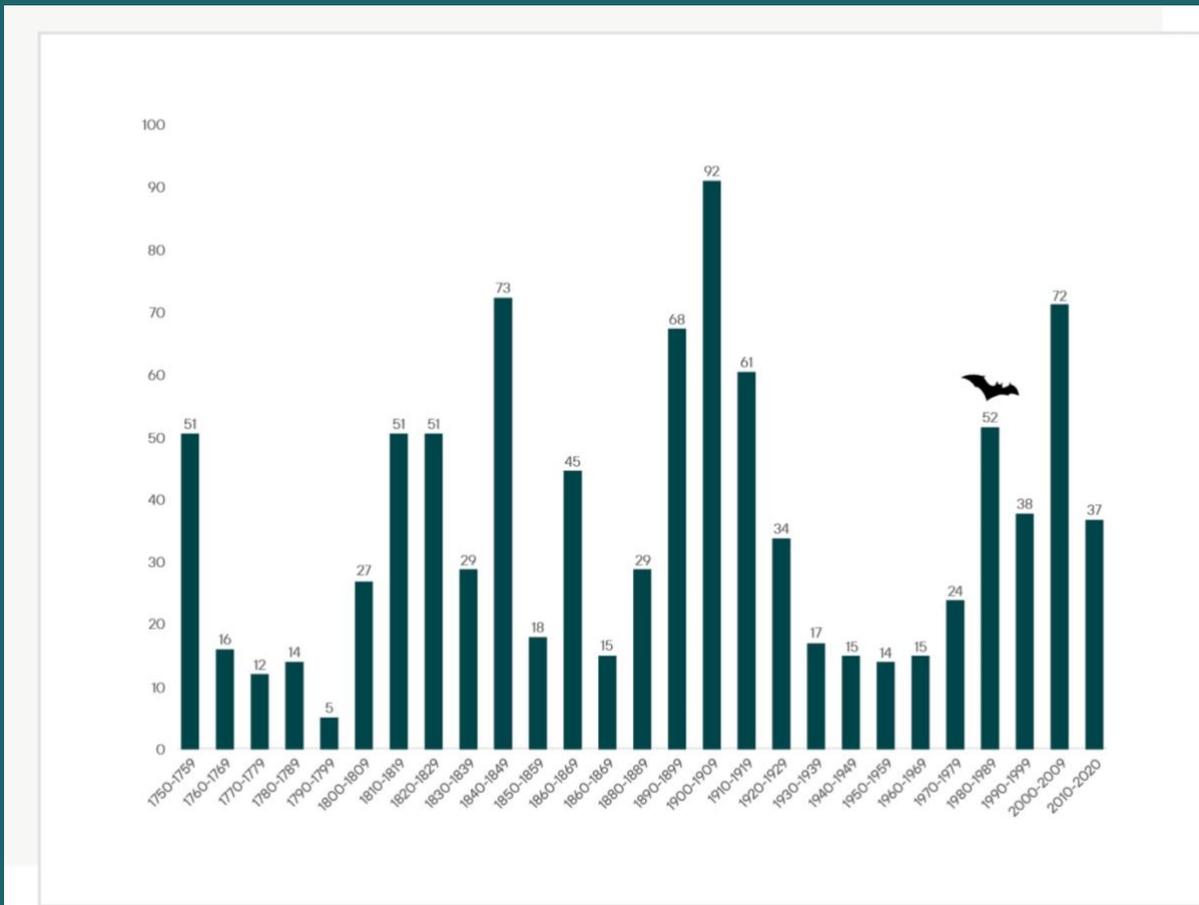


Figura B3.2.6 Número y porcentaje de especies de mamíferos descritas por década en la Amazonía.

descripción, y los estudios taxonómicos a profundidad revelan una gran diversidad críptica. Como resultado, estimar la riqueza de especies en la región es una tarea desafiante. Los patrones de biodiversidad muestran una variación considerable dentro de la cuenca amazónica, con algunos grupos más diversos en las selvas bajas y otros en los ambientes andinos. Todavía estamos aprendiendo sobre la fascinante diversidad de la fauna, la flora y los hongos amazónicos, y este conocimiento es fundamental para la conservación de la región amazónica.

Las interacciones planta-animal y trófica son procesos ecológicos centrales en los bosques amazónicos, sin los cuales estos bosques dejarían de existir. Estas redes de mutualistas y consumidores regulan todos los aspectos de los bosques amazónicos y son responsables de su composición, regulación de especies, recuperación de perturbaciones y generación de biodiversidad. Los cambios en las interacciones de las especies pueden tener efectos en cascada en la función del ecosistema amazónico y los servicios que brindan a la humanidad. Un resultado abrumador y principal del estudio de los bosques amazónicos es que las redes de interacción planta-animal intactas son esenciales para la resiliencia de la biodiversidad forestal al cambio antropogénico y para la recuperación y restauración de los sistemas amazónicos.

Los ecosistemas acuáticos en la Amazonía son un mosaico complejo de hábitats influenciados por pulsos de inundación y por el patrón de flujo de nutrientes. La yuxtaposición de aguas de baja y alta productividad promueve complejos procesos de adaptación entre los organismos nativos. Los peces migratorios juegan papeles ecológicos importantes en las redes alimentarias acuáticas amazónicas, transfiriendo energía y nutrientes entre los diferentes componentes del ecosistema, ya sea como depredadores, presas, especies ingenieras o agentes de dispersión de semillas. La modificación o interrupción de sus patrones migratorios por sobreexplotación, confinamiento o degradación del

hábitat altera los procesos ecosistémicos y las cascadas tróficas, la producción primaria, el procesamiento de detritos y la transferencia de subsidios en amplias escalas espaciales.

La variación tanto interespecífica como intraespecífica en los rasgos funcionales de la biota amazónica es enorme. La diversidad funcional determina la capacidad competitiva y la coexistencia de las especies, la diversificación, la capacidad de invasión, la estructura y función de la comunidad y el ecosistema, las adaptaciones a lo largo de los gradientes ambientales y la resistencia a las perturbaciones y a los cambios ambientales. La diversidad funcional, por ejemplo, puede contribuir aún más a la resiliencia de las comunidades y los ecosistemas frente a las perturbaciones, incluyendo el cambio climático. Por lo tanto, los científicos que pronostican los impactos del cambio climático en la composición, la biomasa y la función de sumidero de carbono de los bosques amazónicos durante el próximo siglo no pueden dejar por fuera la diversidad de rasgos.

Los sesgos espaciales y taxonómicos existentes en los datos de biodiversidad en la Amazonía afectan nuestra capacidad para comprender los verdaderos patrones de biodiversidad en la región. Estos vacíos incluyen preguntas como la ubicación de los centros de endemismo, las áreas con las especies más amenazadas y otras preguntas de gran relevancia para la conservación. Aunque dichas brechas en el conocimiento pueden ser problemáticas, no deben impedir la toma de decisiones informada por el conocimiento actual y debe estar abiertas a incluir información novedosa a medida que esté disponible. Las políticas públicas son de suma importancia para apoyar la investigación básica y aplicada basada en la biodiversidad en la Amazonía, involucrando equipos de investigación transnacionales y diversos.

3.8 Recomendaciones

- Promover estudios de campo, laboratorio y colecciones de herbarios/museos y

colaboraciones de investigación que busquen compilar un catálogo completo de especies amazónicas, complementado con muestras debidamente conservadas y sus tejidos/extractos de ADN (para estudios moleculares).

- Apoyar la taxonomía, que actualmente es una disciplina subestimada y subfinanciada. Necesitamos más taxónomos que trabajen junto con biólogos moleculares y habitantes locales, dispuestos a contribuir con su riqueza de conocimientos tradicionales para la descripción de nuevas especies.
- Es crucial mantener la conectividad altitudinal desde la Amazonía hasta los Andes. De lo contrario, las especies perderán la capacidad de migrar en respuesta al cambio climático.

Es esencial establecer iniciativas de conservación a gran escala, a nivel de paisaje, que mantengan las áreas centrales y la conectividad para asegurar la supervivencia de especies de amplia distribución, especies migratorias, especies raras, especies con distribuciones irregulares y la diversidad de rasgos funcionales.

3.9 Referencias

- Survey of Trypanosoma and Leishmania in wild and domestic animals in an Atlantic rainforest fragment and surroundings in the state of Espírito Santo, Brazil. *J Med Entomol* **51**: 686–93.
- Adis J, Harada AY, Fonseca CRV da, et al. 1998. Arthropods obtained from the Amazonian tree species “Cupiuba” (*Goupia glabra*) by repeated canopy fogging with natural Pyrethrum. *Acta Amaz* **28**: 273.
- Adis J. 2007. Arthropods (terrestrial), Amazonian. In: Encyclopedia of Biodiversity. San Diego: Academic Press.
- Agudelo Córdoba E, León ÁVJ, Bonilla-Castillo CA, et al. 2013. Breeding, growth and exploitation of *Brachyplatystoma rousseauxii* Castelnau, 1855 in the Caqueta River, Colombia. *Neotrop Ichthyol* **11**: 637–47.
- Albert JS, Tagliacollo VA, and Dagosta F. 2020. Diversification of Neotropical Freshwater Fishes. *Annu Rev Ecol Evol Syst* **51**: 27–53.
- Alcantara-Rodriguez M, Françoço M, and Andel T van. 2019. Plant knowledge in the Historia Naturalis Brasiliae (1648): retentions of seventeenth-century plant use in Brazil. *Econ Bot* **73**: 390–404.
- Aleixo A and Fátima Rossetti D de. 2007. Avian gene trees, landscape evolution, and geology: towards a modern synthesis of Amazonian historical biogeography? *J Ornithol* **148**: 443–53.
- Alexiades M and Shanley P. 2004. Productos forestales, medios de subsistencia y conservación: Estudios de caso sobre sistemas de manejo de productos forestales no maderables. Bogor, Indonesia: CIFOR.
- Almeida MLS, Fernandes AS, and Boldrini R. 2020. A new species of *Macrelmis* Motschulsky, 1859 (Coleoptera: Elmidae) and new records of Elmidae from Roraima State, northern Brazil. *Zootaxa* **4718**.
- Almeida-Val VMF, Gomes ARC, and Lopes NP. 2006. Metabolic and physiological adjustments to low oxygen and high temperature in fishes of the Amazon. *Fish Physiol* **21**: 443–500.
- Alonso JÁ, Metz MR, and Fine PVA. 2013. Habitat Specialization by Birds in Western Amazonian White-sand Forests. *Biotropica* **45**: 365–72.
- Altieri MA. 1999. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. In: Invertebrate biodiversity as bioindicators of sustainable landscapes. Elsevier.
- Alvarenga GC, Ramalho EE, Baccaro FB, et al. 2018. Spatial patterns of medium and large size mammal assemblages in várzea and terra firme forests, Central Amazonia, Brazil. *PLoS One* **13**: e0198120.
- AmphibiaWeb. 2020. AmphibiaWeb. <https://amphibiaweb.org>.
- Andersen RA. 1992. Diversity of eukaryotic algae. *Biodivers & Conserv* **1**: 267–92.
- Anderson EP, Jenkins CN, Heilpern S, et al. 2018. Fragmentation of Andes-to-Amazon connectivity by hydropower dams. *Sci Adv* **4**: eaao1642.
- Andrews C. 1990. The ornamental fish trade and fish conservation. *J Fish Biol* **37**: 53–9.
- Angelini R, Fabrè NN, and Silva-JR UL da. 2006. Trophic analysis and fishing simulation of the biggest Amazonian catfish.
- Anjos HDB, Amorim RM de S, Siqueira JA, et al. 2009. Ornamental fish export of the state of Amazonas, Amazon basin, Brazil. *Bol do Inst Pesca* **35**: 259–74.
- Antonelli A, Ariza M, Albert J, et al. 2018a. Conceptual and empirical advances in Neotropical biodiversity research. *PeerJ* **6**: e5644.
- Antonelli A, Smith RJ, and Simmonds MSJ. 2019. Unlocking the properties of plants and fungi for sustainable development. *Nat Plants* **5**: 1100–2.
- Antonelli A, Zizka A, Carvalho FA, et al. 2018b. Amazonia is the primary source of Neotropical biodiversity. *Proc Natl Acad Sci* **115**: 6034–9.
- Arantes CC, Winemiller KO, Asher A, et al. 2019. Floodplain land cover affects biomass distribution of fish functional diversity in the Amazon River. *Sci Rep* **9**: 16684.
- Araújo VAL De, Boité MC, Cupolillo E, et al. 2013. Mixed infection in the anteater *Tamandua tetradactyla* (Mammalia: Pilosa) from Pará State, Brazil: *Trypanosoma cruzi*, *T. rangeli* and *Leishmania infantum*. *Parasitology* **140**: 455–60.
- Arévalo-Sandi A, Bobrowiec PED, Rodriguez Chuma VJU, and Norris D. 2018. Diversity of terrestrial mammal seed dispersers along a lowland Amazon forest regrowth gradient. *PLoS One* **13**: e0193752.
- Arias JR, Naiff RD, Naiff MF, et al. 1982. Isolation of *Histoplasma capsulatum* from an armadillo (*Dasypus novemcinctus*) in the eastern Amazon of Brazil. *Trans R Soc Trop Med Hyg* **76**: 705–

- 6.
- Arnold AE and Lutzoni F. 2007. Diversity and host range of foliar fungal endophytes: are tropical leaves biodiversity hotspots? *Ecology* **88**: 541–9.
- Arraut EM, Marmontel M, Mantovani JE, *et al.* 2010. The lesser of two evils: seasonal migrations of Amazonian manatees in the Western Amazon. *J Zool* **280**: 247–56.
- Asner GP, Anderson CB, Martin RE, *et al.* 2014a. Landscape-scale changes in forest structure and functional traits along an Andes-to-Amazon elevation gradient. *Biogeosciences* **11**: 843–56.
- Asner GP, Martin RE, Tupayachi R, *et al.* 2014b. Amazonian functional diversity from forest canopy chemical assembly. *Proc Natl Acad Sci* **111**: 5604–9.
- Aublet F. 1775. Histoire des plantes de la Guiane française, rangées suivant la méthode sexuelle... Didot.
- Avila-Pires TC and Ramalho WP. Censo da Biodiversidade da Amazônia Brasileira – MPEG: Lagartos <http://www.museu-goeldi.br/centso/>. Viewed 28 Mar 2019.
- Avila-Pires TCS, Hoogmoed MS, and Vitt LJ. 2007. Herpetofauna da Amazônia. *Herpetol no Bras II Belo Horiz Soc Bras Herpetol*: 13–43.
- Ayala FM. 1964. Presencia de un hemoflagelado semejante al Trypanosoma rangeli Tejera, 1920 en el mono Saimiri boliviensis, en la region amazonica, Peru. *Rev Inst Med Trop São Paulo* **6**: 47–50.
- Azevedo-Ramos C and Galatti U. 2002. Patterns of amphibian diversity in Brazilian Amazonia: conservation implications. *Biol Conserv* **103**: 103–11.
- Badio B and Daly JW. 1994. Epibatidine, a potent analgetic and nicotinic agonist. *Mol Pharmacol* **45**: 563–9.
- Bain O, Petit G, and Rosales-Loesener L. 1986. Filaires de Singes sud-américains. *Bull du Muséum Natl d'histoire Nat Sect A, Zool Biol écologie Anim* **8**: 513–42.
- Baker JR. 1972. Protozoa of tissues and blood (Other than the Haemosporina). In: Pathology of Simian Primates. Karger Publishers.
- Baker PA, Fritz SC, Dick CW, *et al.* 2014. The emerging field of geogenomics: constraining geological problems with genetic data. *Earth-Science Rev* **135**: 38–47.
- Balslev H, Macia MJ, and Navarrete H. 2015. Cosecha de palmas en el noroeste de Suramérica: bases científicas para su manejo y conservación. Pontificia Universidad Católica del Ecuador.
- Barlow J, Lennox GD, Ferreira J, *et al.* 2016. Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. *Nature* **535**: 144–7.
- Barnes CJ, Maldonado C, Frøslev TG, *et al.* 2016. Unexpectedly high beta-diversity of root-associated fungal communities in the Bolivian Andes. *Front Microbiol* **7**: 1377.
- Barros JHS, Lima L, Schubach AO, and Teixeira MMG. 2019. *Trypanosoma madeirae* sp. n.: A species of the clade *T. cruzi* associated with the neotropical common vampire bat *Desmodus rotundus*. *Int J Parasitol Parasites Wildl* **8**: 71–81.
- Barros Lopes L De, Guterres A, Rozental T, *et al.* 2014. *Rickettsia bellii*, *Rickettsia amblyommii*, and Laguna Negra hantavirus in an Indian reserve in the Brazilian Amazon. *Parasites and Vectors* **7**: 1–7.
- Barthem R and Goulding M. 1997. The catfish connection: ecology, migration, and conservation of Amazon predators. Columbia University Press.
- Barthem R and Goulding M. 2007. Un ecosistema inesperado: la Amazonía revelada por la pesca. Museu Paraense Emilio Goeldi, Amazon Conservation Association (ACA).
- Barthem RB, Brito Ribeiro MCL de, and Petrere Jr M. 1991. Life strategies of some long-distance migratory catfish in relation to hydroelectric dams in the Amazon Basin. *Biol Conserv* **55**: 339–45.
- Barthem RB, Goulding M, Leite RG, *et al.* 2017. Goliath catfish spawning in the far western Amazon confirmed by the distribution of mature adults, drifting larvae and migrating juveniles. *Sci Rep* **7**: 1–13.
- Bascompte J and Jordano P. 2007. Plant-animal mutualistic networks: the architecture of biodiversity. *Annu Rev Ecol Syst* **38**: 567–93.
- Bass MS, Finer M, Jenkins CN, *et al.* 2010. Global conservation significance of Ecuador's Yasuní National Park. *PLoS One* **5**: e8767.
- Bates JM. 2001. Avian diversification in Amazonia: evidence for historical complexity and a vicariance model for a basic diversification pattern. *Divers biológica e Cult da Amaz*: 119–37.
- Baum JK and Worm B. 2009. Cascading top-down effects of changing oceanic predator abundances. *J Anim Ecol* **78**: 699–714.
- Bawa KS. 1990. Plant-pollinator interactions in tropical rain forests. *Annu Rev Ecol Syst*: 399–422.
- Bello C, Galetti M, Pizo MA, *et al.* 2015. Defaunation affects carbon storage in tropical forests. *Sci Adv* **1**: e1501105.
- Benone NL, Leal CG, Santos LL dos, *et al.* 2020. Unravelling patterns of taxonomic and functional diversity of Amazon stream fish. *Aquat Sci* **82**: 1–11.
- Beringer J, Lynch AH, Chapin III FS, *et al.* 2001. The representation of arctic soils in the land surface model: the importance of mosses. *J Clim* **14**: 3324–35.
- Bernal R, Gradstein SR, and Celis M (Eds). 2015. Catálogo de plantas y líquenes de Colombia.
- Bernal R, Gradstein SR, and Celis M (eds). (Eds). 2015. Catálogo de plantas y líquenes de Colombia. Bogotá: Universidad Nacional de Colombia.
- Bodmer RE, Eisenberg JF, and Redford KH. 1997. Hunting and the likelihood of extinction of Amazonian mammals: Caza y Probabilidad de Extinción de Mamíferos Amazónicos. *Conserv Biol* **11**: 460–6.
- Bonvicino CR and Weksler M. 2012. Speciation in Amazonia: Patterns and Predictions of a Network of Hypotheses. In: Patterson BD, Costa L. (Eds). Bones, Clones, and Biomes: the history and geography of recent Neotropical mammals. Chicago.: University of Chicago Press.
- Borer ET, Seabloom EW, Shurin JB, *et al.* 2005. What determines the strength of a trophic cascade? *Ecology* **86**: 528–37.
- Borghazan E de A, Pires TH da S, Ikeda T, *et al.* 2021. A Review on Fish Sensory Systems and Amazon Water Types With Implications to Biodiversity. *Front Ecol Evol* **8**.
- Bowen SH. 1983. Detritivory in neotropical fish communities. *Environ Biol Fishes* **9**: 137–44.
- Brako L and Zarucchi JL. 1993. Catalogue of the flowering plants

- and gymnosperms of Peru. Catálogo de las angiospermas y gimnospermas del Perú. *Monogr Syst Bot from Missouri Bot Gard* **45**: 1–1286.
- Brando PM, Paolucci L, Ummenhofer CC, *et al.* 2019. Droughts, Wildfires, and Forest Carbon Cycling: A Pan-tropical Synthesis. *Annu Rev Earth Planet Sci* **47**: 555–81.
- Brazil Flora Group. 2018. Brazilian Flora 2020: Innovation and collaboration to meet Target 1 of the Global Strategy for Plant Conservation (GSPC). *Rodriguésia* **69**: 1513–27.
- Brehm G, Homeier J, Fiedler K, *et al.* 2008. Mountain Rain Forests in Southern Ecuador as a Hotspot of Biodiversity – Limited Knowledge and Diverging Patterns
- Brito JG, Roque FO, Martins RT, *et al.* 2020. Small forest losses degrade stream macroinvertebrate assemblages in the eastern Brazilian Amazon. *Biol Conserv* **241**: 108263.
- Bueno RS, Guevara R, Ribeiro MC, *et al.* 2013. Functional Redundancy and Complementarities of Seed Dispersal by the Last Neotropical Megafrugivores (A Traveset, Ed). *PLoS One* **8**: e56252.
- Bush MB. 1994. Amazonian speciation: a necessarily complex model. *J Biogeogr*: 5–17.
- Calderón-Sáenz E. (ed.). 2006. Libro Rojo de Plantas de Colombia. Volumen 3: Orquídeas, Primera Parte. Serie Libros Rojos de Especies Amenazadas de Colombia. Bogotá, Colombia. Instituto Alexander von Humboldt - Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. 828 p.
- Capps KA and Flecker AS. 2013. Invasive aquarium fish transform ecosystem nutrient dynamics. *Proc R Soc B Biol Sci* **280**: 20131520.
- Cardoso D, Särkinen T, Alexander S, *et al.* 2017. Amazon plant diversity revealed by a taxonomically verified species list. *Proc Natl Acad Sci* **114**: 10695–700.
- Carnieli P, Ruthner Batista HBC, Novaes Oliveira R de, *et al.* 2013. Phylogeographic dispersion and diversification of rabies virus lineages associated with dogs and crab-eating foxes (*Cerdocyon thous*) in Brazil. *Arch Virol* **158**: 2307–13.
- Carrasco HJ, Frame IA, Valente SA, and Miles MA. 1996. Genetic Exchange as a Possible Source of Genomic Diversity in Sylvatic Populations of *Trypanosoma cruzi*. *Am J Trop Med Hyg* **54**: 418–24.
- Castello L. 2007. Lateral migration of *Arapaima gigas* in floodplains of the Amazon. *Ecol Freshw Fish* **17**: 38–46.
- Caughlin TT, Ferguson JM, Lichstein JW, *et al.* 2015. Loss of animal seed dispersal increases extinction risk in a tropical tree species due to pervasive negative density dependence across life stages. *Proc R Soc B Biol Sci* **282**: 20142095.
- Cavazzana Jr M, Marcili A, Lima L, *et al.* 2010. Phylogeographical, ecological and biological patterns shown by nuclear (ssrRNA and gGAPDH) and mitochondrial (Cyt b) genes of trypanosomes of the subgenus *Schizotrypanum* parasitic in Brazilian bats. *Int J Parasitol* **40**: 345–55.
- Chapin FS, Sala OE, Huber-Sannwald E, and Leemans R. 2001. The future of biodiversity in a changing world. In: Chapin FS, Sala OE, Sannwald H (Eds). *Global Biodiversity in a Changing Environment*. Springer.
- Chase JM, Biro EG, Ryberg WA, and Smith KG. 2009. Predators temper the relative importance of stochastic processes in the assembly of prey metacommunities. *Ecol Lett* **12**: 1210–8.
- Chave J, Chust G, and Thébaud C. 2007. The importance of phylogenetic structure in biodiversity studies. *Scaling Biodivers*: 151–67.
- Chaverri-Polini A. 1998. Mountains, biodiversity and conservation. *UNASYLVA-FAO*, **49**: 47–54.
- Clement C, Cristo-Araújo M De, Coppens D'Eeckenbrugge G, *et al.* 2010. Origin and Domestication of Native Amazonian Crops. *Diversity* **2**: 72–106.
- Clement CR, Denevan WM, Heckenberger MJ, *et al.* 2015. The domestication of Amazonia before European conquest. *Proc R Soc B Biol Sci* **282**: 20150813.
- Clement CR, Rodrigues DP, Alves-Pereira A, *et al.* 2016. Crop domestication in the upper Madeira River basin. *Bol do Mus Para Emilio Goeldi Ciências Humanas* **11**: 193–205.
- Cobo B. (1964 [1653]). *Historia del nuevo mundo*. Imp. de E. Rasco.
- Coley PD and Barone JA. 1996. Herbivory and plant defenses in tropical forests. *Annu Rev Ecol Syst* **27**: 305–35.
- Colinvaux PA. 1993. Pleistocene biogeography and diversity in tropical forests of South America. *Biol Relationships between Africa South Am*: 473–99.
- Conga DF, Bowler M, Tantalean M, *et al.* 2014. Intestinal helminths in wild Peruvian red uakari monkeys (*Cacajao calvus ucayalii*) in the northeastern Peruvian Amazon. *J Med Primatol* **43**: 130–3.
- Coradin L, Camillo J, and Pareyn F. 2018. Espécies nativas da flora brasileira de valor econômico atual ou potencial: plantas para o futuro: Região Centro-Oeste. *Embrapa Recur Genéticos e Biotecnol científico*.
- Correa SB and Winemiller KO. 2014. Niche partitioning among frugivorous fishes in response to fluctuating resources in the Amazonian floodplain forest. *Ecology* **95**: 210–24.
- Correa SB, Araujo JK, Penha JMF, *et al.* 2015b. Overfishing disrupts an ancient mutualism between frugivorous fishes and plants in Neotropical wetlands. *Biol Conserv* **191**: 159–67.
- Correa SB, Costa-Pereira R, Fleming T, *et al.* 2015a. Neotropical fish-fruit interactions: eco-evolutionary dynamics and conservation. *Biol Rev* **90**: 1263–78.
- Costa AP da, Costa FB, Soares HS, *et al.* 2015. *Trypanosoma cruzi* and *Leishmania infantum chagasi* Infection in Wild Mammals from Maranhão State, Brazil. *Vector-Borne Zoonotic Dis* **15**: 656–66.
- Costa AP da, Nunes PH, Leite BHS, *et al.* 2016. Diversity of bats trypanosomes in hydroelectric area of Belo Monte in Brazilian Amazonia. *Acta Trop* **164**: 185–93.
- Costa FRC and Magnusson WE. 2010. The need for large-scale, integrated studies of biodiversity-the experience of the Program for Biodiversity Research in Brazilian Amazonia. *Vol 8, Número 1, Pags 3-12*.
- Costa LJC, Andrade FAG, Uieda W, *et al.* 2013. Serological investigation of rabies virus neutralizing antibodies in bats captured in the eastern Brazilian Amazon. *Trans R Soc Trop Med Hyg* **107**: 684–9.
- Cox-Fernandes C. 1997. Lateral migration of fishes in Amazon floodplains. *Ecol Freshw Fish* **6**: 36–44.
- Crawford MJ. 2016. *The Andean Wonder Drug, Cinchona bark and the Imperial Science in the Spanish Atlantic, 1630–1800*. University of Pittsburg Press. 30.

- Crisp MD, Arroyo MTK, Cook LG, *et al.* 2009. Phylogenetic biome conservatism on a global scale. *Nature* **458**: 754–6.
- Da Silva, Moises B. *et al.* 2018. Evidence of zoonotic leprosy in Pará, Brazilian Amazon, and risks associated with human contact or consumption of armadillos. *PLoS neglected tropical diseases*, **12**: e0006532.
- Da -Silva V, Trujillo F, Martin A, *et al.* 2018. *Inia geoffrensis*. The IUCN Red List of Threatened.
- Dala-Corte RB, Melo AS, Siqueira T, *et al.* 2020. Thresholds of freshwater biodiversity in response to riparian vegetation loss in the Neotropical region. *J Appl Ecol* **57**: 1391–402.
- Daly JW. 1995. The chemistry of poisons in amphibian skin. *Proc Natl Acad Sci* **92**: 9–13.
- Da-Silva FM, Marcili A, Lima L, *et al.* 2009. *Trypanosoma rangeli* isolates of bats from Central Brazil: genotyping and phylogenetic analysis enable description of a new lineage using spliced-leader gene sequences. *Acta Trop* **109**: 199–207.
- Da-Silva Jr NJ and Sites Jr JW. 1995. Patterns of diversity of neotropical squamate reptile species with emphasis on the Brazilian Amazon and the conservation potential of indigenous reserves. *Conserv Biol* **9**: 873–901.
- Da-Silva MNF da, Oliveira ACM, Messias MR, *et al.* 2015. Biodiversidade brasileira de mamíferos amazônicos representada em coleções biológicas. In: Oliveira ACM, Miranda C. (Eds). Pequenos Mamíferos não-voadores da Amazônia Brasileira. SBMz.
- Da-Silva VMF. 2008. Amazon river dolphin: *Inia geoffrensis*. *Encycl Mar Mamm* **8235**: 26–8.
- de Thoisy B, Gardon J, Salas RA, *et al.* 2003. Mayaro Virus in Wild Mammals, French Guiana. *Emerg Infect Dis* **9**: 1326–9.
- Deane LM 1961. Tripanosomídeos de mamíferos da região amazônica. I. Alguns flagelados encontrados no sangue de mamíferos silvestres do Estado do Pará. *Rev Inst Med Trop, São Paulo* **3**: 15–28.
- Deane LM and Damasceno RG. 1961. Tripanosomídeos de mamíferos da Região Amazônica II. Tripanosomas de macacos da Zona do Salgado, Estado do Pará. *Rev Inst Med Trop São Paulo* **3**: 61–70.
- Deem SL and Emmons LH. 2005. Exposure of free-ranging maned wolves (*Chrysocyon brachyurus*) to infectious and parasitic disease agents in the Noel Kempff Mercado National Park, Bolivia. *J Zoo Wildl Med* **36**: 192–7.
- Demar M, Ajzenberg D, Serrurier B, *et al.* 2008. Atypical *Toxoplasma gondii* strain from a free-living jaguar (*Panthera onca*) in French Guiana. *Am J Trop Med Hyg* **78**: 195–7.
- Dexter KG, Lavin M, Torke BM, *et al.* 2017. Dispersal assembly of rain forest tree communities across the Amazon basin. *Proc Natl Acad Sci* **114**: 2645–50.
- Dias-Silva K, Brasil LS, Veloso GKO, *et al.* 2020. Land use change causes environmental homogeneity and low beta-diversity in Heteroptera of streams. In: *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*.
- Díaz S, Lavorel S, Bello F de, *et al.* 2007. Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. *Proc Natl Acad Sci* **104**: 20684–9.
- Domning DP. 1982. Commercial exploitation of manatees *Trichechus* in Brazil c. 1785--1973. *Biol Conserv* **22**: 101–26.
- Donatti CI, Guimarães PR, Galetti M, *et al.* 2011. Analysis of a hyper-diverse seed dispersal network: modularity and underlying mechanisms. *Ecol Lett* **14**: 773–81.
- Doughty CE, Wolf A, Morueta-Holme N, *et al.* 2016. Megafauna extinction, tree species range reduction, and carbon storage in Amazonian forests. *Ecography (Cop)* **39**: 194–203.
- Dubey JP, Sundar N, Gennari SM, *et al.* 2007. Biologic and genetic comparison of *Toxoplasma gondii* isolates in free-range chickens from the northern Pará state and the southern state Rio Grande do Sul, Brazil revealed highly diverse and distinct parasite populations. *Vet Parasitol* **143**: 182–8.
- Duellman WE and Trueb L. 1986. *Biology of Amphibians*. McGraw-Hill.
- Duellman WE. 2005. *Cusco Amazónico*. Ithaca, NY: Comstock Pub. Associates.
- Duponchelle F, Isaac VJ, Rodrigues Da Costa Doria C, *et al.* 2021. Conservation of migratory fishes in the Amazon basin. *Aquat Conserv Mar Freshw Ecosyst* **31**: 1087–105.
- Duponchelle F, Pouilly M, Pécheyran C, *et al.* 2016. Trans-Amazonian natal homing in giant catfish. *J Appl Ecol* **53**: 1511–20.
- Dutra RC, Campos MM, Santos ARS, and Calixto JB. 2016. Medicinal plants in Brazil: Pharmacological studies, drug discovery, challenges and perspectives. *Pharmacol Res* **112**: 4–29.
- Ehrlich PR and Raven PH. 1964. Butterflies and plants: a study in coevolution. *Evolution (NY)*: 586–608.
- Eiserhardt WL, Couvreur TLP, and Baker WJ. 2017. Plant phylogeny as a window on the evolution of hyperdiversity in the tropical rainforest biome. *New Phytol* **214**: 1408–22.
- Erwin TL, Pimienta MC, Murillo OE, and Aschero V. 2005. Mapping patterns of β -diversity for beetles across the western Amazon Basin: A preliminary case for improving conservation strategies. *Proc Calif Acad Sci*: 72–85.
- Erwin TL. 1998. *Forests and Insects*. Allan D. Watt, Nigel E. Stork, and Mark D. Hunter (editors) London: Chapman & Hall, 1997 pp. i-xv, 1-406. *Biodiversity and Conservation* **7**: 1662–1664. [Review]
- Estrella, E. 1995. *Plantas medicinales Amazónicas : realidad y perspectivas*. Lima.
- Evers H-G, Pinnegar JK, and Taylor MI. 2019. Where are they all from?-sources and sustainability in the ornamental freshwater fish trade. *J Fish Biol* **94**: 909–16.
- Fabricant DS and Farnsworth NR. 2001. The value of plants used in traditional medicine for drug discovery. *Environ Health Perspect* **109**: 69–75.
- FAO 2011. *Fruit trees and useful plants in Amazonian life* (P Shanley, M Margaret Cymerys, M Serra, and G Medina, Eds). FAO, CIFOR, PPI.
- Favoretto s. R, mattsos c. C De, mattsos c. A De, *et al.* 2013. The emergence of wildlife species as a source of human rabies infection in Brazil. *Epidemiol Infect* **141**: 1552–61.
- Fernández de Oviedo G. 1526. *Ouiedo de la natural hystoria de las Indias*. Exposición Histórico -Americana de Madrid. Catálogo 589.
- Fernández-Osuna MA and Scarabotti PA. 2016. Phenotypic plasticity associated to environmental hypoxia in the neotropical serrasalmid *Piaractus mesopotamicus* (Holmberg, 1887) (Characiformes: Serrasalminidae). *Neotrop Ichthyol* **14**.

- Ferreira AS, Lima AP, Jehle R, *et al.* 2020. The influence of environmental variation on the genetic structure of a poison frog distributed across continuous Amazonian rainforest. *J Hered* **111**: 457–70.
- Ferris MJ, Ruff-Roberts AL, Kopczynski ED, *et al.* 1996. Enrichment culture and microscopy conceal diverse thermophilic *Synechococcus* populations in a single hot spring microbial mat habitat. *Appl Environ Microbiol* **62**: 1045 LP – 1050.
- Feuillet C. 2009. Checklist of the plants of the Guiana shield 1. An update to the angiosperms. *J Bot Res Inst Texas*: 799–814.
- Figueiredo LTM and Rosa APAT da. 1988. Jatobal virus antigenic characterization by ELISA and neutralization test using EIA as indicator, on tissue culture. *Mem Inst Oswaldo Cruz* **83**: 161–4.
- Filgueiras A, Barros JH da S, Xavier SCC, *et al.* 2019. Natural *Trypanosoma* (Trypanozoon) *evansi* (Steel, 1885) infection among mammals from Brazilian Amazon. *Acta Trop* **190**: 92–8.
- Fine PVA, Garcia-Villacorta R, Pitman NCA, *et al.* 2010. A floristic study of the white-sand forests of Peru. *Ann Missouri Bot Gard* **97**: 283–305.
- Fine PVA, García-Villacorta R, Pitman NCA, *et al.* 2010. A Floristic study of the white-sand dorests of Peru 1. *Ann Missouri Bot Gard* **97**: 283–305.
- Fine PVA, Mesones I, and Coley PD. 2004. Herbivores promote habitat specialization by trees in Amazonian forests. *Science* **305**: 663–5.
- Fine PVA, Metz MR, Lokvam J, *et al.* 2013. Insect herbivores, chemical innovation, and the evolution of habitat specialization in Amazonian trees. *Ecology* **94**: 1764–75.
- Flecker AS, McIntyre PB, Moore JW, *et al.* 2010. Migratory fishes as material and process subsidies in riverine ecosystems. In: American Fisheries Society Symposium.
- Flora de Colombia. Flora de Colombia. 1983–present. 26+ vols. Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional, Bogotá.
- Flora do Brasil. 2020. Jardim Botânico do Rio de Janeiro <http://floradobrasil.jbrj.gov.br>.
- Flynn DFB, Gogol-Prokurat M, Nogeire T, *et al.* 2009. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecol Lett* **12**: 22–33.
- Forest F, Grenyer R, Rouget M, *et al.* 2007. Preserving the evolutionary potential of floras in biodiversity hotspots. *Nature* **445**: 757–60.
- Forzza RC, Leitman PM, Costa A, *et al.* 2010. Catálogo de plantas e fungos do Brasil-Vol. 2. JBRJ.
- Fouquet A, Courtois EA, Baudain D, *et al.* 2015. The trans-riverine genetic structure of 28 Amazonian frog species is dependent on life history. *J Trop Ecol* **31**: 361–73.
- Fouquet A, Gilles A, Vences M, *et al.* 2007. Underestimation of Species Richness in Neotropical Frogs Revealed by mtDNA Analyses (J-N Volf, Ed). *PLoS One* **2**: e1109.
- Frank KT, Petrie B, Choi JS, and Leggett WC. 2005. Trophic cascades in a formerly cod-dominated ecosystem. *Science* **308**: 1621–3.
- Frost DR. 2021. Amphibian Species of the World: an Online Reference. Version 6.1. <http://research.amnh.org/vz/herpetology/amphibia>.
- Funk VA, Berry P, Alexander S, *et al.* 2007a. Checklist of the plants of the Guiana Shield (Venezuela: Amazonas, Bolivar, Delta Amacuro; Guyana, Surinam, French Guiana). CiteSeer.
- Funk WC, Caldwell JP, Peden CE, *et al.* 2007b. Tests of biogeographic hypotheses for diversification in the Amazonian forest frog, *Physalaemus petersi*. *Mol Phylogenet Evol* **44**: 825–37.
- Funk WC, Caminer M, and Ron SR. 2012. High levels of cryptic species diversity uncovered in Amazonian frogs. *Proc R Soc B Biol Sci* **279**: 1806–14.
- Furtado MM, Metzger B, Almeida Jácomo AT de, *et al.* 2017. Hepatozoon SPP. Infect Free-Ranging Jaguars (*Panthera onca*) in Brazil. *J Parasitol* **103**: 243–50.
- Gascon C, Malcolm JR, Patton JL, *et al.* 2000. Riverine barriers and the geographic distribution of Amazonian species. *Proc Natl Acad Sci* **97**: 13672–7.
- Gaston, KJ Blackburn, TM, Greenwood, *et al.* 2000. Abundance-occupancy relationships. *J Appl Ecol*, **37**: 39–59. doi:10.1046/j.1365-2664.2000.00485.x
- GBIF. 2021. Global Biodiversity Information Facility. <https://www.gbif.org/species/6>.
- Gentry A. 1980. The flora of Peru: a conspectus. *Fieldiana Bot* **5**: 1–73.
- Gentry A. 1997. Regional overview: South America. In: *Centers of plant diversity. A guide and strategy for their conservation* (SD Davis, VH Heywood, O. Herrera-Macbride, J. Villa-Lobos & AC Hamilton, eds.).
- Gentry AH. 1982. Patterns of Neotropical Plant Species Diversity. In: *Evolutionary Biology*. Boston, MA: Springer US.
- Gentry AH. 1988. Tree species richness of upper Amazonian forests. *Proc Natl Acad Sci* **85**: 156–9.
- Givnish TJ. 2017. A New World of plants. *Science* **358**: 1535–6.
- Gómez A and Nichols E. 2013. Neglected wild life: Parasitic biodiversity as a conservation target. *Int J Parasitol Parasites Wildl* **2**: 222–7.
- Görts-van Rijn ARA. 1985. Flora of the Guianas: Phanerogams. Series A. Koeltz Scientific Books.
- Gotelli NJ and Colwell RK. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecol Lett* **4**: 379–91.
- Goulding M. 1980. The fishes and the forest: explorations in Amazonian natural history. Univ of California Press.
- Goulding M. 1983. The role of fishes in seed dispersal and plant distribution in Amazonian floodplain ecosystems. *Sonderbd Naturwiss Ver Hambg* **7**: 271–83.
- Gradstein SR, Churchill SP, and Salazar-Allen N. 2001. Guide to the bryophytes of tropical America. *Mem YORK Bot Gard*.
- Gruhn KD, Ogrzewalska M, Rozental T, *et al.* 2019. Evaluation of rickettsial infection in free-range capybaras (*Hydrochoeris hydrochaeris* Linnaeus, 1766) (Rodentia: Caviidae) and ticks (Acari: Ixodidae) in the Western Amazon, Brazil. *Ticks Tick Borne Dis* **10**: 981–6.
- Guayasamin JM, Cisneros-Heredia DF, McDiarmid RW, *et al.* 2020. Glassfrogs of Ecuador: diversity, evolution, and conservation. *Diversity* **12**: 222.
- Guedes TB, Sawaya RJ, Zizka A, *et al.* 2018. Patterns, biases and prospects in the distribution and diversity of Neotropical snakes. *Glob Ecol Biogeogr* **27**: 14–21.

- Guilherme DR, Souza JLP, Franklin E, *et al.* 2019. Can environmental complexity predict functional trait composition of ground-dwelling ant assemblages? A test across the Amazon Basin. *Acta Oecologica* **99**: 103434.
- Haffer J. 1969. Speciation in Amazonian Forest Birds. *Science* **165**: 131–7.
- Haffer J. 1993. Time's cycle and time's arrow in the history of Amazonia. *Compte rendu des séances la société biogéographie* **69**: 15–45.
- Haffer J. 2008. Hypotheses to explain the origin of species in Amazonia. *Brazilian J Biol* **68**: 917–47.
- Hamada N, Nessimian JL, and Querino RB. 2014. Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia. Manaus: Editora do INPA, 2014.
- Hang J, Forshey BM, Yang Y, *et al.* 2014. Genomic characterization of group C orthobunyavirus reference strains and recent South American clinical isolates (T Ikegami, Ed). *PLoS One* **9**: e92114.
- Hanson PE. 2016. Insects and other arthropods of tropical America. Cornell University Press Ithaca.
- Hardesty BD, Hubbell SP, and Bermingham E. 2006. Genetic evidence of frequent long-distance recruitment in a vertebrate-dispersed tree. *Ecol Lett* **9**: 516–25.
- Harms KE, Wright SJ, Calderón O, *et al.* 2000. Pervasive density-dependent recruitment enhances seedling diversity in a tropical forest. *Nature* **404**: 493–5.
- Haugaaen T and Peres CA. 2005. Mammal assemblage structure in Amazonian flooded and unflooded forests. *J Trop Ecol*: 133–45.
- Hauser M, Duponchelle F, Hermann TW, *et al.* 2020. Unmasking continental natal homing in goliath catfish from the upper Amazon. *Freshw Biol* **65**: 325–36.
- Hawes JE, Vieira ICG, Magnago LFS, *et al.* 2020. A large-scale assessment of plant dispersal mode and seed traits across human-modified Amazonian forests. *J Ecol* **108**: 1373–85.
- Heckman CW. 2011. Encyclopedia of South American Aquatic Insects: Hemiptera-Heteroptera: Illustrated Keys to Known Families, Genera, and Species in South America. Springer Science & Business Media.
- Hoeinghaus DJ, Winemiller KO, Layman CA, *et al.* 2006. Effects of seasonality and migratory prey on body condition of Cichla species in a tropical floodplain river. *Ecol Freshw Fish* **15**: 398–407.
- Hollatz C, Vilaca ST, Redondo RAF, *et al.* 2011. The Amazon River system as an ecological barrier driving genetic differentiation of the pink dolphin (*Inia geoffrensis*). *Biol J Linn Soc* **102**: 812–27.
- Honorio Coronado EN, Dexter KG, Pennington RT, *et al.* 2015. Phylogenetic diversity of Amazonian tree communities (MC Fitzpatrick, Ed). *Divers Distrib* **21**: 1295–307.
- Hooper ER and Ashton MS. 2020. Fragmentation reduces community-wide taxonomic and functional diversity of dispersed tree seeds in the Central Amazon. *Ecol Appl* **30**: e02093.
- Hoorn C, Wesselingh FP, Steege H ter, *et al.* 2010. Amazonia Through Time: Andean Uplift, Climate Change, Landscape Evolution, and Biodiversity. *Science* **330**: 927–31.
- Horn MH, Correa SB, Parolin P, *et al.* 2011. Seed dispersal by fishes in tropical and temperate fresh waters: the growing evidence. *Acta Oecologica* **37**: 561–77.
- Howe HF and Smallwood J. 1982. Ecology of Seed Dispersal. *Annu Rev Ecol Syst* **13**: 201–28.
- Hrbek T, Silva VMF da, Dutra N, *et al.* 2014. A New Species of River Dolphin from Brazil or: How Little Do We Know Our Biodiversity (ST Turvey, Ed). *PLoS One* **9**: e83623.
- Hubbell SP, He F, Condit R, *et al.* 2008. How many tree species are there in the Amazon and how many of them will go extinct? *Proc Natl Acad Sci U S A* **105**: 11498.
- Huérffano A, Fedón I, and Mostacero J (Eds). 2003. Libro Rojo de la Flora Venezolana. 2ª Edición. Instituto Experimental Jardín Botánico Universidad Central de Venezuela.
- Hugot J-P, Demanche C, Barriel V, *et al.* 2003. Phylogenetic Systematics and Evolution of Primate-Derived Pneumocystis Based on Mitochondrial or Nuclear DNA Sequence Comparison. *Syst Biol* **52**: 735–44.
- Hugot JP, Gardner SL, and Morand S. 1996. The Enterobiinae subfam. nov. (Nematoda, Oxyurida) pinworm parasites of primates and rodents. *Int J Parasitol* **26**: 147–59.
- Hugot J-P. 1985. Sur le genre Trypanoxyuris (Oxyuridae, Nematoda). III. Sous-genre trypanoxyuris parasite de primates cebidae et atelidae. *Bull du Muséum Natl d'Histoire Nat* **7**: 131–55.
- Hugot JP. 1999. Primates and Their Pinworm Parasites: The Cameron Hypothesis Revisited (R Page, Ed). *Syst Biol* **48**: 523–46.
- Humboldt A von and Bonpland A. 1805. Essai sur la géographie des plantes. Accompagné d'un tableau physique des régions équinoxiales fondé sur des mesures exécutées, depuis le dixième degré de latitude boréale jusqu'au dixième degré de latitude australe, pendant les années 1799, 1800, 1801, 1802 et 1803. Paris: Schöll.
- Humphreys AM, Govaerts R, Ficinski SZ, *et al.* 2019. Global dataset shows geography and life form predict modern plant extinction and rediscovery. *Nat Ecol Evol* **3**: 1043–7.
- Jansen AM, Xavier SC das C, and Roque ALR. 2018. Trypanosoma cruzi transmission in the wild and its most important reservoir hosts in Brazil. *Parasit Vectors* **11**: 502.
- Jansen AM, Xavier SCC, and Roque ALR. 2015. The multiple and complex and changeable scenarios of the Trypanosoma cruzi transmission cycle in the sylvatic environment. *Acta Trop* **151**: 1–15.
- Janzen DH. 1970. Herbivores and the number of tree species in tropical forests. *Am Nat* **104**: 501–28.
- Jaramillo AF, La Riva I De, Guayasamin JM, *et al.* 2020. Vastly underestimated species richness of Amazonian salamanders (Plethodontidae: Bolitoglossa) and implications about plethodontid diversification. *Mol Phylogenet Evol* **149**: 106841.
- Jézéquel C, Tedesco PA, Bigorne R, *et al.* 2020. A database of freshwater fish species of the Amazon Basin. *Sci data* **7**: 1–9.
- Johnson CK, Hitchens PL, Pandit PS, *et al.* 2020. Global shifts in mammalian population trends reveal key predictors of virus spillover risk. *Proc R Soc B Biol Sci* **287**: 20192736.
- Jordano P, Garcia C, Godoy JA, and Garcia-Castano JL. 2007. Differential contribution of frugivores to complex seed dispersal patterns. *Proc Natl Acad Sci* **104**: 3278–82.
- Jørgensen PM and León-Yáñez S. 1999. Catalogue of the vascular

- plants of Ecuador. Missouri Botanical Garden St. Louis.
- Jørgensen PM, Nee M, Beck SG, *et al.* 2014. Catálogo de las plantas vasculares de Bolivia. Missouri Botanical Garden Press.
- Junk W. 1989. Flood tolerance and tree distribution in central Amazonian floodplains. Holm-nielsen. *Trop For Bot Dyn speciation, Divers*: 47–64.
- Junk WJ and Piedade MTF. 1993. Herbaceous plants of the Amazon floodplain near Manaus: Species diversity and adaptations to the flood pulse. *Amaz Limnol Oecologia Reg Syst Fluminis Amaz* **12**: 467–84.
- Junk WJ, Bayley PB, Sparks RE, and others. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Can Spec Publ Fish Aquat Sci* **106**: 110–27.
- Junk WJ, Piedade MTF, Wittmann F, *et al.* 2011. Amazonian floodplain forests: ecophysiology, biodiversity and sustainable management. Springer Science & Business Media.
- Junk WJ, Soares GM, and Carvalho FM. 1983. Distribution of fish species in a lake of the Amazon river floodplain near Manaus (Lago Camaleão), with special reference to extreme oxygen conditions. *Amaz Limnol Oecologia Reg Syst Fluminis Amaz* **7**: 397–431.
- Junk WJ. 2013. The central Amazon floodplain: ecology of a pulsing system. Springer Science & Business Media.
- Junk WR. 1997. The Central Amazon Floodplain: Ecology of a Pulsing System. Springer Science & Business Media.
- Kakishima S, Morita S, Yoshida K, *et al.* 2015. The contribution of seed dispersers to tree species diversity in tropical rainforests. *R Soc open Sci* **2**: 150330.
- Kelley JL, Grierson PF, Collin SP, and Davies PM. 2018. Habitat disruption and the identification and management of functional trait changes. *Fish Fish* **19**: 716–28.
- Kobayashi Y, Sugimoto K, Mochizuki N, *et al.* 2013. Isolation of a phylogenetically distinct rabies virus from a tufted capuchin monkey (*Cebus apella*) in Brazil. *Virus Res* **178**: 535–8.
- Koroiva R, Brasil PG, Neiss UG, *et al.* Dragonflies and damselflies (Insecta: Odonata) housed in the Invertebrate Collection of the Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Brazil.
- Kraft NJB, Valencia R, and Ackerly DD. 2008. Functional traits and niche-based tree community assembly in an Amazonian forest. *Science* **322**: 580–2.
- Kremen C, Williams NM, Aizen MA, *et al.* 2007. Pollination and other ecosystem services produced by mobile organisms: a conceptual framework for the effects of land-use change. *Ecol Lett* **10**: 299–314.
- Kurten EL. 2013. Cascading effects of contemporaneous defaunation on tropical forest communities. *Biol Conserv* **163**: 22–32.
- Kvist L and Moraes M. 2006. Plantas psicoactivas. *Botánica Económica los Andes Cent* **2**: 19.
- Kvist LP and Moraes M. 2006. Plantas psicoactivas. *Botánica Económica los Andes Cent* **12**: 294–312.
- de la Torre L, Navarrete H, Muriel M P, *et al.* (eds.) 2008. Enciclopedia de las plantas útiles del Ecuador. Quito: Herbario QCA de la Escuela de Ciencias Biológicas de la Pontificia Universidad Católica del Ecuador; Aarhus: Herbario AAU del Departamento de Ciencias Biológicas de la Universidad de Aarhus, 949.
- Labruna MB, Barbieri FS, Martins TF, *et al.* 2010. New tick records in Rondônia, Western Brazilian Amazon. *Rev Bras Parasitol Veterinária* **19**: 192–4.
- Labruna MB, Camargo LMA, Terrassini FA, *et al.* 2002b. Notes on Parasitism by *Amblyomma humerale* (Acari: Ixodidae) in the State of Rondônia, Western Amazon, Brazil. *J Med Entomol* **39**: 814–7.
- Labruna MB, Jorge RSP, Sana DA, *et al.* 2005. Ticks (Acari: Ixodida) on wild carnivores in Brazil. *Exp Appl Acarol* **36**: 149–63.
- Labruna MB, Ribeiro AF, Cruz M V, *et al.* 2002a. Gynandromorphism in *Amblyomma cajennense* and *Rhipicephalus sanguineus* (Acari: Ixodidae). *J Parasitol* **88**: 810–1.
- Lainson R and Shaw JJ. 1975. Pneumocystis and Histoplasma infections in wild animals from the Amazon region of Brazil. *Trans R Soc Trop Med Hyg* **69**: 505–8.
- Lande R. 2014. Evolution of phenotypic plasticity and environmental tolerance of a labile quantitative character in a fluctuating environment. *J Evol Biol* **27**: 866–75.
- Lang SI, Cornelissen JHC, Hölzer A, *et al.* 2009. Determinants of cryptogam composition and diversity in Sphagnum-dominated peatlands: the importance of temporal, spatial and functional scales. *J Ecol* **97**: 299–310.
- Lanham SM, Miles MA, Souza AA de, and Póvoa MM. 1984. Anion-exchange separation for neotropical trypanosomes: a preliminary trial and a description of *Trypanosoma devei* from the tamarin *Saguinus midas niger*. *Z Parasitenkd* **70**: 311–9.
- Laurance WF, Nascimento HEM, Laurance SG, *et al.* 2006. Rapid decay of tree-community composition in Amazonian forest fragments. *Proc Natl Acad Sci* **103**: 19010–4.
- Lawton JH and Brown VK. 1993. Redundancy in ecosystems. In: Biodiversity and ecosystem function. Springer.
- LeDuc JW, Pinheiro FP, and Travassos da Rosa AP. 1981. An outbreak of Mayaro virus disease in Belterra, Brazil. II. Epidemiology. *Am J Trop Med Hyg* **30**: 682–8.
- Leitão RP, Zuanon J, Mouillot D, *et al.* 2018. Disentangling the pathways of land use impacts on the functional structure of fish assemblages in Amazon streams. *Ecography (Cop)* **41**: 219–32.
- Leite RN and Rogers DS. 2013. Revisiting Amazonian phylogeography: insights into diversification hypotheses and novel perspectives. *Org Divers & Evol* **13**: 639–64.
- León B, Pitman N, and Roque J. 2006. Introducción a las plantas endémicas del Perú. *Rev Peru Biol* **13**: 9–22.
- León-Yáñez S, Valencia R, Pitman N, *et al.* 2011. Libro Rojo de las Plantas Endémicas del Ecuador. Segunda edición. Publicaciones del Herbario QCA.
- Levine NM, Zhang K, Longo M, *et al.* 2016. Ecosystem heterogeneity determines the ecological resilience of the Amazon to climate change. *Proc Natl Acad Sci* **113**: 793–7.
- Levis C, Costa FRC, Bongers F, *et al.* 2017. Persistent effects of pre-Columbian plant domestication on Amazonian forest composition. *Science* **355**: 925–31.
- Levis C, Costa FRC, Bongers F, *et al.* 2017. Persistent effects of pre-Columbian plant domestication on Amazonian forest composition. *Science* **355**: 925–31.

- Levis C, Flores BM, Moreira PA, *et al.* 2018. How People Domesticated Amazonian Forests. *Front Ecol Evol* **5**.
- Levis C, Flores BM, Moreira PA, *et al.* 2018. How People Domesticated Amazonian Forests. *Front Ecol Evol* **5**.
- Lewinsohn TM and Prado PI. 2005. How Many Species Are There in Brazil? *Conserv Biol* **19**: 619–24.
- Lewis MD, Llewellyn MS, Yeo M, *et al.* 2011. Recent, Independent and Anthropogenic Origins of *Trypanosoma cruzi* Hybrids (JM Carlton, Ed). *PLoS Negl Trop Dis* **5**: e1363.
- Lima AC and Araujo-Lima CARM. 2004. The distributions of larval and juvenile fishes in Amazonian rivers of different nutrient status. *Freshw Biol* **49**: 787–800.
- Lima L, Espinosa-Álvarez O, Ortiz PA, *et al.* 2015. Genetic diversity of *Trypanosoma cruzi* in bats, and multilocus phylogenetic and phylogeographical analyses supporting Tcbat as an independent DTU (discrete typing unit). *Acta Trop* **151**: 166–77.
- Lima MAL. 2017. História do ecossistema e dos recursos pesqueiros frente a implementação de hidrelétricas na bacia do rio Madeira. Universidade Federal de Rondônia.
- Lisboa CV, Pinho AP, Herrera HM, *et al.* 2008. *Trypanosoma cruzi* (Kinetoplastida, Trypanosomatidae) genotypes in neotropical bats in Brazil. *Vet Parasitol* **156**: 314–8.
- Lister BC and Garcia A. 2018. Climate-driven declines in arthropod abundance restructure a rainforest food web. *Proc Natl Acad Sci* **115**: E10397–E10406.
- Liu X, Zhao B, Zheng H-J, *et al.* 2015. *Gossypium barbadense* genome sequence provides insight into the evolution of extra-long staple fiber and specialized metabolites. *Sci Rep* **5**: 14139.
- Lopez-Bautista JM, Rindi F, and Casamatta D. 2007. The Systematics of Subaerial Algae. In: Seckbach J. (eds) *Algae and Cyanobacteria in Extreme Environments. Cellular Origin, Life in Extreme Habitats and Astrobiology*, vol 11. Springer, Dordrecht.
- Lücking R, Rivas Plata E, Chaves JL, *et al.* 2009. How many tropical lichens are there... really? *Bibl Lichenol* **100**: 399–418.
- Lücking R. 2008. Foliicolous Lichenized Fungi. *Flora Neotrop* **103**: 1–866.
- Lucky A, Erwin TL, and Witman JD. 2002. Temporal and Spatial Diversity and Distribution of Arboreal Carabidae (Coleoptera) in a Western Amazonian Rain Forest. *Biotropica* **34**: 376–86.
- Lundberg JG and Littmann MW. 2003. Family primelodidae. In: Reis RE, Kullander SO, Ferraris CJ (Eds). Checklist of freshwater fishes of South America. Porto Alegre: Edipucrs.
- Machado AF, Nunes MS, Silva CR, *et al.* 2019. Integrating phylogeography and ecological niche modelling to test diversification hypotheses using a Neotropical rodent. *Evol Ecol* **33**: 111–48.
- Marcili A, Lima L, Cavazzana M, *et al.* 2009b. A new genotype of *Trypanosoma cruzi* associated with bats evidenced by phylogenetic analyses using SSU rDNA, cytochrome b and Histone H2B genes and genotyping based on ITS1 rDNA. *Parasitology* **136**: 641–55.
- Marcili A, Lima L, Valente VC, *et al.* 2009c. Comparative phylogeography of *Trypanosoma cruzi* TCIc: new hosts, association with terrestrial ecotopes, and spatial clustering. *Infect Genet Evol* **9**: 1265–74.
- Marcili A, Valente VC, Valente SA, *et al.* 2009a. *Trypanosoma cruzi* in Brazilian Amazonia: Lineages TCI and TCIa in wild primates, *Rhodnius* spp. and in humans with Chagas disease associated with oral transmission. *Int J Parasitol* **39**: 615–23.
- Marimon BS, Marimon-Junior BH, Feldpausch TR, *et al.* 2013. Disequilibrium and hyperdynamic tree turnover at the forest-cerrado transition zone in southern Amazonia. *Plant Ecol* **184**: 281–92.
- Markl JS, Schleuning M, Forget PM, *et al.* 2012. Meta-analysis of the effects of human disturbance on seed dispersal by animals. *Conserv Biol* **26**: 1072–81.
- Marroig G and Cerqueira R. 1997. Plio-Pleistocene South American history and the Amazon Lagoon Hypothesis: a piece in the puzzle of Amazonian diversification. *J Comp Biol*: 103–19.
- Martin AR and Silva VMF Da. 2004. River dolphins and flooded forest: seasonal habitat use and sexual segregation of botos (*Inia geoffrensis*) in an extreme cetacean environment. *J Zool* **263**: 295–305.
- Martins E, Martinelli G, and Loyola R. 2018. Brazilian efforts towards achieving a comprehensive extinction risk assessment for its known flora. *Rodriguésia* **69**: 1529–37.
- Martins TF, Fecchio A, and Labruna MB. 2014. Ticks of the genus *Amblyomma* (acari: Ixodidae) on wild birds in the Brazilian Amazon. *Syst Appl Acarol* **19**: 385–92.
- Martins TF, Scofield A, Oliveira WBL, *et al.* 2013. Morphological description of the nymphal stage of *Amblyomma geayi* and new nymphal records of *Amblyomma parkeri*. *Ticks Tick Borne Dis* **4**: 181–4.
- Martius CFP. *Flora Brasiliensis* (Ed). Monachii: Fird. Fleischer.
- May R von, Catenazzi A, Corl A, *et al.* 2017. Divergence of thermal physiological traits in terrestrial breeding frogs along a tropical elevational gradient. *Ecol Evol* **7**: 3257–67.
- McClellan MCW, Bhattacharyya T, Mertens P, *et al.* 2020. A lineage-specific rapid diagnostic test (Chagas Sero K-SeT) identifies Brazilian *Trypanosoma cruzi* II/V/VI reservoir hosts among diverse mammalian orders. *PLoS One* **15**: e0227828.
- McIntyre PB, Jones LE, Flecker AS, and Vanni MJ. 2007. Fish extinctions alter nutrient recycling in tropical freshwaters. *Proc Natl Acad Sci* **104**: 4461–6.
- Mendes HF and Pinho LC. 2014. Brazilian Chironomid home page <https://sites.google.com/site/brazilianchironomids/home>.
- Mendes HF and Pinho LC. 2016. Family Chironomidae. *Zootaxa* **4122**: 142–53.
- Meneses RI, Beck S, Garcia E, *et al.* 2015. Flora of Bolivia—where do we stand? *Rodriguésia* **66**: 1025–31.
- Menezes ET, Oliveira IB de, Boldrini R, and Boldrini BM de PO. 2018. Primeiros registros de Climacia (Neuroptera: Sisyridae) para o estado de Roraima, Brasil. *Bol do Mus Integr Roraima* **12**: 11–6.
- Mesía Montenegro C. 2014. El periodo formativo en los andes septentrionales y sus relaciones con los Andes centrales.
- Milá B, Tavares ES, Muñoz Saldaña A, *et al.* 2012. A trans-Amazonian screening of mtDNA reveals deep intraspecific divergence in forest birds and suggests a vast underestimation of species diversity. *PLoS One* **7**: e40541.
- Miles MA, Arias JR, Valente SA, *et al.* 1983. Vertebrate hosts and vectors of *Trypanosoma rangeli* in the Amazon Basin of Brazil. *Am J Trop Med Hyg* **32**: 1251–9.

- Miles MA, Miles MA, Povoá MM, et al. 1981. Chagas's disease in the Amazon Basin: II. The distribution of *Trypanosoma cruzi* zymodemes 1 and 3 in Pará State, north Brazil. *Trans R Soc Trop Med Hyg* **75**: 667–74.
- Miraldo A, Li S, Borregaard MK, et al. 2016. An Anthropocene map of genetic diversity. *Science* **353**: 1532–5.
- Miranda-Chumacero G, Álvarez G, Luna V, et al. 2015. First observations on annual massive upstream migration of juvenile catfish *Trichomycterus* in an Amazonian River. *Environ Biol Fishes* **98**: 1913–26.
- Miranda-Chumacero G, Wallace R, Calderón H, et al. 2012. Distribution of arapaima (*Arapaima gigas*) (Pisces: Arapaimatidae) in Bolivia: implications in the control and management of a non-native population. *BioInvasions Rec* **1**.
- Mittermeier RA, Mittermeier CG, Brooks TM, et al. 2003. Wilderness and biodiversity conservation. *Proc Natl Acad Sci* **100**: 10309–13.
- Mittermeier RA, Mittermeier CG, Pilgrim J, et al. 2002. Wilderness: Earth's last wild places. México, MX: CEMEX.
- Modolo LV and Foglio MA (Eds). 2019. Brazilian Medicinal Plants. Boca Raton, Florida: CRC Press, 2019. | Series: Natural products chemistry of global plants: CRC Press.
- Monteiro WM, Magalhães LKC, Sá ARN de, et al. 2012. *Trypanosoma cruzi* IV Causing Outbreaks of Acute Chagas Disease and Infections by Different Haplotypes in the Western Brazilian Amazonia (EM Braga, Ed). *PLoS One* **7**: e41284.
- Moraes LJCL, Pavan D, Barros MC, and Ribas CC. 2016. The combined influence of riverine barriers and flooding gradients on biogeographical patterns for amphibians and squamates in south-eastern Amazonia. *J Biogeogr* **43**: 2113–24.
- Moraes LJCL, Ribas CC, Pavan D, and Werneck FP. 2020. Biotic and Landscape Evolution in an Amazonian Contact Zone: Insights from the Herpetofauna of the Tapajós River Basin, Brazil
- Moraes RMN, Paniagua Zambrana R, Cámara-Leret H, et al. 2015. Palmas útiles de Bolivia, Colombia, Ecuador y Perú. In: Cosecha de Palmas en el Noroeste de Suramérica: Bases Científicas para su Manejo y Conservación. Pontificia Universidad Católica del Ecuador, Quito.
- Moreau M-A and Coomes OT. 2006. Potential threat of the international aquarium fish trade to silver *arawana* *Osteoglossum bicirrhosum* in the Peruvian Amazon. *Oryx* **40**: 152–60.
- Moreira PA, Lins J, Dequigiovanni G, et al. 2015. The Domestication of Annatto (*Bixa orellana*) from *Bixa urucurana* in Amazonia. *Econ Bot* **69**: 127–35.
- Morris RJ. 2010. Anthropogenic impacts on tropical forest biodiversity: a network structure and ecosystem functioning perspective. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* **365**: 3709–18.
- Mors, W., Rizzini, C. T., Pereira, N. A. 2000. Medicinal plants of Brazil, edited by Robert A. DeFilippis. Algonac, MI.
- Mouillot D, Graham NAJ, Villéger S, et al. 2013. A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends Ecol & Evol* **28**: 167–77.
- Muneepeerakul R, Bertuzzo E, Lynch HJ, et al. 2008. Neutral metacommunity models predict fish diversity patterns in Mississippi-Missouri basin. *Nature* **453**: 220–2.
- Muniz CP, Troncoso LL, Moreira MA, et al. 2013. Identification and Characterization of Highly Divergent Simian Foamy Viruses in a Wide Range of New World Primates from Brazil (M Salemi, Ed). *PLoS One* **8**: e67568.
- Myers KA. 2007. Fernández de Oviedo's chronicle of America: a new history for a New World. University of Texas Press.
- Naiff RD, Barrett TV, Naiff M de F, et al. 1996. New records of *Histoplasma capsulatum* from wild animals in the Brazilian Amazon. *Rev Inst Med Trop Sao Paulo* **38**: 273–8.
- Naiff RD, Mok WY, and Naiff MF. 1985. Distribution of histoplasma capsulatum in Amazonian wildlife. *Mycopathologia* **89**: 165–8.
- Naka LN and Brumfield RT. 2018. The dual role of Amazonian rivers in the generation and maintenance of avian diversity. *Sci Adv* **4**: eaar8575.
- National Research Council. 1989. Lost crops of the Incas: little-known plants of the Andes with promise for worldwide cultivation. National Academies Press.
- Navarro G, Arrázola S, Atahuachi M, et al. 2012. Libro rojo de la flora amenazada de Bolivia. *Minist Medio Ambiente y Agua Viceministerio Medio Ambiente Biodiversidad, Cambios Clim y Gest y Desarrollo For Cochabamba, Boliv*.
- Neill DA and Ulloa CU. 2011. Adiciones a la flora del Ecuador: segundo suplemento; 2005–2010. Fundación Jatun Sacha.
- Neill DA. 2012. ¿Cuántas especies nativas de plantas vasculares hay en Ecuador? *Rev Amaz Cienc y Tecnol* **1**: 70–83.
- Nelson JS, Grande TC, and Wilson MVH. 1994. Fishes of the World. John Wiley and Sons.
- Nic Lughadha E, Govaerts R, Belyaeva I, et al. 2016. Counting counts: revised estimates of numbers of accepted species of flowering plants, seed plants, vascular plants and land plants with a review of other recent estimates. *Phytotaxa* **272**: 82.
- Nores M. 2000. Species richness in the Amazonian bird fauna from an evolutionary perspective. *Emu* **100**: 419–30.
- Nores M. 2011. The Western Amazonian Boundary for Avifauna Determined by Species Distribution Patterns and Geographical and Ecological Features. *Int J Ecol* **2011**: 1–7.
- Noronha D, Vicente JJ, and Pinto RM. 2002. A survey of new host records for nematodes from mammals deposited in the Helminthological Collection of the Oswaldo Cruz Institute (CHIOC). *Rev Bras Zool* **19**: 945–9.
- Nunes MRT, Souza WM de, Acrani GO, et al. 2018. Revalidation and genetic characterization of new members of Group C (Orthobunyavirus genus, Peribunyaviridae family) isolated in the Americas. *PLoS One* **13**: e0197294.
- Nunes MRT, Souza WM, Savji N, et al. 2019. *Oropouche orthobunyavirus*: Genetic characterization of full-length genomes and development of molecular methods to discriminate natural reassortments. *Infect Genet Evol J Mol Epidemiol Evol Genet Infect Dis* **68**: 16–22.
- Oberdorff T, Dias MS, Jézéquel C, et al. 2019. Unexpected fish diversity gradients in the Amazon basin. *Sci Adv* **5**: eaav8681.
- Ochoa-Ochoa LM, Mejía-Domínguez NR, Velasco JA, et al. 2019. Amphibian functional diversity is related to high annual precipitation and low precipitation seasonality in the New World (F Schrodte, Ed). *Glob Ecol Biogeogr* **28**: 1219–29.
- Olesen JM, Bascompte J, Dupont YL, and Jordano P. 2007. The

- modularity of pollination networks. *Proc Natl Acad Sci* **104**: 19891–6.
- Oliveira BF, Machac A, Costa GC, *et al.* 2016. Species and functional diversity accumulate differently in mammals. *Glob Ecol Biogeogr* **25**: 1119–30.
- Oliveira MA, Lucia TMCD, Morato EF, *et al.* 2010. Vegetation structure and richness: effects on ant fauna of the Amazon-Acre, Brazil (Hymenoptera: Formicidae). *Sociobiology*: 471–86.
- Oliveira RS De, Costa LJC da, Andrade FAG, *et al.* 2015. Virological and Serological Diagnosis of Rabies in Bats from an Urban Area in the Brazilian Amazon. *Rev Inst Med Trop Sao Paulo* **57**: 497–503.
- Oliveira U, Paglia AP, Brescovit AD, *et al.* 2016. The strong influence of collection bias on biodiversity knowledge shortfalls of Brazilian terrestrial biodiversity (J VanDerWal, Ed). *Divers Distrib* **22**: 1232–44.
- Oliveira U, Vasconcelos MF, and Santos AJ. 2017. Biogeography of Amazon birds: rivers limit species composition, but not areas of endemism. *Sci Rep* **7**: 2992.
- Ortiz DA, Lima AP, and Werneck FP. 2018. Environmental transition zone and rivers shape intraspecific population structure and genetic diversity of an Amazonian rain forest tree frog. *Evol Ecol* **32**: 359–78.
- Ortiz PA, Silva FM Da, Cortez AP, *et al.* 2009. Genes of cathepsin L-like proteases in *Trypanosoma rangeli* isolates: markers for diagnosis, genotyping and phylogenetic relationships. *Acta Trop* **112**: 249–59.
- Ortiz-Crespo F. 2002 La corteza del árbol sin nombre: Hacia una historia congruente del descubrimiento y difusión de la quina. Quito: Fundación Fernando Ortiz Crespo.
- Ortiz-Crespo FI. 1995. Frágoso, Monardes and pre-Chinchorian knowledge of Cinchona. *Arch Nat Hist* **22**: 169–81.
- Paglia AP, Fonseca GA Da, Rylands AB, *et al.* 2012. Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil 2ª Edição/Annotated Checklist of Brazilian Mammals. *Occas Pap Conserv Biol* **6**: 1–82.
- Paprocki H and França D. 2014. Brazilian Trichoptera Checklist II. *Biodivers Data J* **2**: e1557.
- Parolin P, Simone O De, Haase K, *et al.* 2004. Central Amazonian floodplain forests: tree adaptations in a pulsing system. *Bot Rev* **70**: 357–80.
- Passos MI, Hamada N, Fernandes A, and Nessimian J. 2016. Insecta, Coleoptera, Elmidae, Amazon region. *Check List* **6**: 538.
- Patterson BD. 2001. Fathoming tropical biodiversity: the continuing discovery of Neotropical mammals. *Divers Distrib* **7**: 191–6.
- Patterson BD. 2020. On drivers of neotropical mammal diversification. *Mastozoología Neotrop* **27(S1)**: 12–23.
- Pearsall DM. 2008. Plant Domestication and the Shift to Agriculture in the Andes. In: *The Handbook of South American Archaeology*. New York, NY: Springer New York.
- Peckle M, Luz HR, Labruna MB, *et al.* 2019. Multi-locus phylogenetic analysis groups the New World bacterium *Rickettsia* sp. strain ApPR with the Old World species *R. africae*; proposal of “Candidatus *Rickettsia paranaensis*”. *Ticks Tick Borne Dis* **10**: 101261.
- Peloso PLV. 2010. A safe place for amphibians? A cautionary tale on the taxonomy and conservation of frogs, caecilians, and salamanders in the Brazilian Amazonia. *Zool* **27**: 667–73.
- Pereira A de S, Casseb LMN, Barbosa TFS, *et al.* 2017. Rabies Virus in Bats, State of Pará, Brazil, 2005–2011. *Vector Borne Zoonotic Dis* **17**: 576–81.
- Peres CA, Emilio T, Schiatti J, *et al.* 2016. Dispersal limitation induces long-term biomass collapse in overhunted Amazonian forests. *Proc Natl Acad Sci* **113**: 892–7.
- Peres CA. 1997. Primate community structure at twenty western Amazonian flooded and unflooded forests. *J Trop Ecol* **13**: 381–405.
- Peres CA. 1999. Nonvolant mammal community structure in different Amazonian forest types. In: Eisenberg JF, Redford KH (Eds). *Mammals of the Neotropics: the central Neotropics*. Chicago.: University of Chicago Press.
- Pérez Arbeláez E. 1956. Plantas útiles de Colombia. Sucesores de Rivadeneira.
- Pérez Arbeláez E. 1990. Plantas medicinales y venenosas de Colombia: estudio botánico, étnico, farmacéutico, veterinario y forense.
- Pérez SD, Grummer JA, Fernandes-Santos RC, *et al.* 2019. Phylogenetics, patterns of genetic variation and population dynamics of *Trypanosoma terrestris* support both coevolution and ecological host-fitting as processes driving trypanosome evolution. *Parasit Vectors* **12**: 473.
- Persson L, Amundsen P-A, Roos AM De, *et al.* 2007. Culling prey promotes predator recovery—alternative states in a whole-lake experiment. *Science* **316**: 1743–6.
- Petchev OL and Gaston KJ. 2006. Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecol Lett* **9**: 741–58.
- Pettrere M, Barthem RB, Córdoba EA, and Gómez BC. 2004. Review of the large catfish fisheries in the upper Amazon and the stock depletion of piraçaba (*Brachyplatystoma filamentosum* Lichtenstein). *Rev Fish Biol Fish* **14**: 403–14.
- Piedade MTF, Junk W, D’Ângelo SA, *et al.* 2010. Aquatic herbaceous plants of the Amazon floodplains: state of the art and research needed. *Acta Limnol Bras* **22**: 165–78.
- Pimm SL and Jenkins CN. 2019. Connecting habitats to prevent species extinctions. *Am Sci* **107**: 162–9.
- Pimm SL, Jenkins CN, Joppa LN, *et al.* 2010. How Many Endangered Species Remain to be Discovered in Brazil? *Nat Conserv* **08**: 71–7.
- Piperno D. 2011. The Origins of Plant Cultivation and Domestication in the New World Tropics. *Curr Anthropol* **52**.
- Pires Costa L, Leite YLR, Fonseca GAB, and Fonseca MT. 2000. Biogeography of South American Forest Mammals: Endemism and Diversity in the Atlantic Forest 1. *Biotropica* **32**: 872–81.
- Piso G and Marcgrave G. 1648. *Historia naturalis Brasiliae*. Lugdun. Batavorum, Franciscum Hackium.
- Pitman NCA and Jorgensen PM. 2002. Estimating the Size of the World’s Threatened Flora. *Science* **298**: 989–989.
- Pochettino ML, Cortella AR, and Ruiz M. 1999. Hallucinogenic snuff from Northwestern Argentina: Microscopical identification of *Anadenanthera colubrina* var. *cebil* (Fabaceae) in powdered archaeological material. *Econ Bot* **53**: 127–32.
- Pomara LY, Ruokolainen K, and Young KR. 2014. Avian species composition across the Amazon River: the roles of dispersal limitation and environmental heterogeneity (L Manne, Ed). *J*

- Biogeogr* **41**: 784–96.
- Poulin R. 2014. Parasite biodiversity revisited: frontiers and constraints. *Int J Parasitol* **44**: 581–9.
- Póvoa MM, Souza AA De, Naiff RD, *et al.* 1984. Chagas' disease in the Amazon Basin IV: Host records of *Trypanosoma cruzi* *zymodemes* in the States of Amazonas and Rondonia, Brazil. *Ann Trop Med & Parasitol* **78**: 479–87.
- Primack RB, Ibáñez I, Higuchi H, *et al.* 2009. Spatial and interspecific variability in phenological responses to warming temperatures. *Biol Conserv* **142**: 2569–77.
- Quesada CACA, Phillips OLOL, Schwarz M, *et al.* 2012. Basin-wide variations in Amazon forest structure and function are mediated by both soils and climate. *Biogeosciences* **9**: 2203–46.
- Rabosky ARD, Cox CL, Rabosky DL, *et al.* 2016. Coral snakes predict the evolution of mimicry across New World snakes. *Nat Commun* **7**: 11484.
- Rafael JA, Aguiar AP, and Amorim D de S. 2009. Knowledge of insect diversity in Brazil: challenges and advances. *Neotrop Entomol* **38**: 565–70.
- Raimondi JP and Camadro EL. 2003. Crossability relationships between the common potato, *Solanum tuberosum* spp. *tuberosum*, and its wild diploid relatives *S. kurtzianum* and *S. ruiz-lealii*. *Genet Resour Crop Evol* **50**: 307–14.
- Ramalho EE. 2012. Jaguar population dynamics, feeding ecology, human induced mortality and conservation in the várzea floodplain forests of Amazonia. *Univ Florida*.
- Ramalho WP, Machado IF, and Vieira LJS. 2018. Do flood pulses structure amphibian communities in floodplain environments? *Biotropica* **50**: 338–45.
- Reynel C, Pennington TD, Pennington RT, *et al.* 2003. Árboles útiles de la Amazonía peruana y sus usos.
- Ribas CC and Aleixo A. 2019. Diversity and evolution of Amazonian birds: implications for conservation and biogeography. *An Acad Bras Cienc* **91**.
- Ribas CC, Aleixo A, Nogueira ACR, *et al.* 2012. A palaeobiogeographic model for biotic diversification within Amazonia over the past three million years. *Proc R Soc B Biol Sci* **279**: 681–9.
- Ribeiro Mcl and Petrere JM. 1990. Fisheries ecology and management of the Jaraqui (*Semaprochilodus Taeniurus*, S. *Insignis*) in central Amazonia. *Regul Rivers Res Manag* **5**: 195–215.
- Ríos M, Koziol MJ, Pedersen HB, and Granda G. 2007. Plantas útiles del Ecuador: aplicaciones, retos y perspectivas/Useful plants of Ecuador: Applications, challenges, and perspectives. *Quito: Ediciones Abya-Yala*.
- Robbings RG, Karesh WB, Lillian EPR, and Rosenberg S. 2009. Ticks of the genus *Amblyomma* (Acari: Ixodida: Ixodidae) from white-lipped peccaries, *Tayassu pecari*, in northeastern Bolivia, with comments on host specificity.
- Robbins RG and Deem SL. 2002. Ticks of the genus *Amblyomma* (Acari: Ixodida: Ixodidae) from a maned wolf, *Chrysocyon brachyurus*, with the first report of *A. ovale* from this endangered canid. *Entomol News* **113**: 25–8.
- Rodrigues MS, Lima L, Xavier SC das C, *et al.* 2019. Uncovering *Trypanosoma* spp. diversity of wild mammals by the use of DNA from blood clots. *Int J Parasitol Parasites Wildl* **8**: 171–81.
- Rodrigues MS, Morelli KA, and Jansen AM. 2017. Cytochrome c oxidase subunit 1 gene as a DNA barcode for discriminating *Trypanosoma cruzi* DTUs and closely related species. *Parasit Vectors* **10**: 488.
- Rodríguez C, Rollins-Smith L, Ibáñez R, *et al.* 2017. Toxins and pharmacologically active compounds from species of the family Bufonidae (Amphibia, Anura). *J Ethnopharmacol* **198**: 235–54.
- Rodríguez-Burruezo A, Prohens J, and Nuez F. 2003. Wild relatives can contribute to the improvement of fruit quality in pepino (*Solanum muricatum*). *Euphytica* **2003 1293** **129**: 311–8.
- Roll U, Feldman A, Novosolov M, *et al.* 2017. The global distribution of tetrapods reveals a need for targeted reptile conservation. *Nat Ecol Evol* **1**: 1677–82.
- Roque ALR, Xavier SCC, Gerhardt M, *et al.* 2013. *Trypanosoma cruzi* among wild and domestic mammals in different areas of the Abaetetuba municipality (Pará State, Brazil), an endemic Chagas disease transmission area. *Vet Parasitol* **193**: 71–7.
- Roque ALR, Xavier SCC, Rocha MG, *et al.* 2008. *Trypanosoma cruzi* transmission cycle among wild and domestic mammals in three areas of orally transmitted Chagas disease outbreaks.
- Rosa APT Da, Vasconcelos PF, Rosa JF Da, and (Ed.) T (Eds). An overview of arbovirology in Brazil and neighbouring countries. Instituto Evandro Chagas.
- Rosa EST da, Medeiros DBA, Nunes MRT, *et al.* 2012. Molecular epidemiology of laguna negra virus, Mato Grosso State, Brazil. *Emerg Infect Dis* **18**: 982–5.
- Ruiz H. 1792. Quinología o Tratado del árbol de la quina ó cascarilla, con su descripción y la de otras especies de quinos nuevamente descubiertas en el Perú, del modo de beneficiarla, de su elección, comercio, virtudes, y extracto elaborado con cortezas recientes. Madrid: En la oficina de la viuda e hijo de Marin, 1792.
- Ruiz H. 1801. Suplemento á la Quinología, en el qual sé aumentan las Especies de Quina nuevamente descubiertas en el Perú por Don Juan Tafalla, y la Quina naranjada de Santa Fé con su estampa: Anãdese la Respuesta á a Memoria de las Quinas de Santa Fé, que insertó Don Francisco Zea en los Anales de Historia natural, y la satisfacción á los reparos ó dudas del Ciudadano Jussieu sobre los Géneros del Pródromo de la Flora del Perú y Chile. Por Don Hipólito Ruiz y Josef Pavon. Marin.
- Ruiz-López H and Pavón J. 1798. Flora Peruviana, et Chilensis, sive, Descriptiones et icones plantarum Peruvianarum, et Chilensium, secundum systema Linnaeanum digestae, cum characteribus plurium generum evulgatorum reformatis auctoribus Hippolyto Ruiz, et Josepho Pavon. Madrid: Typis Gabrielis de Sancha.
- Sakschewski B, Bloh W Von, Boit A, *et al.* 2016. Resilience of Amazon forests emerges from plant trait diversity. *Nat Clim Chang* **6**: 1032–6.
- Salcido DM, Forister ML, Lopez HG, and Dyer LA. 2020. Loss of dominant caterpillar genera in a protected tropical forest. *Sci Rep* **10**: 1–10.
- Sales L, Culot L, and Pires MM. 2020. Climate niche mismatch and the collapse of primate seed dispersal services in the Amazon. *Biol Conserv* **247**: 108628.
- Sales LP, Kissling WD, Galetti M, *et al.* 2021. Climate change

- reshapes the eco-evolutionary dynamics of a Neotropical seed dispersal system (B McGill, Ed). *Glob Ecol Biogeogr* **30**: 1129–38.
- Santos FCB dos, Lisboa C V., Xavier SCC, *et al.* 2018. *Trypanosoma* sp. diversity in Amazonian bats (Chiroptera; Mammalia) from Acre State, Brazil. *Parasitology* **145**: 828–37.
- Santos FCB Dos, Lisboa C V., Xavier SCC, *et al.* 2018. *Trypanosoma* sp. diversity in Amazonian bats (Chiroptera; Mammalia) from Acre State, Brazil. *Parasitology* **145**: 828–37.
- Santos JC, Coloma LA, Summers K, *et al.* 2009. Amazonian amphibian diversity is primarily derived from late Miocene Andean lineages. *PLoS Biol* **7**: e1000056.
- Santos LL, Benone NL, Soares BE, *et al.* 2019. Trait--environment relationships in Amazon stream fish assemblages. *Ecol Freshw Fish* **28**: 424–33.
- Santos LM dos, Braga Domingos SC, Azevedo MIN Di, *et al.* 2020. Small Mammals as Carriers/Hosts of *Leptospira* spp. in the Western Amazon Forest. *Front Vet Sci* **7**.
- Santos M dos. 2016. Atlas de algas del Paraguay. *Asunción Fac Ciencias Exactas y Nat.*
- Scheele BC, Pasmans F, Skerratt LF, *et al.* 2019. Amphibian fungal panzootic causes catastrophic and ongoing loss of biodiversity. *Science* **363**: 1459–63.
- Schmitz OJ. 2008. Herbivory from Individuals to Ecosystems. *Annu Rev Ecol Evol Syst* **39**: 133–52.
- Schulman L, Toivonen T, and Ruokolainen K. 2007. Analysing botanical collecting effort in Amazonia and correcting for it in species range estimation. *J Biogeogr* **34**: 1388–99.
- Schultz ED, Burney CW, Brumfield RT, *et al.* 2017. Systematics and biogeography of the *Automolus infuscatus* complex (Aves; Furnariidae): Cryptic diversity reveals western Amazonia as the origin of a transcontinental radiation. *Mol Phylogenet Evol* **107**: 503–15.
- Scott JM, Csuti B, Jacobi JD, and Estes JE. 1987. Species richness. *Bioscience* **37**: 782–8.
- Sexton JP, McIntyre PJ, Angert AL, and Rice KJ. 2009. Evolution and ecology of species range limits. *Annu Rev Ecol Evol Syst* **40**: 415–36.
- Silva LCR, Corrêa RS, Wright JL, *et al.* 2021. A new hypothesis for the origin of Amazonian Dark Earths. *Nat Commun* **12**: 127.
- Silva SM, Peterson AT, Carneiro L, *et al.* 2019. A dynamic continental moisture gradient drove Amazonian bird diversification. *Sci Adv* **5**: eaat5752.
- Silva SP, Dilcher M, Weber F, *et al.* 2014. Genetic and biological characterization of selected Changuinola viruses (Reoviridae, Orbivirus) from Brazil. *J Gen Virol* **95**: 2251–9.
- Silva SP, Dilcher M, Weidmann M, *et al.* 2013. Changuinola Virus Serogroup, New Genomes within the Genus Orbivirus (Family Reoviridae) Isolated in the Brazilian Amazon Region. *Genome Announc* **1**.
- Simon MF, Grether R, Queiroz LP de, *et al.* 2009. Recent assembly of the Cerrado, a neotropical plant diversity hotspot, by in situ evolution of adaptations to fire. *Proc Natl Acad Sci* **106**: 20359–64.
- Sipman HJM and Aptroot A. 2001. Where are the missing lichens? *Mycol Res* **105**: 1433–9.
- Soares HS, Barbieri ARM, Martins TF, *et al.* 2015. Ticks and rickettsial infection in the wildlife of two regions of the Brazilian Amazon. *Exp Appl Acarol* **65**: 125–40.
- Sobral M, Silvius KM, Overman H, *et al.* 2017. Mammal diversity influences the carbon cycle through trophic interactions in the Amazon. *Nat Ecol |& Evol* **1**: 1670–6.
- Solar RR de C, Barlow J, Andersen AN, *et al.* 2016. Biodiversity consequences of land-use change and forest disturbance in the Amazon: A multi-scale assessment using ant communities. *Biol Conserv* **197**: 98–107.
- Solari S, Velazco PM, and Patterson BD. 2012. Hierarchical Organization of Neotropical Mammal Diversity and Its Historical Basis. In: Bones, Clones, and Biomes. University of Chicago Press.
- Solis Acosta M. 1992. Vademecum de plantas medicinales del Ecuador. Quito: FESO; Ediciones Abya-Yala. 243p
- Sparre B *et al.* (Ed). Flora of Ecuador. Flora of Ecuador. Dept. of Systematic Botany, University of Göteborg, Göteborg, Sweden.
- Spielman D, Brook BW, and Frankham R. 2004. Most species are not driven to extinction before genetic factors impact them. *Proc Natl Acad Sci* **101**: 15261–4.
- Stefani MMA, Rosa PS, Costa MB, *et al.* 2019. Leprosy survey among rural communities and wild armadillos from Amazonas state, Northern Brazil. *PLoS One* **14**: e0209491.
- Stevenson PR and Guzmán-Caro DC. 2010. Nutrient transport within and between habitats through seed dispersal processes by woolly monkeys in north-western Amazonia. *Am J Primatol* **72**: 992–1003.
- Steyermark JA. 1988. Flora of the venezuelan Guayana-VI. *Ann Missouri Bot Gard*: 1565–86.
- Strona G. 2015. Past, present and future of host--parasite co-extinctions. *Int J Parasitol Parasites Wildl* **4**: 431–41.
- Stuart M, Pendergast V, Rumpfelt S, *et al.* 1998. Parasites of wild howlers (*Alouatta* spp.). *Int J Primatol* **19**: 493–512.
- Stuart SN, Chanson JS, Cox NA, *et al.* 2004. Status and Trends of Amphibian Declines and Extinctions Worldwide. *Science* **306**: 1783–6.
- Tantalean M. 1990. Notes on some helminth parasites from Peruvian monkeys. *Lab Primate Newsl* **29**: 6–8.
- Taylor BW, Flecker AS, and Hall RO. 2006. Loss of a harvested fish species disrupts carbon flow in a diverse tropical river. *Science* **313**: 833–6.
- Tedersoo L, Bahram M, Pölme S, *et al.* 2014. Global diversity and geography of soil fungi. *Science* **346**.
- Tejedor Garavito N, Álvarez E, Arango Caro S, *et al.* 2012. Evaluación del estado de conservación de los bosques montanos en los Andes tropicales. *Ecosistemas* **21**.
- Terborgh J, Lopez L, Nuñez P, *et al.* 2001. Ecological meltdown in predator-free forest fragments. *Science* **294**: 1923–6.
- Terborgh J. 2012. Enemies Maintain Hyperdiverse Tropical Forests. *Am Nat* **179**: 303–14.
- Terborgh J. 2013. Using Janzen--Connell to predict the consequences of defaunation and other disturbances of tropical forests. *Biol Conserv* **163**: 7–12.
- Terborgh JW and Feeley KJ. 2010. High functional redundancy and diffuse vertical links create multiple pathways for the trophic cascade in tropical forests. *Trophic cascades*: 125–40.
- Terborgh JW and Feeley KJ. 2010. High functional redundancy and diffuse vertical links create multiple pathways for the

- trophic cascade in tropical forests (JW Terborgh and JA Estes, Eds). Island Washington, DC.
- Ter-Steege H, Pitman N, Sabatier D, *et al.* 2003. A spatial model of tree α -diversity and tree density for the Amazon. *Biodivers & Conserv* **12**: 2255–77.
- Ter-Steege H, Pitman NCA, Sabatier D, *et al.* 2013. Hyperdominance in the Amazonian Tree Flora. *Science* **342**.
- Ter-Steege H, Prado PI, Lima RAF de, *et al.* 2020. Biased-corrected richness estimates for the Amazonian tree flora. *Sci Rep* **10**: 1–13.
- Toews DPL, Campagna L, Taylor SA, *et al.* 2016. Genomic approaches to understanding population divergence and speciation in birds. *Auk Ornithol Adv* **133**: 13–30.
- Toussaint A, Charpin N, Brosse S, and Villéger S. 2016. Global functional diversity of freshwater fish is concentrated in the Neotropics while functional vulnerability is widespread. *Sci Rep* **6**: 1–9.
- Trivinho-Strixino S. 2019. Ordem Diptera. Família Chironomidae. Guia de identificação de larvas (et al Hamada, Ed). Manaus.: Taxonomia, Biologia e Ecologia. Editora INPA.
- Trujillo-Arias N, Dantas GPM, Arbeláez-Cortés E, *et al.* 2017. The niche and phylogeography of a passerine reveal the history of biological diversification between the Andean and the Atlantic forests. *Mol Phylogenet Evol* **112**: 107–21.
- Tucker CM, Cadotte MW, Carvalho SB, *et al.* 2017. A guide to phylogenetic metrics for conservation, community ecology and macroecology. *Biol Rev* **92**: 698–715.
- Uetz P and Hoesec J. 2020. The Reptile Database <http://www.reptile-database.org/>.
- Ulloa Ulloa C and Jørgensen PM. 2018. From Humboldt's cross-section of the Chimborazo to the map of the plants of the Americas: Making checklists. *Taxon* **67**: 1059–61.
- Ulloa Ulloa C and Neill DA. 2005. Cinco años de adiciones a la flora del Ecuador. Editorial Universidad Técnica Particular de Loja, Loja.
- Ulloa Ulloa C, Acevedo-Rodríguez P, Beck S, *et al.* 2017. An integrated assessment of the vascular plant species of the Americas. *Science* **358**: 1614–7.
- Ulloa Ulloa C, Zarucchi JL, and León B. 2004. Diez años de adiciones a la flora del Perú: 1993-2003.
- Ulloa Ulloa C. 2006. Aromas y sabores andinos (MB Moraes, R., L Øllgaard, PF Kvist, *et al.*, Eds). Palmas Ecuatorianas. Publicaciones del Herbario QCA, Quito.
- Ulloa Ulloa, C. 2006 [2007]. Aromas y sabores andinos. Pp. 313–328. In: Moraes R., M., B. Øllgaard, L. P. Kvist, F. Borchsenius & H. Balslev (eds.) Botánica Económica de los Andes Centrales. Universidad Mayor de San Andrés, Plural Editores, La Paz.
- Ulloa Ulloa, C., P. Acevedo-Rodríguez, S. Beck, M.J. *et al.* (2020). Vascular Plants of the Americas (VPA) Website. Tropicos, Botanical Information System at the Missouri Botanical Garden, St. Louis, Missouri, USA. [<http://www.tropicos.org/Project/VPA>].
- Vacher J, Chave J, Ficetola FG, *et al.* 2020. Large-scale DNA-based survey of frogs in Amazonia suggests a vast underestimation of species richness and endemism. *J Biogeogr* **47**: 1781–91.
- Val AL and Almeida-Val VMF de. 1995. Fishes of the Amazon and their environment: physiological and biochemical aspects. Heidelberg, Springer Verlag.
- Val AL, Gomes KRM, and Almeida-Val VMF de. 2015. Rapid regulation of blood parameters under acute hypoxia in the Amazonian fish *Prochilodus nigricans*. *Comp Biochem Physiol Part A Mol Integr Physiol* **184**: 125–31.
- Val AL. 1995. Oxygen transfer in fish: morphological and molecular adjustments. *Brazilian J Med Biol Res* **28**: 1119–27.
- Vale MM and Jenkins CN. 2012. Across-taxa incongruence in patterns of collecting bias. *J Biogeogr* **39**: 1744–8.
- Vale MM, Marquet PA, Corcoran D, *et al.* 2021. Could a future pandemic come from the Amazon? The Science and Policy of Pandemic Prevention in the Amazon. Conservation International. 10.5281/zenodo.4606591
- Valencia R, Montúfar R (edit., Navarrete H (edit., and Balslev H (Edit. 2013. Palmas ecuatorianas: biología y uso sostenible. Herbario QCA de la PUCE.
- Valladares G, Salvo A, and Cagnolo L. 2006. Habitat fragmentation effects on trophic processes of insect-plant food webs. *Conserv Biol* **20**: 212–7.
- Van-Damme PA, Méndez CC, Zapata M, *et al.* 2015. The expansion of *Arapaima* cf. *gigas* (Osteoglossiformes: Arapaimidae) in the Bolivian Amazon as informed by citizen and formal science. *Manag Biol Invasions* **6**: 375–83.
- Vazzoler A, Amadio SA, and Daraciolo-Malta MC. 1989. Aspectos biológicos de peixes Amazônicos. XI. reprodução das espécies do gênero *Semaprochilodus* (Characiformes, Prochilodontidae) no baixo Rio Negro, Amazonas, Brasil. *Rev Bras Biol* **49**: 165–73.
- Vazzoler AEA de M and Amadio SA. 1990. Aspectos biológicos de peixes amazônicos. XIII. Estrutura e comportamento de cardumes multiespecíficos de *Semaprochilodus* (Characiformes, Prochilodontidae) do baixo rio Negro, Amazonas, Brasil. *Vol 50, Número 3, Pags 537-546*.
- Vieira FM, Luque JL, Muniz-Pereira LC, and others. 2008. Checklist of helminth parasites in wild carnivore mammals from Brazil. *Zootaxa* **1721**: 1–23.
- Vieira RF, Camillo J, and Coradin L. 2018. Espécies nativas da flora brasileira de valor econômico atual ou potencial: plantas para o futuro: Região Centro-Oeste. *Embrapa Recur Genéticos e Biotecnol científico*.
- Villachica L, H 1996. Frutales y hortalizas promisorios de la Amazonía. Tratado de Cooperacion Amazonica (TCA), Lima, 367.
- Violle C, Navas M-L, Vile D, *et al.* 2007. Let the concept of trait be functional! *Oikos* **116**: 882–92.
- Vitaliano SN, Soares HS, Minervino AHH, *et al.* 2014. Genetic characterization of *Toxoplasma gondii* from Brazilian wildlife revealed abundant new genotypes. *Int J Parasitol Parasites Wildl* **3**: 276–83.
- Voss RS and Emmons L. 1996. Mammalian diversity in Neotropical lowland rainforests: a preliminary assessment. Bulletin of the AMNH; no. 230.
- Wake DB and Vredenburg VT. 2008. Are we in the midst of the sixth mass extinction? A view from the world of amphibians. *Proc Natl Acad Sci* **105**: 11466–73.
- Wallace AR. 1853. Palm trees of the Amazon and their uses. J. van Voorst.
- Weir JT. 2006. Divergent timing and patterns of species

- accumulation in lowland and highland neotropical birds. *Evolution (N Y)* **60**: 842–55.
- Weitzman SH and Vari RP. 1988. Miniaturization in South American freshwater fishes; an overview and discussion.
- Wells KD. 2013. The ecology and behavior of amphibians. University of Chicago Press.
- Whitman DW, Agrawal AA, and others. 2009. What is phenotypic plasticity and why is it important. In: Whitman DW, Ananthakrishnan TN (Eds). Phenotypic plasticity of insects: Mechanisms and consequences. Science Publishers Enfield, NH.
- Wieczynski DJ, Boyle B, Buzzard V, *et al.* 2019. Climate shapes and shifts functional biodiversity in forests worldwide. *Proc Natl Acad Sci* **116**: 587–92.
- Winemiller KO and Jepsen DB. 1998. Effects of seasonality and fish movement on tropical river food webs. *J Fish Biol* **53**: 267–96.
- Wirth R, Meyer ST, Leal IR, and Tabarelli M. 2008. Plant Herbivore Interactions at the Forest Edge
- Witter R, Martins TF, Campos AK, *et al.* 2016. Rickettsial infection in ticks (Acari: Ixodidae) of wild animals in midwestern Brazil. *Ticks Tick Borne Dis* **7**: 415–23.
- Wood CL and Johnson PTJ. 2015. A world without parasites: exploring the hidden ecology of infection. *Front Ecol Environ* **13**: 425–34.
- Young K, León B, Jørgensen P, and Ulloa UC. 2007. Tropical and subtropical landscapes of the Andes. In: Veblen T, Young K, Orme A (Eds). The Physical Geography of South America. Oxford University Press.
- Zarrillo S, Gaikwad N, Lanaud C, *et al.* 2018. The use and domestication of *Theobroma cacao* during the mid-Holocene in the upper Amazon. *Nat Ecol |& Evol* **2**: 1879–88.
- Zerpa C, Keirans JE, Mangold AJ, and Guglielmone AA. 2003. Confirmation of the presence of *Amblyomma ovale* Koch 1844 and first records of *Amblyomma sculpturatum* Neumann 1906 (Acari: Ixodida: Ixodidae) in the Amazonian region of Ecuador. *Proc Entomol Soc Wash* **105**.
- Ziccardi M and Lourenço-de-Oliveira R. 1997. The infection rates of trypanosomes in squirrel monkeys at two sites in the Brazilian Amazon. *Mem Inst Oswaldo Cruz* **92**: 465–70.
- Zimmermann NP, Aguirre A de AR, Rodrigues V da S, *et al.* 2018. Wildlife species, Ixodid fauna and new host records for ticks in an Amazon forest area, Rondônia, Brazil. *Rev Bras Parasitol Veterinária* **27**: 177–82.

CONTACT INFORMATION

SPA Technical-Scientific Secretariat New York
475 Riverside Drive, Suite 530
New York NY 10115
USA
+1 (212) 870-3920
spa@unsdsn.org

SPA Technical-Scientific Secretariat South America
Av. Ironman Victor Garrido, 623
São José dos Campos – São Paulo
Brazil
spasouthamerica@unsdsn.org

WEBSITE theamazonwewant.org
INSTAGRAM [@theamazonwewant](https://www.instagram.com/theamazonwewant)
TWITTER [@theamazonwewant](https://twitter.com/theamazonwewant)