



Editores

Rosa De Oliveira-Miranda

Janeth Lessmann

Adriana Rodríguez-Ferraro

Franklin Rojas-Suárez

CIENCIA Y CONSERVACIÓN DE ESPECIES AMENAZADAS EN VENEZUELA: Conservación Basada en Evidencias e Intervenciones Estratégicas



ConocoPhillips

CIENCIA Y CONSERVACIÓN DE ESPECIES AMENAZADAS EN VENEZUELA:
Conservación Basada en Evidencias e Intervenciones Estratégicas

Editores

Rosa De Oliveira-Miranda

Janeth Lessmann

Adriana Rodríguez-Ferraro

Franklin Rojas-Suárez

2010

Una producción conjunta de:



J- 00247777-6



J- 30450748-8

En el marco de la Ley Orgánica de Ciencia, Tecnología e Innovación, LOCTI

CIENCIA Y CONSERVACIÓN DE ESPECIES
AMENAZADAS EN VENEZUELA:

Conservación Basada en Evidencias e
Intervenciones Estratégicas

Editores

Rosa De Oliveira-Miranda

Janeth Lessmann

Adriana Rodríguez-Ferraro

Franklin Rojas-Suárez

Autores

Ada M. Medina

Ada Sánchez-Mercado

Adriana Rodríguez-Ferraro

Andrés E. Seijas

Ángela Arias-Ortiz

Ariel S. Espinosa Blanco

César Molina Rodríguez

Claret Michelangeli de Clavijo

Denis Torres

Dorixa Monsalve Dam

Edgard Yerena

Elena Bulmer

Emiliana Isasi-Catalá

Enrique Martínez

Franklin Rojas-Suárez

Hedelvy Guada

Heide Joana Heredia

Jafet M. Nassar

Janeth Lessmann

Joaquín Buitrago

Jon Paul Rodríguez

José Castillo

José Manuel Briceño Linares

Magddy Jiménez-Oraá

Maira A. Betancourt

May Lugo Castillo

Nisson Arcila

Omar Hernández

Pedro Vernet P.

Rafael E. Ortiz

Rosa De Oliveira-Miranda

Shaenandhoa García-Rangel

Tito Barros

Verónica de Los Llanos

Coordinación editorial:

Jeanette Rojas Suárez

Diseño Gráfico:

Oswaldo Salazar y Reyna Contreras

Corrección:

Cristina Raffalli

Jeanette Rojas Suárez

Portada:

Orquídea de navidad (*Masdevallia towarensis*)
por Karl Weidmann

Sapito rayado (*Atelopus cruciger*)
por César Molina Rodríguez

Oso frontino (*Tremarctos ornatus*)
por Denis Torres

Impresión:

Grupo Intenso (Venezuela)

Tiraje: 1.000 ejemplares

Derechos Reservados

De la edición:

© PROVITA Caracas (Venezuela)

De los artículos:

© Los autores

De las fotografías:

© Los autores

Hecho el depósito de ley:

Depósito Legal: lf 25220085003423

ISBN: 978-980-6774-01-8

Asociación Civil Provita

Rif. J-00247777-6

www.provita.org.ve

Cita recomendada:

Para la obra completa

De Oliveira-Miranda, R., J. Lessmann, A. Rodríguez-Ferraro & F. Rojas-Suárez (eds.) 2010. Ciencia y conservación de especies amenazadas en Venezuela: Conservación Basada en Evidencias e Intervenciones Estratégicas. Provita, Caracas, Venezuela, 234 pp.

Para un capítulo particular

Rodríguez-Ferraro, A. 2010. Efectividad de las áreas protegidas en la conservación de especies amenazadas del género *Amazona*. pp: 119-126. En: R. De Oliveira-Miranda, J. Lessmann, A. Rodríguez-Ferraro & F. Rojas-Suárez (eds.). Ciencia y conservación de especies amenazadas en Venezuela: Conservación Basada en Evidencias e Intervenciones Estratégicas. Provita, Caracas, Venezuela, 234 pp.

Contenido

Presentación	10	Capítulo 6	77
Sección 1. Métodos para incrementar la efectividad en conservación de especies amenazadas	13	Efectividad de la liberación de individuos criados en cautiverio como herramienta para restaurar poblaciones de cocodrilos (género <i>Crocodylus</i>) en el Neotrópico	
Capítulo 1		<i>Andrés E. Seijas</i>	
La Conservación Basada en Evidencias y su aplicación		Capítulo 7	
<i>Rosa De Oliveira-Miranda, Jafet M. Nassar, Janeth Lessmann, Elena Bulmer</i>		Efectividad de las áreas naturales protegidas para la conservación de las especies de tortugas de agua dulce de Venezuela	
Capítulo 2	15	<i>Omar Hernández, Enrique Martínez</i>	87
Definición de prioridades para la conservación de especies amenazadas venezolanas		Capítulo 8	
<i>Janeth Lessmann, Franklin Rojas-Suárez, Rosa De Oliveira-Miranda, Jon Paul Rodríguez</i>	29	Efectividad del cuidado de nidos y reforzamiento poblacional en la recuperación de las poblaciones de las especies de tortugas de agua dulce de Venezuela	
Capítulo 3		<i>Omar Hernández, Enrique Martínez</i>	97
Lecciones aprendidas en la aplicación de la Conservación Basada en Evidencias de especies amenazadas en Venezuela		Capítulo 9	
<i>Rosa De Oliveira-Miranda, Janeth Lessmann, Andrés E. Seijas, Hedelvy Guada, Omar Hernández, César Molina Rodríguez, Emiliana Isasi-Catalá, Adriana Rodríguez-Ferraro, Ada Sánchez-Mercado, Edgard Yerena</i>	45	Efectos del traslado de nidadas a viveros en el éxito reproductivo de tortugas marinas en el Caribe	
Sección 2. Revisiones sistemáticas sobre estrategias aplicadas a la conservación de especies amenazadas	53	<i>Joaquín Buitrago, Hedelvy Guada, Verónica de Los Llanos</i>	105
Capítulo 4		Capítulo 10	
¿Las reintroducciones de anfibios amenazados han sido exitosas como estrategia de conservación?		¿Cuáles son las mejores prácticas para la protección de nidadas de tortugas marinas en playas de reproducción?	
<i>César Molina Rodríguez</i>	55	<i>Pedro Vernet P., Ángela Arias-Ortiz</i>	113
Capítulo 5		Capítulo 11	
Efectividad de las áreas protegidas en la conservación del caimán del Orinoco (<i>Crocodylus intermedius</i>) y del caimán de la costa (<i>Crocodylus acutus</i>) en Latinoamérica		Efectividad de las áreas protegidas en la conservación de especies amenazadas del género <i>Amazona</i>	
<i>Andrés E. Seijas</i>	67	<i>Adriana Rodríguez-Ferraro</i>	119
		Capítulo 12	
		Efectividad de las áreas protegidas para la conservación del oso andino (<i>Tremarctos ornatus</i>) en los andes suramericanos	
		<i>Dorixa Monsalve Dam, Ada Sánchez-Mercado, Edgard Yerena, Shaenandhoa García-Rangel, Denis Torres</i>	127

Capítulo 13 Efectividad de las iniciativas de educación ambiental para la conservación del oso andino (<i>Tremarctos ornatus</i>) en la cordillera andina <i>Ada Sánchez-Mercado, Edgard Yerena, Dorixa Monsalve Dam, Shaenandhoa García-Rangel, Denis Torres</i>	137	Capítulo 21 Manejo de nidadas de terecay (<i>Podocnemis unifilis</i>) en los ríos Cojedes y Manapire, como medida para evitar su pérdida por inundación y depredación <i>Omar Hernández, Ariel S. Espinosa Blanco, May Lugo Castillo, Magddy Jiménez-Oraá, Andrés E. Seijas</i>	207
Capítulo 14 ¿Las áreas protegidas son efectivas para la conservación de poblaciones de yaguar? <i>Emiliana Isasi-Catalá</i>	147	Capítulo 22 Conservación y manejo de nidadas de tortugas marinas en playas de reproducción, ¿trabajo efectivo para recuperar las poblaciones? <i>Pedro Vernet P., Ángela Arias-Ortiz</i>	213
Capítulo 15 ¿La reubicación de los yaguares-problema es una estrategia efectiva para la solución de los conflictos hombre-depredador? <i>Emiliana Isasi-Catalá</i>	159	Capítulo 23 Micropropagación sexual de <i>Masdevallia towarensis</i> , orquídea En Peligro Crítico de extinción en Venezuela <i>Claret Michelangeli de Clavijo</i>	219
Capítulo 16 ¿Los programas de educación ambiental son una medida efectiva para la conservación del yaguar? <i>Emiliana Isasi-Catalá</i>	169	Capítulo 24 Morfogénesis <i>in vitro</i> de nogal de Caracas (<i>Juglans venezuelensis</i>), especie endémica de Venezuela En Peligro de extinción <i>Ada M. Medina, Maira A. Betancourt, Rafael E. Ortiz</i>	223
Capítulo 17 Efectividad del uso de técnicas de micropropagación para aumentar la tasa reproductiva en orquídeas <i>Claret Michelangeli de Clavijo</i>	179	Capítulo 25 Nidos artificiales como una estrategia de manejo para la conservación de la cotorra cabeciamarilla (<i>Amazona barbadensis</i>) en quebrada La Chica, península de Macanao, estado Nueva Esparta <i>José Manuel Briceño Linares</i>	229
Sección 3. Intervenciones estratégicas aplicadas a la conservación de especies amenazadas venezolanas	187		
Capítulo 18 Hacia la posibilidad de una experiencia de reintroducción del sapito arlequín de Rancho Grande (<i>Atelopus cruciger</i>) en Venezuela <i>César Molina Rodríguez</i>	189		
Capítulo 19 Colecta de huevos de caimanes (<i>Crocodylus acutus</i> y <i>C. intermedius</i>) en Venezuela para fines de conservación <i>Tito Barros, Magddy Jiménez-Oraá, Heide Joana Heredia, Andrés E. Seijas</i>	195		
Capítulo 20 Monitoreo del estado de las poblaciones del caimán del Orinoco (<i>Crocodylus intermedius</i>) en Venezuela <i>Andrés E. Seijas, Magddy Jiménez-Oraá, Ariel S. Espinosa Blanco, José Castillo, Nisson Arcila</i>	201		

Agradecimientos

Esta publicación fue posible gracias al grupo de investigadores que aportaron sus años de experiencia para concretar el proyecto “Conservación Basada en Evidencias” en Venezuela. A los investigadores principales Tito Barros Blanco, José Manuel Briceño, Omar Hernández, Ada Maureen Medina, Claret Michelangeli, César Molina, Andrés Eloy Seijas, Pedro Vernet, Hedelvy Guada, Emiliana Isasi-Catalá, Adriana Rodríguez-Ferraro y Edgard Yerena, nuestro especial reconocimiento por su esfuerzo y el de sus respectivos grupos de trabajo en la elaboración de las revisiones sistemáticas y en la ejecución de las intervenciones estratégicas.

A los asesores especialistas, quienes durante las evaluaciones brindaron su experticia en diversas áreas de la conservación además de las sugerencias a los investigadores y al equipo coordinador del proyecto. En especial a Jafet Nassar, Alexis Bermúdez, José Rafael Ferrer, Otto Huber, Enrique La Marca, José M. Odreman y Juhani Ojasti, todos ellos piezas clave para alcanzar los objetivos del proyecto.

Al Center for Evidence-Based Conservation (CEBC) de la Universidad de Bangor, Reino Unido, por la asesoría y el apoyo para la implementación en Venezuela del método “Conservación Basada en Evidencias”, así como en la evaluación y el ajuste de los protocolos y las revisiones sistemáticas generadas en el proyecto.

Gracias también a quienes forman parte del equipo de Provita, en especial a Jon Paul Rodríguez, Franklin Rojas-Suárez, Jeanette Rojas, Diego Giraldo, Marcelo Arancibia, Cristina Raffalli, Janiel Navas y Mayker Bandres; quienes desde sus diferentes roles en la organización

colaboraron con el éxito del proyecto y la producción de esta edición. Un especial agradecimiento al equipo que participó en el proyecto que dio origen a esta publicación, y que estuvo conformado por Andrés Álvarez, Elena Bulmer, Tatiana Caldera, Rosa De Oliveira, Cristina Fiol, Janeth Lessmann, Norah Ramos, Víctor Romero y Lucía Pizzani.

Toda nuestra gratitud a Irene Petkoff, de ConocoPhillips, empresa que a través de la Ley Orgánica de Ciencia, Tecnología e Innovación (LOCTI), hizo posible el financiamiento del proyecto y la impresión de la presente publicación. Así mismo, al Ministerio del Poder Popular para la Ciencia y Tecnología e Industrias Ligeras, por avalar el proyecto y por la confianza depositada en nuestra institución.

En nombre de quienes trabajan para que la conservación en Venezuela sea cada vez más efectiva, eficiente y arraigada sobre la sólida base de las ciencias, mil gracias.

Cotorra margariteña
(*Amazona
barbadensis*).
David Southall

Presentación

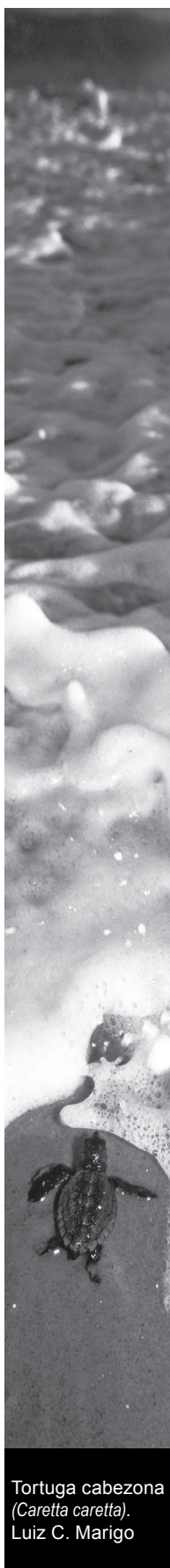
La pérdida de biodiversidad es uno de los problemas mundiales que demanda más interés y participación de las sociedades, y una atención prioritaria por parte de las autoridades y organismos decisores. De acuerdo con datos de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN, o IUCN por sus siglas en inglés), a nivel global se encuentran amenazadas de extinción 21% de las especies descritas de mamíferos, 12% de las aves, 30% de los anfibios y 5% de los reptiles. Las cifras reportadas para estas especies son uno de los indicadores principales empleados para monitorear el estado de la biodiversidad mundial, y la Convención sobre la Diversidad Biológica las reconoce como uno de los componentes en la evaluación del cumplimiento de sus metas. La información disponible sobre especies amenazadas orienta los esfuerzos de conservación hacia aquellos casos de mayor urgencia.

La atención que se ha dado al problema de la extinción ha motivado, entre otras estrategias, la implementación de programas de conservación dirigidos a especies amenazadas. No obstante sus aciertos, este esfuerzo ha dejado sin resolver, hasta el momento, algunas interrogantes: ¿cuál es el número mínimo de años en los cuales se puede observar aumentos poblacionales? y ¿cuál es la inversión mínima necesaria para lograr la reducción del riesgo de extinción? Debido a que los recursos humanos y financieros dedicados a la conservación son limitados, es fundamental tener una idea, aunque sea general, de la escala temporal y financiera de los proyectos valorados como prioritarios. Así mismo, la respuesta adecuada a la pregunta ¿cuál es la estrategia de conservación óptima en términos de costos y beneficios?, constituye

uno de los retos centrales de cualquier decisor responsable de orientar inversiones para la conservación de la biodiversidad.

En relación con las especies amenazadas de extinción en Venezuela, en las últimas décadas se han desarrollado numerosas iniciativas para su conservación. Estos proyectos abarcan desde campañas divulgativas e investigaciones biológicas, hasta programas integrales de manejo que combinan investigación científica y tecnológica con gestión directa sobre especies y la participación activa de las comunidades locales. Alrededor de veinticinco especies de plantas y animales han sido objeto de estos esfuerzos de conservación. Sin embargo, esta riqueza de experiencias permanece relativamente dispersa, disponible principalmente en tesis de grado, informes técnicos, en formato de presentaciones de congresos, y con pocas publicaciones en revistas científicas arbitradas. El resultado es una información de difícil acceso e incompleta, lo que impide identificar las lecciones aprendidas y, lo que es más importante, cuantificar el impacto sobre la conservación de especies amenazadas. Por otra parte, los fondos destinados a la conservación son escasos y cada vez más reducidos, y para obtener el mayor provecho de los recursos invertidos y alcanzar los mejores resultados, antes hay que analizar los resultados de otras acciones implementadas, medir la efectividad de éstas y definir cuál o cuáles de las estrategias deben aplicarse en el futuro.

Dentro de este contexto, la Conservación Basada en Evidencias (CBE) surge como una herramienta que permite abordar problemas de conservación, a partir de un protocolo metodológico denominado que da lugar a la “revisión sistemática”,



Tortuga cabezona
(*Caretta caretta*).
Luiz C. Marigo



que se inicia con la formulación de una pregunta relacionada con la efectividad de alguna medida de conservación para alcanzar un objetivo específico. Para desarrollarlo se determina previamente los criterios que conducirán la búsqueda de información, la selección de las fuentes por consultar, la selección de los trabajos que serán analizados, la determinación de la calidad de los estudios y el análisis de los datos. En función de ello, se realiza la búsqueda de bibliografía que permita responder o aproximarse a la respuesta de la pregunta planteada. Seguidamente se procede al análisis de la información, y esta fase plenamente analítica es, propiamente, la revisión sistemática. A través de esta revisión y en virtud de la rigurosidad y el alcance de su diseño, es posible interpretar y valorar las experiencias positivas y negativas frente a un problema particular de conservación, evaluar la eficacia de las acciones positivas, y con ello identificar las estrategias más adecuadas para su aplicación. Se intenta, pues, que en el momento de tomar decisiones sobre el

manejo más adecuado, se cuente con una evaluación imparcial y objetiva de las mejores evidencias o indicios disponibles¹.

Existe consenso en que se requiere aumentar las acciones en favor de las especies amenazadas en Venezuela, pero la realidad es que carecemos de las técnicas necesarias para evaluar las fortalezas y pertinencias de las intervenciones aplicadas. Un protocolo metodológico para la definición sistemática de prioridades de conservación y para la identificación de intervenciones estratégicas, es la base para aumentar las acciones. Se trata de que todos los investigadores, en las numerosas decisiones sobre el

¹ Es preciso aclarar el marco en que se usa la palabra “evidencia”, ya que en español se define como “la certeza clara y manifiesta de la verdad”. Como sustantivo significa “cosa evidente”, sin embargo, su cualidad abstracta de “clara y manifiesta” invalida su uso en español como sinónimo de “prueba” o “indicio”, como sucede con la palabra “evidence” del inglés. En español, sólo sería aceptable como sinónimo de “prueba evidente”, pero entonces el uso adecuado sería “indicio”. Sin embargo, con el fin de seguir los estándares internacionales y sus posibilidades de comparación, se acordó el uso del término “evidencia” en su sentido del inglés.

Yaguar
(*Panthera onca*)
Luiz Claudio
Marigo

manejo más adecuado en conservación, integremos la mejor evidencia publicada con el criterio científico, y es aquí donde se sustenta la Conservación Basada en Evidencias.

Desde su fundación, Provita concibe la conservación de especies amenazadas fundamentada en la ciencia, y en este sentido el método CBE se ha constituido en una herramienta idónea para los fines institucionales. Con el propósito de demostrar su factibilidad, desde el año 2008 se puso a prueba con ocho casos venezolanos mediante el proyecto “Conservación de especies amenazadas basada en evidencias: sistematización y evaluación para fomentar la innovación, la efectividad y el éxito” en alianza con investigadores y especialistas asociados a las más prestigiosas instituciones académicas y organizaciones conservacionistas, y con el apoyo financiero de la empresa ConocoPhillips, en el marco de la Ley Orgánica de Ciencia, Tecnología e Innovación. En este proyecto se aprovecharon décadas de experiencias en investigación, gestión y conservación, acumuladas en estudios de varias especies venezolanas, tanto amenazadas como emblemáticas.

Para la puesta en práctica se llevó a cabo catorce revisiones sistemáticas relacionadas con anfibios, tortugas fluviales y marinas, caimanes, loros del género *Amazona*, jaguar, oso andino y orquídeas, de las cuales, ocho orientaron la selección de proyectos, bajo la visión de “intervenciones estratégicas” con los siguientes objetos de estudio: sapito rayado (*Atelopus cruciger*), tortuga terecay (*Podocnemis unifilis*), caimán de la costa (*Crocodylus acutus*), caimán del Orinoco (*C. intermedius*), tortugas marinas (*Chelonia mydas*, *Dermochelys coriacea*, *Caretta caretta*, *Eretmochelys*

imbricata), cotorra cabeciamarilla (*Amazona barbadensis*), nogal de Caracas (*Juglans venezuelensis*) y orquídea de navidad (*Masdevallia tovarensis*).

Un primer paso hacia la configuración de un perfil internacional de las acciones de conservación realizadas en Venezuela, es el de divulgar los resultados de las revisiones sistemáticas con información fiable sobre la efectividad basada en la mejor evidencia científica disponible. Estos resultados, la mayor parte publicados en la revista *Conservation Evidence* disponibles en el sitio Web de *Collaboration for Environmental Evidence* (CEE), han generado un creciente interés en ampliar la aplicación del método, y motivó la preparación de una publicación que compilara todos los productos del Proyecto CBE con el objetivo de apoyar la toma de decisiones en la conservación de especies amenazadas. Es así, que aparte de incluir las síntesis de las catorce revisiones sistemáticas, y los ocho casos de estudio de las intervenciones estratégicas implementadas, en esta publicación ofrecemos a la comunidad científica el protocolo metodológico para aplicar la CBE en Venezuela, la “taxonomía” y el análisis costo-beneficio de las intervenciones aplicables a proyectos, y un compendio de “lecciones aprendidas” para apoyar el diseño e implementación de futuros proyectos en beneficio de la conservación de especies amenazadas.

SECCIÓN I.

Métodos para incrementar la efectividad en conservación de especies amenazadas

Rosa De Oliveira-Miranda¹,
Jafet M. Nassar²,
Janeth Lessmann¹,
Elena Bulmer¹

La Conservación Basada en Evidencias y su aplicación

Resumen

Dada la tasa acelerada de pérdida de biodiversidad se hace necesario invertir de forma eficiente los fondos destinados a la conservación y revisar los resultados de las estrategias aplicadas en el pasado, con la finalidad de medir la efectividad de las mismas y determinar cuáles de ellas deben ser aplicadas en el futuro. La Conservación Basada en Evidencias (CBE) surge como un método que permite compilar, organizar, evaluar, depurar, difundir y promover la ejecución de acciones exitosas en el campo de la conservación ambiental, a través de la realización de las llamadas revisiones sistemáticas. Los principales promotores de la CBE son el Centro para la Conservación Basada en Evidencias (CEBC) y el cuerpo editor de la revista *Conservation Evidence*. La realización de la revisión sistemática parte del planteamiento de una pregunta relacionada con la efectividad de alguna acción en conservación y la elaboración de lo que se denomina protocolo de revisión sistemática, documento en el que se definen los criterios que conducirán la búsqueda de información, incluyendo la literatura gris o literatura no publicada como tesis e informes técnicos, la selección de fuentes a consultar, la selección de los trabajos que serán analizados, la determinación de la calidad de los estudios y el análisis de los datos. Una vez establecido esto, se da inicio a la búsqueda de información que permita responder la pregunta planteada y se procede al análisis de la información. De esta manera, es posible valorar a partir de los resultados las experiencias positivas y negativas frente a un problema particular de conservación y con ello identificar las estrategias de conservación más adecuadas a aplicar en el futuro.

¹Provita. Apdo. Postal 47552,
Caracas 1041-A, Venezuela
²Centro de Ecología, Instituto
Venezolano de Investigaciones
Científicas. Apdo. 20632, Caracas
1020-A, Venezuela
Correo electrónico:
rdeoliveira@provita.org.ve

Orígenes de la Conservación Basada en Evidencias (CBE)

Debido a la tasa acelerada de pérdida de biodiversidad y a la necesidad de lograr la mejor inversión posible de los fondos destinados a la conservación, se hacía necesario revisar los resultados de las estrategias aplicadas, con el fin de medir la

efectividad de éstas y definir cuáles de las estrategias adoptadas debían ser replicadas en el futuro, con el último propósito de obtener los mejores resultados y el mayor provecho de los recursos invertidos (Wilson *et al.* 2006, Wilson *et al.* 2007).

En la búsqueda de metodologías que hicieran posible esta ecuación, surge la Conservación Basada en Evidencias (CBE) como una alternativa que permitiría compilar, organizar, evaluar, depurar, difundir y promover la ejecución de acciones exitosas en el campo de la conservación ambiental (Sutherland *et al.* 2004).

La CBE debe su origen a la Medicina Basada en Evidencia (MBE), la cual a su vez irrumpe como una necesidad a partir del asombroso crecimiento que experimentaron la ciencia y la tecnología de la medicina en las últimas décadas. Después de la Segunda Guerra Mundial, muchas de sus disciplinas, tanto básicas como clínicas, enfrentaron una verdadera revolución a consecuencia de su integración con las ciencias biológicas, químicas, técnicas y humanísticas. A medida que la investigación avanzaba los presupuestos se multiplicaron y surgieron nuevos medicamentos, tratamientos y tecnologías que cambiaron por completo el panorama de la medicina de la primera mitad del siglo XX (Pullin & Knight 2001, Sutherland *et al.* 2004).

A finales del siglo pasado, los postulados filosóficos de la medicina occidental se avienen al surgimiento de la MBE, que enarbolaba el conocimiento científico como el pilar fundamental de las acciones y decisiones médico-asistenciales. Aunque su origen se remonta a poco más de dos décadas, su crecimiento acelerado es más reciente. Los artículos publicados constituyen las evidencias más fuertes y los diseños

de investigación más robustos sobre la validez científica de un trabajo de investigación en esta área del conocimiento (Pullin & Knight 2001, Vargas 2002).

La MBE está fundamentada en un ejercicio que sólo admite conocimientos comprobados científicamente como base para los juicios clínicos y rechaza tratamientos que si bien son aplicados con frecuencia, carecen de razones y evidencias a su favor. Esta metodología permite una objetividad exenta de observaciones casuísticas empíricas. Se trata del uso consciente, explícito y juicioso de la mejor evidencia o indicio que se tenga a la hora de tomar decisiones (Pullin & Knight 2001, Vargas 2002).

La revisión sistemática como herramienta de análisis

Se ha comprobado que la mayoría de los programas de conservación de la biodiversidad se realizan sin determinar objetivamente la metodología más adecuada, y como consecuencia se llevan a cabo proyectos poco efectivos en términos de costos y beneficios. Para superar estas limitaciones, en el medio científico y tecnológico se ha propuesto que la ciencia de la conservación debe innovar su práctica emulando la manera en que ha ocurrido en la medicina occidental con la MBE. En respuesta surge la Conservación Basada en Evidencias (CBE) la cual, a través de la revisión sistemática, evalúa la efectividad de estudios publicados y no publicados, para determinar la metodología de conservación más óptima (Sutherland *et al.* 2004).

Los principales promotores de la CBE son el cuerpo editor de la revista *Conservation Evidence*, libremente

accesible en www.conservationevidence.com, y el Centro para la Conservación Basada en Evidencias (CEBC, por sus siglas en inglés), ubicado en la Universidad de Bangor, Reino Unido (www.cebc.bangor.ac.uk). En la medida en que la base de datos aumenta, los tomadores de decisiones tienen una mayor cantidad de información en la cual fundamentar sus acciones de manejo, conservación y uso sostenible.

En este contexto, el principal objetivo de la CBE está en compilar y difundir los resultados derivados de la aplicación de acciones dirigidas en conservación y manejo de ambientes, en lo que se ha denominado “revisiones sistemáticas”. El beneficio fundamental que ofrece esta iniciativa a la comunidad de investigadores, organizaciones y entidades gubernamentales involucradas en la conservación, es el acceso gratuito en línea a un material de consulta estandarizado, arbitrado y en constante proceso de actualización, y que resume el grado de efectividad alcanzado en la aplicación de acciones concretas para resolver un problema de conservación específico. Cabe agregar, además, que las revisiones sistemáticas ofrecidas incluyen bibliografía normalmente no disponible en las bases de datos científicas (comúnmente denominada “literatura gris”) así como documentos no publicados y en muchos casos de difícil acceso (tesis, informes técnicos, entre otros).

La información necesaria para realizar una revisión sistemática se encuentra disponible en línea en el sitio Web del CEBC. Las instrucciones se ofrecen en forma de guías y formatos estandarizados para la creación de los protocolos de revisión sistemática y para la elaboración de las revisiones

sistemáticas. La validación de los protocolos y las revisiones por parte del CEBC se logra a través de un riguroso proceso de arbitraje y, una vez aprobados, los documentos son publicados en el sitio Web *Collaboration for Environmental Evidence* (CEE, www.environmentalevidence.org). Los investigadores responsables de elaborar las revisiones deben aplicar de manera estricta los instructivos y formatos. Durante el proceso de arbitraje, los autores reciben correcciones de sus productos (protocolos y revisiones sistemáticas), y una vez corregidos permanecen en el sitio Web en forma de borrador, disponibles en un período de consulta para recibir comentarios de otras personas interesadas en el tema. Una vez incluidas las correcciones derivadas de este período de evaluación, los productos son colocados como documentos finales en el mismo sitio Web.

Etapas de la revisión sistemática

La revisión sistemática consta de tres etapas: la planificación, seguida por la ejecución o implementación, para finalizar con la presentación y divulgación de los resultados.

Etapas de la revisión sistemática

1.1. Formulación de la pregunta: la revisión sistemática se inicia con la formulación de una pregunta específica relacionada con la efectividad de una medida de conservación o intervención para alcanzar el objetivo planteado. Es importante formular la pregunta primaria más idónea con la participación de las personas involucradas en la toma de decisiones para la implementación de las intervenciones. Las respuestas a todas las preguntas formuladas dentro del marco

del método CBE deben conducir a la aplicación de prácticas o políticas que redunden en impactos positivos sobre especies o ambientes amenazados.

Los elementos fundamentales en la formulación de la pregunta son:

- a) Sujeto: unidad de estudio sobre la que se aplicará la intervención;
- b) Intervención: acción o política propuesta que tendrá un impacto positivo sobre el sujeto;
- c) Resultados o respuesta: efectos medibles a partir de la intervención; y
- d) Comparador: con o sin intervención.

Algunos ejemplos de preguntas formuladas basadas en el método CBE serían:

¿Las intervenciones clásicas de control y erradicación de plantas invasoras de zonas áridas templadas y subtropicales son efectivas en el trópico?

¿Las tallas mínimas en las babas que se cosechan actualmente garantizan la recuperación de las poblaciones de esta especie en los llanos centrales en Venezuela?

¿El empleo de cajas de anidamiento para psitácidos es una medida efectiva para incrementar la tasa de natalidad de estas aves en Venezuela?

¿El uso de sonidos de alerta emitidos en alta frecuencia es un método efectivo para reducir la mortalidad de murciélagos por molinos de viento?

1.2. Revisiones piloto: antes de iniciar una revisión sistemática, se recomienda realizar revisiones piloto sobre potenciales preguntas de interés, que permitirán al revisor conocer la validez de las palabras clave y los buscadores más adecuados para realizar las investigaciones electrónicas,

las bibliotecas y personas clave por consultar, la disponibilidad y vigencia de la información existente sobre los temas explorados, así como determinar si la revisión propuesta es factible, si hay suficiente información publicada y no publicada que permita responder la pregunta planteada, cuáles serán los aportes sustanciales al conocimiento del tema en cuestión y en cuánto tiempo se obtendrán resultados. Las revisiones piloto también contribuyen a desarrollar estrategias de búsqueda de la información y a conocer a los investigadores que pueden ayudar a formular la pregunta más precisa y pertinente. El tiempo invertido en revisiones piloto es valioso, ya que muchos de los datos generados podrán ser integrados a la revisión finalmente escogida.

1.3. Desarrollo del protocolo de revisión sistemática: éste es el documento guía para levantar la información que se empleará en la revisión sistemática. Se comienza por presentar la pregunta y los antecedentes que la sustentan. Se explica qué tipo de datos son relevantes con la descripción detallada de cómo se llevará a cabo el levantamiento, enfatizando las estrategias de búsqueda de información utilizadas, la forma de extracción y síntesis de los datos, y definiendo los criterios de inclusión y exclusión de los datos. En principio, este documento debería ser aprobado por los actores directa e indirectamente asociados con el sujeto de estudio. Además, el protocolo permite determinar qué recursos y en qué cantidad son necesarios para llevar a cabo la revisión. En el sitio Web de la CEE (www.environmentalevidence.org) están disponibles todos los protocolos de revisión aprobados hasta ahora por esa organización.

1.4. Estrategia de búsqueda de la información: las palabras clave de búsqueda están directa o indirectamente asociadas a los elementos que constituyen la pregunta (el sujeto, la intervención y el resultado). La búsqueda debe ser exhaustiva, intentando identificar todos los estudios que califiquen para ser incluidos según los criterios establecidos. Las fuentes esenciales de información son las bases de datos electrónicas (p.ej. *Agricola.com*, *BIOSIS*, *ISI Web of Science*), los motores de búsqueda en la Internet (p.ej. *Google*) y listados bibliográficos sobre un tema específico. Adicionalmente, es recomendable la inclusión de literatura gris. Aunque de difícil acceso, en estos documentos se encuentra información valiosa que en muchas ocasiones no es publicada bajo la forma de artículos científicos. En definitiva, el objetivo de la estandarización de las búsquedas es hacerlas replicables por cualquier persona interesada. Esto le imprime seriedad y transparencia al proceso de búsqueda.

Etapas 2. Ejecución de la revisión sistemática

2.1. Búsqueda de la información: la búsqueda de la información debe ser lo más exhaustiva posible, haciendo uso de todas las fuentes accesibles y con potencial de aportar datos. Se recomienda tres fases de búsqueda:

a) bases de datos y catálogos en línea, b) consultas a organizaciones afines al tema y a profesionales en el área de interés y c) búsquedas en la Internet.

2.2. Selección de datos relevantes: la lista de documentos obtenidos a partir de la revisión debe dar paso a un proceso de filtrado de información, empleando para ello los criterios de exclusión e

inclusión definidos en el protocolo de revisión sistemática. Los filtros empleados en este proceso de selección deben incrementarse paulatinamente en capacidad de exclusión. Por ejemplo: a) filtro 1: presencia de palabras clave en el título, b) filtro 2: relación del título con el problema de interés, c) filtro 3: información presentada en el resumen, d) filtro 4: contenido del artículo completo y e) filtro 5: calidad de los datos del estudio.

2.3. Evaluación de la calidad de la metodología: lograr una revisión sistemática de alta calidad dependerá de que los estudios incluidos sean relevantes en cuanto a las metodologías aplicadas. Es importante que el revisor clasifique los estudios examinados en función de la rigurosidad de la metodología empleada por los autores. Sólo aquellos estudios que se considere han seguido métodos adecuados de experimentación y de análisis según la pregunta formulada, deberán ser incluidos en la revisión. Una metodología apropiada va más allá de las herramientas estadísticas empleadas; es importante tener en cuenta el diseño experimental, los tamaños de las muestras y las dimensiones espaciales y temporales consideradas.

En ecología se identifican tres fuentes de sesgo que pueden presentar estudios que han sido objeto de revisiones sistemáticas: a) sesgo en la selección de los grupos de individuos que se comparan en la investigación (tratamientos y control), b) sesgo en el tratamiento sistemáticamente dado a los distintos grupos bajo estudio y c) sesgo en las mediciones efectuadas sobre los grupos. La evaluación de la calidad de los estudios examinados puede incluir la opinión de actores clave en relación al problema objeto de la revisión.

Finalmente, también debe tenerse en cuenta que los datos de un estudio puedan ser extraídos para su análisis. Esto incluye el reporte de desviaciones estándar o la existencia de apéndices con cifras que permitan el cálculo estadístico de datos básicos y de interés para los fines de la revisión.

2.4. Extracción de datos: los datos relevantes de cada estudio examinado deben registrarse en formato tipo hoja de cálculo, y la información que alimenta las celdas bajo cada campo debe ser presentada en la forma más sintetizada posible. Los datos extraídos pueden ser de naturaleza cualitativa y/o cuantitativa. Es preciso construir tablas adicionales donde se explique los detalles del proceso de extracción de datos de cada estudio analizado, o se resuma las conclusiones más importantes a las que se llegó en cada estudio. En muchos casos la ausencia de datos puede compensarse por varios métodos, como la sustitución por valores promedio (más frecuente), o los límites de confianza por *bootstrapping*, entre otros. De igual manera, a partir de algunos datos estadísticos puede calcularse otros, por ejemplo, la desviación estándar a partir del error estándar, valores “t”, etc.

2.5. Síntesis de los datos: una vez que los datos son extraídos y organizados adecuadamente en tablas, estos deben someterse a un proceso de síntesis cualitativa y de análisis cuantitativo con los métodos estadísticos apropiados. La síntesis cualitativa permite una evaluación informal del efecto de las intervenciones y la forma en que éstas pueden ser afectadas por las variables medidas y la calidad de los datos. Puede dársele un peso diferencial a los estudios si se considera que tienen validez

diferencial. En tanto sea posible, los análisis cuantitativos deben efectuarse para generar estimaciones del tamaño de los efectos asociados a los tratamientos aplicados. El uso de meta-análisis es recomendado ampliamente para el tipo de datos generados a partir de estas revisiones.

2.6. Interpretación de los meta-análisis y evidencias de las revisiones sistemáticas: es importante insistir en que el principal producto de una revisión sistemática es la evidencia obtenida en su estado más objetivo posible, tratando aparte las interpretaciones múltiples e implicaciones potenciales que pueden llevar a prácticas muy diferentes, dependiendo del contexto en que se traten. En tanto sea posible, se sugiere no ofrecer recomendaciones específicas y limitarse a presentar la evidencia. En todo caso, es preciso identificar y registrar las diversas interpretaciones resultantes de la evidencia obtenida. Adicionalmente, debe evitarse el sesgo por una interpretación parcializada de los datos, ya sea para demostrar que una intervención genera efectos positivos, negativos o ningún efecto.

2.7. Evidencia de la efectividad: es recomendable que los revisores sean ampliamente explícitos en relación al grado de efectividad de las intervenciones analizadas. Para ello debe considerarse: a) la calidad de los estudios incluidos, b) el tamaño y la importancia de los efectos observados, c) la consistencia de los efectos sobre la población de estudios analizados, d) la relación entre la intensidad de las intervenciones y las respuestas derivadas de ellas, e) la existencia de evidencias indirectas que apoyen o rechacen las inferencias surgidas de la revisión y f) la posibilidad de que existan explicaciones alternativas de los efectos observados.

2.8. Aplicabilidad de los resultados: los revisores deben guiar a los potenciales usuarios en relación a qué tanto es aplicable la evidencia y bajo qué circunstancias. Esto se logra precisando las escalas espaciales y temporales en las que se realizaron los estudios analizados, así como las circunstancias específicas en las que se ejecutaron las intervenciones.

Etapa 3. Presentación y divulgación de los resultados

Al aplicar el método CBE es esencial divulgar los resultados de las revisiones efectuadas, para lo cual el CEBC ha establecido una biblioteca virtual en el sitio Web de la CEE (www.environmentalevidence.org) que contiene las revisiones sistemáticas en curso y las que se han realizado hasta el momento. Sin embargo, es de destacar que las revisiones sólo podrán incluirse en la base de datos del CEBC si se ajustan a los protocolos propuestos para realizar el levantamiento de la información y a los formatos diseñados para la presentación de los resultados. Los resultados de la revisión sistemática también pueden ser publicados en forma de resumen en la revista de libre acceso en línea *Conservation Evidence* (www.conservationevidence.com).

Estructura del protocolo de la revisión sistemática

El protocolo de revisión es el documento guía para levantar la información que se empleará en la revisión sistemática final. Según el CEBC, la estructura establecida para el protocolo es la siguiente:

1. Antecedentes
2. Objetivo de la revisión
 - 2.1. Pregunta primaria
 - 2.2. Pregunta secundaria (si aplica)

3. Métodos

- 3.1. Estrategia de búsqueda de la información
- 3.2. Criterios de inclusión para el estudio
- 3.3. Potenciales razones para la heterogeneidad
- 3.4. Evaluación de la calidad de los estudios
- 3.5. Estrategia para la extracción de los datos
- 3.6. Síntesis de los datos

4. Potenciales conflictos de intereses y fuentes de soporte

5. Referencias

6. Apéndices

A continuación sus definiciones y contenido:

1. Antecedentes

En esta sección se expone el problema de conservación, las especies o hábitats sujetos del problema, las evidencias que sustentan su existencia, los factores responsables de la(s) amenaza(s) que afecta(n) las especies o los hábitats, la justificación de emprender acciones específicas, la finalidad de investigar las potenciales intervenciones que disminuirían el problema. Aquí es indispensable hacer énfasis en el enfoque metodológico (CBE) que se propone aplicar al proceso de revisión de las intervenciones realizadas para solucionar el problema, y los usos potenciales de la revisión sistemática planteada. Es muy importante especificar la escala taxonómica y espacial que será aplicada en la revisión sistemática. Esto último reflejará el detalle que será utilizado para describir la intervención y el sujeto relevante de la revisión.

2. Objetivo de la revisión

Es necesario plantear la pregunta primaria y secundaria (si la hubiere),

que será(n) respondida(s) en la revisión sistemática. La(s) pregunta(s) debe(n) definirse claramente en cuanto a: escala espacial del estudio, sujeto de estudio, intervención, respuesta(s) y comparador(es).

2.1. Pregunta primaria: formular la pregunta por responder con la revisión sistemática. Seguidamente, la pregunta debe desglosarse en sus componentes mediante una tabla con la siguiente información:

- a) Sujeto: el objeto de las intervenciones, pudiendo ser especies, grupo de especies, poblaciones de organismos, hábitats o ambientes. Este tiene que ser bastante amplio de forma que sea posible encontrar suficiente información bibliográfica para realizar una revisión sistemática.
- b) Intervención: todas las acciones ejercidas sobre los sujetos objeto de estudio que produzcan un impacto positivo o negativo.
- c) Respuesta: el efecto esperado producto de las intervenciones realizadas. Es conveniente señalar las variables que serán utilizadas para medir los efectos de las intervenciones.
- d) Comparador: control experimental u otros tratamientos distintos a los señalados como intervenciones.

2.2. Pregunta secundaria (si aplica): otra(s) pregunta(s) para explorar aspectos más específicos o complementarios a la pregunta primaria. Esta pregunta debe asociarse a los potenciales factores de heterogeneidad que afectarían la ejecución de la intervención.

3. Métodos

En esta sección se expone la técnica que será utilizada para la búsqueda

de información (fuentes de consulta y palabras clave), los criterios que se emplearán para seleccionar los estudios (sujeto de estudio, tipo de intervención, comparadores, etc.), las posibles razones de heterogeneidad que puedan presentarse en la intervención examinada, el procedimiento para evaluar la calidad de los estudios y la forma en que los datos serán extraídos y analizados.

3.1. Estrategia de búsqueda de la información: indicar las fuentes de información que serán consultadas, por ejemplo: nombres de bases de datos, términos de búsqueda que se usarán en las bases de datos (generales y específicas), páginas Web, motores de búsqueda, colecciones y bibliotecas especializadas, organizaciones y especialistas relacionados con el tema de revisión, y cualquier otra fuente de información que se considere necesario consultar.

3.2. Criterios de inclusión para el estudio:

- a) Sujeto(s) relevante(s): organismos o hábitats relevantes para los propósitos de la revisión.
- b) Tipos de intervención: señalar todas las categorías de intervención que se juzgue deben ser admitidas en el proceso de revisión.
- c) Tipos de comparadores: controles o intervenciones contrastantes respecto de aquellas que son objeto de la revisión.
- d) Tipos de respuestas a las intervenciones: señalar las variables-respuestas que serán consideradas para el análisis. Estas variables deben responder a las intervenciones objeto de la revisión. Se puede ser muy estricto

o muy amplio en cuanto al tipo de variable-respuesta.

- e) Tipos de estudio: especificar los tipos de estudios que serán incluidos en el análisis sobre la base de las variables consideradas, el diseño experimental propuesto, las necesidades de información, etc. Además, se puede especificar criterios particulares que ayuden a definir la preferencia o el rechazo de algún tipo de estudio en particular.

3.3. Potenciales razones para la heterogeneidad: si se sospecha la presencia de factores que generen heterogeneidad en las respuestas de las intervenciones examinadas, es importante que se enumere estos factores, se explique cómo influyen en la heterogeneidad de las respuestas y se proponga formas de manejar o eliminar la heterogeneidad.

3.4. Evaluación de la calidad de los estudios: explicar cómo se determinará la calidad metodológica de los estudios seleccionados para la revisión. Se puede ejecutar el análisis de validez de los datos sobre la base de las fuentes de sesgo: a) en la selección de los individuos que conforman los grupos de estudio, b) en el tratamiento dado a los distintos grupos de estudio y c) en las mediciones efectuadas sobre los grupos según sea el tratamiento aplicado.

3.5. Estrategia para la extracción de los datos: explicar cómo serán extraídos los datos, qué formatos se usarán, cómo se garantizará la replicabilidad de las búsquedas en el proceso de extracción de los datos, cómo se subsanarán los casos de ausencia de datos, y si se recurrirá a revisores independientes para extraer y comparar los datos entre sí. Dependiendo de la calidad y el tipo

de datos que caracterizan los estudios examinados, el proceso de extracción puede variar mucho en cuanto al grado de complejidad.

Una ficha típica de datos cuantitativos que puede ser objeto de un proceso de meta-análisis considera los siguientes aspectos:

- a) Referencia: literatura consultada.
- b) Localidad del estudio: ámbito geográfico que abarca el estudio.
- c) Sujetos del estudio: especie(s), grupo de especies, poblaciones de organismos, hábitat(s) o ambiente(s) objeto(s) de estudio.
- d) Intervenciones: todas las acciones realizadas sobre el o los sujetos de estudio.
- e) Metodologías usadas: diseños experimentales usados, técnicas empleadas, etc.
- f) Potenciales fuentes de sesgo: datos no identificables, vacíos informativos, parcialidades, insuficiencia de fuentes, limitaciones geográficas, limitaciones tecnológicas, y demás factores que pudieran generar tendencias no objetivas hacia uno u otro resultado.
- g) Respuestas (resultados cuantitativos): promedios, desviación estándar, error experimental, coeficientes de variación, etc.
- h) Razones para encontrar heterogeneidad en las respuestas medidas: enumeración de todos los factores que influirían en los valores de las variables-respuestas y datos relevantes acerca de los factores si se conocen.

- i) Extracción de datos: figuras y tablas de donde proceden los datos que serán analizados, características de los datos, tratamientos a los que se sometieron los datos para el proceso de meta-análisis.
- j) Notas: cualquier intento adicional llevado a cabo para obtener más datos, por ejemplo, contactar al autor.

Aunque los datos son incluidos como tablas en el texto de la revisión, las fichas para el proceso de meta-análisis deben agregarse como apéndices al final. Una tabla típica con datos cuantitativos extraídos de estudios compilados puede contener los siguientes campos:

	Referencia	
Intervención	Variables-respuestas: Variable respuesta 1 Variable respuesta 2	Aspectos metodológicos: Tipo de diseño muestral Tiempo
	Aspectos ecológicos: Especies estudiadas (Sujeto de estudio) Aspectos de su ecología	Aspectos climáticos y físicos: Variables meteorológicas Variables hidrológicas

Así mismo, una tabla con datos cualitativos puede englobar los siguientes campos: referencia, sujeto de estudio, intervención, variable-respuesta, resumen de resultados principales, y método empleado. En otra tabla puede resumirse las conclusiones principales a las que se llegó en cada estudio: regencia, tópico, y conclusiones.

3.6. Síntesis de los datos: explicar los métodos que serán utilizados para sintetizar los datos extraídos de las revisiones. Estos métodos incluyen el desarrollo de meta-análisis, meta-regresiones, método bayesiano, etc. Si los datos recabados de los estudios sólo son cualitativos, entonces la capacidad de realizar los análisis estadísticos con los datos será reducida, pero esto no invalidará la revisión, sólo demuestra que se carece de datos numéricos.

4. Potenciales conflictos de intereses y fuentes de soporte

En esta sección se expondrá las posibles dificultades que se prevé puedan originarse por la elaboración de la revisión. Se debe indicar las fuentes de financiamiento que apoyan la realización de la revisión.

5. Referencias

Se expone el listado en orden alfabético de la literatura citada.

6. Apéndices

En esta sección debe incluirse, como anexo, todos los documentos que se considere fundamentales para clarificar la información.

Estructura de la revisión sistemática

De acuerdo con lo establecido por el CEBC, la revisión sistemática se estructura de la siguiente forma:

1. Resumen de la revisión sistemática
2. Antecedentes
3. Objetivos
 - 3.1. Objetivo primario
 - 3.2. Objetivo secundario (si aplica)
4. Métodos
 - 4.1. Formulación de la pregunta
 - 4.2. Estrategias de búsqueda

- 4.3. Criterios de inclusión para el estudio
- 4.4. Evaluación de la calidad de los estudios
- 4.5. Extracción de los datos
- 4.6. Síntesis de los datos
5. Resultados
 - 5.1. Estadísticas y descripción de los estudios de la revisión
 - 5.2. Evaluación de la calidad de los estudios
 - 5.3. Síntesis cualitativa
 - 5.4. Resultados de la revisión
6. Discusión
 - 6.1. Evidencia de la efectividad
 - 6.2. Razones para la variación en la efectividad
 - 6.3. Limitaciones de la revisión
 - 6.4. Potenciales conflictos de intereses y fuentes de soporte
7. Conclusiones
8. Agradecimientos
9. Referencias
10. Apéndices

El contenido de algunas secciones se detalla en el punto anterior, por lo que a continuación se amplía la información sobre todo de aquellas secciones que requieren énfasis, modificaciones o que no han sido desarrolladas en el protocolo.

1. Resumen de la revisión sistemática

Es la expresión resumida del propósito de la revisión, con indicación expresa del objetivo y los resultados. La presentación de cómo se procesó la información debe seguir un orden jerárquico: la estrategia de búsqueda empleada en la revisión sistemática, los criterios de selección de los estudios incluidos, la forma en la que se trajeron

y analizaron los datos, los principales resultados y las conclusiones.

2. Antecedentes

En algunas revisiones, los antecedentes del protocolo y la revisión oficialmente aprobada son prácticamente iguales. En otras, al contrario, en la sección de antecedentes se puede apreciar un incremento de información, incluyendo subtítulos bajo los que se desarrollan aspectos específicos que no fueron descritos en el protocolo de revisión.

3. Objetivos

En relación con los objetivos, es importante enunciar los principales fines de la revisión, ya sea en forma sucinta y directa, o destacando las preguntas que la revisión desea contestar, o los factores y/o intervenciones que se examinan (con escala espacial y taxonómica), además de incluir los objetivos secundarios si aplica.

4. Métodos

Para los métodos es especialmente importante la formulación de la pregunta que dio origen a la revisión, como se hizo en el Protocolo de Revisión; pero más allá de esto, se debe explicar cómo se generó la pregunta, las consultas realizadas, los entes contactados y, si se juzga conveniente, describir los elementos que constituyen la pregunta (sujeto, intervención y respuesta).

Es importante presentar todos los factores que fueron determinantes en la formulación de la pregunta y los detalles relacionados con los cambios surgidos durante la ejecución de la revisión sistemática.

5. Resultados

La sección de los resultados es la más relevante y entre los aspectos por desarrollar están:

5.1. Estadísticas y descripción de los estudios de la revisión: mostrar la estadística de los estudios compilados. La idea es dar a conocer el número y tipo de estudios u otras fuentes de datos utilizados en los distintos análisis propuestos. Es importante expresar los números totales y parciales de los estudios sometidos a los análisis y descartados en las distintas fases, además de cualquier subdivisión realizada para los análisis específicos. Debe quedar claro con cuántos estudios del total, de los originalmente compilados, se realizaron los análisis de la revisión. Se sugiere presentar esta información en forma de tablas y diagramas.

5.2. Evaluación de la calidad de los estudios: explicar cómo se seleccionó los estudios sobre la base de su evaluación según los distintos criterios propuestos por el CEBC.

5.3. Síntesis cualitativa: si los datos cualitativos son incluidos en la revisión sistemática, se debe explicar cómo se sintetizó la información.

5.4. Resultados de la revisión: incluir todos los resultados del estudio apoyados en tablas y figuras. En el caso de haber realizado meta-análisis, en esta sección se incluyen estos resultados organizados por temas. Los resultados deben ser apropiadamente descritos y apoyados con tablas y figuras. Además, debe incluirse en un apéndice las fichas de datos por estudio que contienen la información usada para hacer el meta-análisis.

6. Discusión

Para la discusión debe destacarse los siguientes aspectos:

6.1. Evidencia de la efectividad: discusión acerca de la efectividad de las distintas intervenciones aplicadas hasta el momento según los estudios consultados,

las cuales deberán compararse entre sí para destacar las intervenciones más efectivas.

6.2. Razones para la variación en la efectividad: mencionar si existen variaciones en la efectividad de los estudios analizados, y discutir el motivo de estas variaciones. Más allá del efecto asociado a las intervenciones en sí, es posible que también puedan converger factores externos (ecológicos, físicos, climáticos, etc.). La potencial influencia de dichos factores debe ser apropiadamente discutida en el contexto de la pregunta que dio origen a la revisión.

6.3. Limitaciones de la revisión: detallar los factores que limitaron los alcances de la revisión, explicando de qué forma cada factor afectó la calidad de los datos y de los subsecuentes análisis realizados. Entre estos factores se puede mencionar: variación en la rigurosidad con la que se obtuvo los datos originales de cada estudio, tamaños muestrales desiguales, variación en la escala espacial y temporal considerada, efectos asociados al tratamiento de los datos que serán incluidos en el análisis, sesgo en la selección de los estudios, entre otros.

6.4. Potenciales conflictos de intereses y fuentes de soporte: declarar las potenciales situaciones o eventos en que los intereses, directos o indirectos, se encuentren en oposición o interfieran con los originados por la ejecución de la revisión. Es necesario indicar las fuentes de financiamiento que apoyan la realización de la revisión.

7. Conclusiones

Es importante enunciar las conclusiones derivadas de la revisión y su aporte para la formulación de futuros planes de manejo, de posibles políticas y de

propuestas de conservación y/o de investigación.

8. Agradecimientos

Reconocimiento breve a personas e instituciones que colaboraron durante el proceso de elaboración de la revisión sistemática.

9. Referencias

Bibliografía citada en la revisión sistemática en orden alfabético.

10. Apéndices

Es preciso presentar en forma resumida los datos recabados de la revisión empleando tablas y fichas de estudio.

Una vez que la revisión ha sido concluida y se encuentre en el formato solicitado en los instructivos del CEBC, se somete a arbitraje ante esta organización. Al cabo de recibir las recomendaciones de los árbitros, la revisión debe ser modificada y enviada de nuevo para su aprobación final y publicación en la página Web del CEBC.

Referencias bibliográficas

Giraldo, D., F. Rojas-Suárez & V. Romero (eds.) (2009). Una mano a la naturaleza, conservando las especies amenazadas venezolanas. Provita y Shell Venezuela, S.A., Caracas, Venezuela.

Pullin, A.S. & T.M. Knight (2001). Effectiveness in conservation practice: pointers from medicine and public health. *Conservation Biology* 15: 50-54.

Sutherland, W.J., A.S. Pullin, P.M. Dolman & T.M. Knight (2004). The need for evidence-based conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 19: 305-308.

Vargas, V. (2002). Medicina basada en evidencias. *Revista Hospital Clínico Universidad de Chile* 13: 179-191.

Wilson, K.A., M.F. McBride, M. Bode & H.P. Possingham (2006). Prioritizing global conservation efforts. *Nature* 440: 337-340.

Wilson, K.A., E.C. Underwood, S.A. Morrison, K.R. Klausmeyer, W.W. Murdoch, B. Reyers, G. Wardell-Johnson, P.A. Marquet, P.W. Rundel, M.F. McBride, R.L. Pressey, M. Bode, J.M. Hoekstra, S. Andelman, M. Looker, C. Rondinini, P. Kareiva, M.R. Shaw & H.P. Possingham (2007). Conserving biodiversity efficiently: What to do, where, and when. *PLoS Biology* 5: e223. doi:210.1371/journal.pbio.0050223.

Janeth Lessmann¹,
Franklin Rojas-Suárez¹,
Rosa De Oliveira-Miranda¹,
Jon Paul Rodríguez²

Definición de prioridades para la conservación de especies amenazadas venezolanas

Resumen

Ante la gran cantidad de acciones viables para frenar la pérdida de la biodiversidad y los pocos recursos disponibles, se hace necesario definir cuáles intervenciones en conservación deben efectuarse. En este sentido, se propone un modelo sencillo, adaptado a la realidad venezolana, que facilita la identificación de las prioridades para la conservación de especies amenazadas. El primer paso del modelo consiste en definir la especie o Taxón Prioritario de Conservación (TPC) para lo cual se emplean los siguientes criterios: grado de amenaza, grado de endemismo, singularidad taxonómica y atractivo público que presenta la especie. Posteriormente, se plantea la identificación y caracterización de las amenazas que afectan al TPC definido y se listan las intervenciones que posiblemente puedan mitigar dichas amenazas. Luego, se deben escoger aquellas que atiendan al concepto de “Intervención Estratégica” entendiéndose éstas como las acciones en conservación con mayor impacto, mayor factibilidad y menor costo de implementación. Para evaluar el impacto de las intervenciones se analiza cuán beneficiada resultará la especie en relación al mantenimiento de poblaciones viables a largo plazo. La factibilidad de la intervención se apoya en la trayectoria del investigador líder y la institución asociada, en la inclusión de los actores clave y en la complejidad y antecedentes de ejecución. Finalmente, considerando el contexto en el cual los recursos para proyectos de conservación son cada vez más reducidos, preferentemente serán seleccionadas las intervenciones con menor costo de implementación.

Configuración de un modelo para definir prioridades en conservación

En décadas recientes las actividades humanas han aumentado la tasa de extinción global de especies hasta cuatro órdenes de magnitud (Razola *et al.* 2006). De las 47.677 especies descritas en el mundo, se estima que 17.291 están amenazadas de extinción: 21% de

¹Provita. Apdo. Postal 47552,
Caracas 1041-A, Venezuela

²Centro de Ecología, Instituto
Venezolano de Investigaciones
Científicas. Apdo. 20632, Caracas
1020-A, Venezuela
Correo electrónico:
jlessmann@provita.org.ve

los mamíferos, 30% de los anfibios, 12% de las aves y 32% de las gimnospermas. Venezuela, considerado entre los países megadiversos del mundo, según la Lista Roja global de la UICN cuenta con 234 especies amenazadas, lo que le confiere el quinto lugar entre los catorce países americanos, mientras que la Lista Roja nacional indica que esta cifra asciende a 298 especies de fauna y 341 de flora, a lo que habría que sumar las especies listadas en las categorías “Casi Amenazada” o “Datos Insuficientes” (Aguilera *et al.* 2003, Llamozas *et al.* 2003, Rodríguez & Rojas-Suárez 2008, Giraldo *et al.* 2009, IUCN 2009a).

Al considerar las numerosas especies que requieren atención, las amenazas identificadas y que deben enfrentarse, la cantidad de acciones viables en contraposición con los recursos disponibles, además de las limitaciones, se hace necesario especificar cuáles intervenciones deben efectuarse y con qué monto de financiación se cuenta para llevarlas a cabo, atendiendo en todo momento a preservar la objetividad y a prescindir de los juicios de valor sin fundamento (Sutherland 2000, Grigera & Úbeda 2002, Melhman *et al.* 2004, Hamilton & Moore 2007).

Para establecer prioridades de acción o decidir el financiamiento de proyectos, muchas instituciones poseen herramientas metodológicas basadas en criterios objetivos y preestablecidos que les permiten identificar acciones prioritarias según la misión institucional (DDFW 2006, ARAZPA 2008, BACP 2008, WLT 2008, SCT 2009). Estas herramientas muchas veces sólo son aplicables para la comparación entre propuestas y su uso resulta difícil de extrapolar por otros actores relacionados

con el área de conservación, más allá de las instituciones que los promueven.

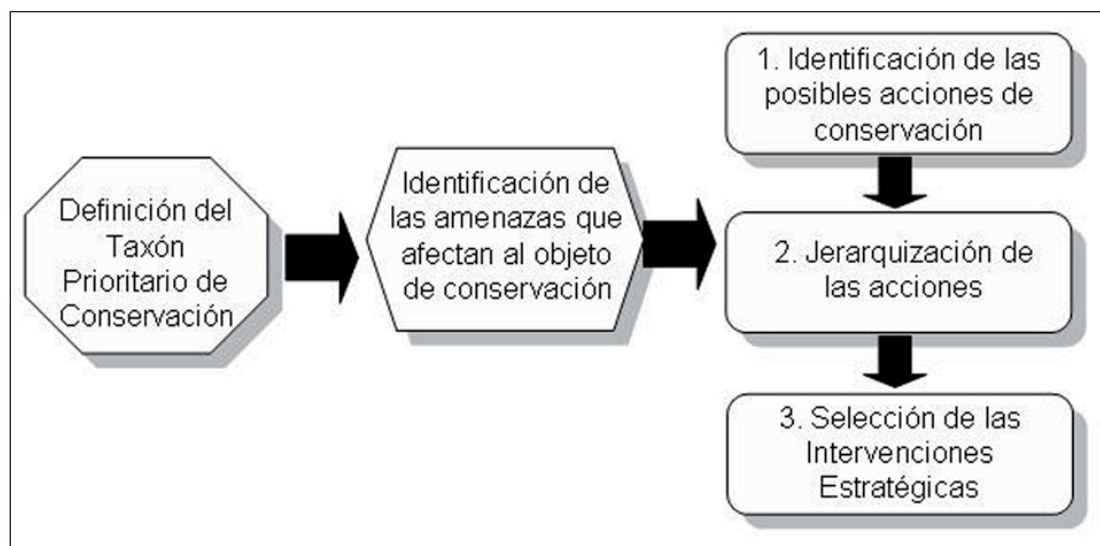
En este sentido, se propone una herramienta sencilla, adaptada a la realidad venezolana, que facilite a los interventores la identificación de las prioridades para la conservación de especies amenazadas. El primer paso consiste en la definición del Taxón Prioritario de Conservación (TPC), para continuar con una caracterización lo más completa posible del objeto identificado, además de un análisis minucioso de las amenazas para identificar cuáles de ellas genera el mayor impacto negativo. En función de ello, el siguiente paso correspondería a elaborar un listado de las intervenciones que se presume mitigan o reducen los efectos de las amenazas identificadas, para luego escoger aquellas que se consideren esenciales y eficaces y que atiendan al concepto de “Intervención Estratégica”, entendiéndose el término como una acción en conservación con mayor impacto, mayor factibilidad y menor costo de implementación (Fig. 1).

Cada elemento principal del modelo (TPC e Intervenciones Estratégicas) debe ser evaluado mediante un conjunto de criterios particulares que alcanzan valores de uno, dos o tres puntos dependiendo de la magnitud considerada, si es media, alta o muy alta, respectivamente. Se espera entonces que con el uso de estos criterios sencillos y ponderados, las recomendaciones finales generadas del análisis tengan mayor probabilidad de éxito en el alcance de las metas de conservación.

Taxón prioritario de conservación

El primer paso para establecer prioridades de conservación es

Figura 1. Modelo general de definición de prioridades para la conservación especies amenazadas.



determinar el objeto de conservación, el cual puede ser la población de una especie, un determinado taxón, ya sea subespecie o especie, taxa superiores, un grupo de especies, ambientes, áreas protegidas u otra unidad de interés (Granizo *et al.* 2006).

Es innegable la importancia de preservar la biodiversidad en todos sus niveles, el fin último de la conservación debe ser mantener la integridad de todos los procesos ecológicos que sustentan la vida en la Tierra. Sin embargo, a los fines de esta publicación, y con el propósito de ilustrar y puntualizar la herramienta propuesta, se recurre al enfoque de especies amenazadas como objetos de conservación, toda vez que se cuenta con el conocimiento especializado y con este enfoque, propuesto en la Convención sobre la Diversidad Biológica, que ha demostrado su valor como uno de los indicadores principales empleados para monitorear el estado de la biodiversidad mundial (Grigera & Úbeda 2002, Butchart *et al.* 2004, Balmford *et al.* 2005). Las especies amenazadas también son de

utilidad para orientar los esfuerzos de conservación hacia aquellos casos identificados como los más urgentes; por ejemplo, al menos 16 especies de aves que hoy persisten y han aumentado su abundancia, habrían desaparecido si no se les hubiese calificado amenazadas y, en consecuencia, favorecidas como objetos de conservación de programas específicos (Butchart *et al.* 2004, Balmford *et al.* 2005, Vié *et al.* 2009).

Para determinar los Taxa Prioritarios de Conservación, se adaptaron los criterios utilizados por Rodríguez y colaboradores (2004), quienes abordaron la identificación y priorización de las especies sobre la base de cuatro características clave, tanto intrínsecas como extrínsecas, y que se describen a continuación (Tabla 1):

1) Grado de amenaza: es erróneo asumir como criterio único que las especies con mayor grado de amenaza tienen mayor prioridad que las clasificadas en categorías menores, y por tanto, con mayor ventaja en la ocasión de implementar acciones de conservación. En los últimos años se ha hecho especial énfasis en separar y aclarar

Tabla 1. Criterios para la identificación y priorización de los objetos de conservación (especies) con sus valores jerárquicos.

Criterio	Prioridades		
	3. Muy Alta	2. Alta	1. Media
Grado de amenaza	En Peligro Crítico (CR)	En Peligro (EN)	Vulnerable (VU)
Grado de endemismo	Especie endémica o con más de 50% de su población concentrada en el país	Especie distribuida en más de un país pero en una misma región zoogeográfica	Especie de distribución amplia
Singularidad taxonómica	Especie pertenecientes a un género monoespecífico	Especie perteneciente a un género de tamaño medio (2-10 especies)	Especie que forma parte de un amplio género (>11 especies)
Atractivo público	Especie probable de convertirse en símbolo por su alta valoración por la sociedad	Especie sujeta de la atención humana pero sin ser emblemática	Especie sin atractivo público

las diferencias entre los ejercicios para estimar el riesgo de extinción y para establecer prioridades de conservación (Gärdenfors *et al.* 2001). El grado de amenaza o riesgo de extinción debe ser considerado en cualquier ecuación para establecer prioridades de conservación, pero como un elemento parcial. Para asignar las categorías de amenaza la principal referencia son las listas rojas internacionales, regionales y/o nacionales (Rodríguez & Rojas-Suárez 2008, IUCN 2009a). Las especies clasificadas En Peligro Crítico (CR), En Peligro (EN) y Vulnerable (VU) serán valoradas con un puntaje de tres (3), dos (2) y uno (1), respectivamente. Para las categorías Casi Amenazado (NT), Preocupación Menor (LC), y Datos Insuficientes (DD) se les asignará un valor equivalente a cero (Franco *et al.* 2003, Rodríguez *et al.* 2004).

2) Grado de endemismo: aunque una especie endémica puede ser localmente abundante, su rareza y restricción a cierto hábitat o área de distribución la hacen más susceptible a potenciales extinciones (Franco *et al.* 2003, Llamozas *et al.* 2003). Este factor refleja la importancia relativa de las poblaciones

de determinada especie en Venezuela con respecto a su distribución global. Para las especies endémicas, o con más de 50% de su población concentrada en el país, se asignará un valor de tres (3), mientras que para las especies distribuidas en más de un país pero en una misma región zoogeográfica (por ejemplo, los Andes), se asignará un valor de dos (2), y si la distribución de las especies es amplia se les asignará un (1) punto (Rodríguez *et al.* 2004).

3) Singularidad taxonómica: la diversidad filogenética es una característica importante que debe considerarse. Se ha determinado que entre más pequeño sea un género o una familia, la vulnerabilidad de las especies puede hacerse mayor frente a eventos de amenaza (Russell *et al.* 1998). Por otra parte, un taxón filogenéticamente único tendrá un valor significativo para la biodiversidad en comparación con aquel que tiene muchas especies relacionadas (Franco *et al.* 2003). Para evaluar este valor evolutivo, sería más apropiado considerar el tiempo de divergencia entre las especies utilizando filogenia, sin embargo, la mayor parte de las asociaciones filogenéticas no han

sido resueltas hasta el presente. Para este factor la ponderación sugerida es: para un género monoespecífico se asignará un puntaje de tres (3), las especies pertenecientes a un género de tamaño medio (2-10 especies) recibirán un puntaje de dos (2), y para las especies que formen parte de un género amplio (>11 especies) se asignará un (1) punto (Rodríguez *et al.* 2004).

4) Atractivo público: las acciones conservacionistas tienen mayores probabilidades de ser financiadas y exitosas si cuentan con el apoyo del público en general (Rodríguez *et al.* 2004).

Un ejemplo son las llamadas “especies bandera”, que se encuentran bajo algún nivel de amenaza y son carismáticas, distintivas y despiertan sentimientos de simpatía y apoyo en el público, por lo que son usadas como símbolo, insignia o estandarte para adelantar campañas de conservación (Franco *et al.* 2003). Para las especies con posibilidades de convertirse en símbolos nacionales, regionales o locales, y/o que son altamente valoradas por la población, se asignará tres (3) puntos; las especies de aspecto atractivo para el público pero que no llegan a ser emblemáticas recibirán un valor de dos (2), mientras que a las especies que no poseen algún atractivo para el público se asignará un (1) punto (Rodríguez *et al.* 2004).

Una vez finalizada la evaluación de los criterios para una especie, los puntajes obtenidos en cada uno de ellos serán multiplicados entre sí para brindarle mayor sensibilidad y resolución a la ponderación. Si el resultado arroja más de 20 puntos la especie es considerada con “Prioridad Muy Alta”, entre 11 y 20 puntos con “Prioridad Alta” y menos de 10 puntos con “Prioridad Media”.

Los otros criterios pueden ser considerados para identificar prioridades de conservación de especies, por ejemplo, si las especies son identificadas como “paraguas” (de grandes requerimientos de área), especies clave (de gran influencia en la estructura de la comunidad y en el ecosistema del que forma parte), o asociadas a un hábitat crítico o clave para la conservación (Franco *et al.* 2003).

En este último punto existe consenso en cuanto al valor de la conservación a nivel de áreas y espacios naturales protegidos, ya que con ello se logra proteger una mayor proporción de la biodiversidad (Razola *et al.* 2006). Sin embargo, para determinar áreas relevantes a esta escala se debe usar otros criterios de valorización, por ejemplo:

- a) Estado de conservación: basado en el estado de los procesos ecológicos y de la viabilidad de las poblaciones en una ecorregión (Dinnerstein *et al.* 1995).
- b) Unicidad taxonómica: es posible hablar de endemismo de ecosistemas como un ensamble de especies que, junto con su ambiente físico, sólo es conocido en una región o área determinada (Llamozas *et al.* 2003).
- c) Biodiversidad resguardada: cuántas especies habitan en un determinado ecosistema, la abundancia de éstas, y otras características de las comunidades asociadas que aumenten su relevancia (especies endémicas, amenazadas, bandera).
- d) Beneficios a las poblaciones humanas: si el área tiene importancia histórica para los pobladores locales, si son tierras indígenas ancestrales, si posee valor recreativo, si brinda oportunidades educativas o de investigación científica, si contiene

recursos naturales clave como fuentes de agua, si alberga plantas medicinales, si está sujeta a la explotación regulada de animales y plantas, si es valiosa para el ecoturismo, entre otros servicios ambientales (ARAZPA 2008, WLT 2008).

El análisis de las amenazas en la definición de prioridades

En el caso de confirmarse el descenso poblacional de una especie, el diagnóstico de las causas o amenazas debe seguir cuatro pasos: a) estudiar la historia natural de las especies (historia natural, demografía, patrones de distribución, tendencias poblacionales, tasa de crecimiento poblacional, evaluación de su hábitat y requerimientos), b) listar todas las causas posibles de la declinación, c) comparar la magnitud de cada causa en distintas áreas o tiempos donde las especies están amenazadas, y d) probar la hipótesis de que las causas de la declinación han sido identificadas correctamente (Caughley & Gunn 1996).

El análisis de las amenazas es de especial importancia en la definición de prioridades de conservación. De hecho, las fallas en los diagnósticos de las amenazas son una de las principales causas de los fracasos en los programas de conservación. Como amenaza se considera cualquier actividad o proceso de origen humano que genere un daño en los atributos ecológicos claves del TPC y/o su hábitat, lo cual disminuye su viabilidad (Granizo *et al.* 2006, Salafsky *et al.* 2008).

Para el análisis de las amenazas se debe considerar aquellas que incidan en la actualidad o las que tengan una alta probabilidad de ocurrencia en los

próximos 10 años. No es prioritario considerar amenazas pasadas que ya no afectarían la viabilidad del objeto de conservación, ni aquellas con probabilidades de perturbación pero con baja potencialidad (TNC 2003, IUCN/SSC 2008).

Una herramienta útil en esta tarea es contar con un listado o “taxonomía” de las amenazas directas a la biodiversidad (Tabla 2), con una nomenclatura común, que sirva como guía a los conservacionistas y organizaciones de todo el mundo para compartir e intercambiar experiencias acerca de los problemas que están enfrentando y las acciones emprendidas (IUCN/CMP 2006a, Salafsky *et al.* 2008, IUCN 2009b).

En este listado se considera amenazas directas a aquellas que inmediatamente causen una declinación en la población, y con usual incidencia sobre la tasa de nacimiento o deceso, mientras que las amenazas indirectas corresponderían a la raíz o causas de las amenazas directas (IUCN/SSC 2008). Por ejemplo, la conversión de un bosque natural en un terreno de cultivo (amenaza directa) es originada por el crecimiento de la población humana, la pobreza o la incapacidad de percibir los beneficios económicos por el uso sostenible de áreas sin cultivar (amenazas indirectas).

Una vez que las amenazas sean identificadas, éstas deben caracterizarse según el impacto negativo que generen en el TPC, considerando los siguientes aspectos:

- a) Nivel de daño causado en cuanto al deterioro de atributos biológicos del TPC: la amenaza más grave es aquella que probablemente eliminaría toda la población del TPC o la disminuiría

Tabla 2. Clasificación de las amenazas directas a la biodiversidad (IUCN/CMP 2006a, IUCN 2009b).

Nivel de clasificación	Definición
01] Desarrollo residencial y comercial	Amenazas por los asentamientos humanos u otros usos no-agrícolas con una presencia antrópica sustancial.
02] Agricultura y Acuicultura	Amenazas por la agricultura y la ganadería como consecuencia de la expansión e intensificación agrícola, incluyendo la silvicultura, la maricultura y la acuicultura.
03] Producción energética y Minería	Amenazas por la producción de recursos no biológicos.
04] Transporte y Servicios	Amenazas por carreteras largas y angostas y los vehículos que las usan, que incluye la mortalidad de la fauna silvestre asociada.
05] Uso de los recursos biológicos	Amenazas por el consumo de los recursos biológicos silvestres, que incluye cacería intencional y accidental, y el control de determinadas especies.
06] Intrusión y Perturbación antrópica	Amenazas de las actividades antrópicas que alteran, perturban y destruyen los hábitats y las especies, asociadas a los usos no consuntivos de los recursos biológicos.
07] Modificaciones del sistema natural	Amenazas por la degradación o cambio del hábitat en procesos de manejo, a menudo para mejorar el bienestar humano.
08] Especies/Genes invasores	Amenazas por la introducción de plantas no nativas y nativas, animales, agentes patógenos/microbios o material genético que tienen o se prevé que tengan efectos nocivos sobre la biodiversidad después de su introducción, diseminación y/o aumento de su abundancia.
09] Contaminación	Amenazas por la introducción de material o energía exótica, a partir de una fuente.
10] Eventos geológicos	Amenazas por eventos geológicos catastróficos.
11] Cambio climático y Condiciones climáticas severas	Amenazas por cambios climáticos a largo plazo que pueden estar vinculadas al calentamiento global y a otros fenómenos meteorológicos climáticos severos fuera del rango natural de variación, o que potencialmente pueden acabar con una especie o hábitat vulnerables.

de forma considerable a niveles que no resulte funcional ecológicamente en el futuro inmediato o cercano; por ejemplo, la reducción severa del tamaño poblacional efectivo o de reproductores.

- b) Nivel de daño causado en cuanto al alcance geográfico del impacto: la amenaza es más grave en la medida que afecta al TPC a lo largo de todas sus localidades de distribución.
- c) Nivel de daño causado en cuanto a la irreversibilidad: la amenaza es más grave en la medida que cause daños o impactos irreparables.

Comúnmente se recomienda jerarquizar las principales amenazas identificadas según su severidad. Este resultado podría ser empleado para asignar recursos y hacer más esfuerzos en

las intervenciones que actúen sobre las amenazas más graves, y que en consecuencia se espera tengan un mayor efecto en la preservación de las especies (IUCN/SSC 2008). No obstante, en función de la herramienta aquí planteada, es preciso evaluar todas las posibles acciones para cada una de las amenazas principales identificadas.

Intervenciones estratégicas: acciones con alto impacto, con más factibilidad y al menor costo

El propósito de realizar un análisis de las amenazas, como parte de la definición de prioridades de conservación, es guiar las intervenciones mediante la identificación de las amenazas que deben mitigarse.

En este contexto, el término “intervención” se refiere a cualquier actividad de conservación que contribuya

a mejorar el estatus de conservación de la especie implicada, directa o indirectamente. Las intervenciones que son identificadas correctamente, de acuerdo con las amenazas de los taxa prioritarios, y que llevan una implementación apropiada, son las que contribuyen con el objetivo de conservación. Por esta razón, muchos de los aspectos del proceso estratégico de planificación de conservación son diseñados para orientar la escogencia de las intervenciones más apropiadas (IUCN/SSC 2008).

Tradicionalmente, las actividades conservacionistas se enfocaban en promover la protección directa de la biodiversidad a través del establecimiento de parques o áreas protegidas, o mediante la limitación del consumo de especies clave. Con el tiempo, han sido empleadas otras herramientas para la conservación, como son las reformas legales o el establecimiento de políticas, los esfuerzos en educación ambiental, etc. En años recientes ha ganado popularidad algunas prácticas como la creación de alternativas para la subsistencia y el otorgamiento de incentivos económicos o de otro tipo, que estimularían a las comunidades a proteger y a conservar la biodiversidad (Salafsky *et al.* 2002).

Al igual que en la identificación de las amenazas, una guía útil para la identificación de posibles intervenciones es la “Taxonomía para las intervenciones en conservación” (IUCN/CMP 2006b, IUCN 2009c) [Tabla 3]. El enfoque empleado en esta clasificación se centra en las actividades o acciones que realizan o pueden promover los conservacionistas y personas afines al área. Un aspecto importante de esta clasificación es la exclusión de las investigaciones referidas a la biología y al estado poblacional de

las especies, ya que éstas no constituyen una intervención propiamente dicha al no generar directamente un aumento en el tamaño poblacional de las especies. A pesar de ello, es necesario destacar la relevancia de estas actividades para la determinación del estado de conservación y como paso previo a la implementación de cualquier intervención.

Con frecuencia es necesario considerar múltiples intervenciones para reducir el impacto de una amenaza. Por ejemplo, para la disminución de la tala ilegal probablemente se requiera de acciones combinadas para la implementación de patrullas de guardabosques, de programas de educación ambiental que divulguen la importancia de los servicios ecosistémicos proporcionados por los bosques y del desarrollo de empresas de turismo, entre otras acciones. Sin embargo, es probable que ciertas intervenciones identificadas aporten una mayor contribución al objetivo de conservación que otras, por lo que deben ser consideradas prioritarias. Alternativamente, algunos investigadores consideran inapropiado priorizar entre las intervenciones identificadas, en tanto que todas serían necesarias para la conservación de las especies concernientes (IUCN/SSC 2008). En atención a este argumento, es importante advertir que no siempre los recursos son suficientes para cumplir con todas las metas y los objetivos. Por ello, es preciso determinar qué hacer primero y qué es posible postergar para próximos proyectos.

No es sencillo determinar cuáles de las intervenciones identificadas para mitigar todas las amenazas son las más prioritarias, y siempre aparecerán elementos esenciales que deben ser evaluados con

cuidado por parte de los expertos, por ejemplo, cuáles de las posibles acciones identificadas demanda menos tiempo y recursos, y cuáles pueden cumplir sus objetivos de manera más eficiente. En el contexto de la herramienta planteada, se recomienda la escogencia de lo que se denomina “Intervenciones Estratégicas”, entendiéndose éstas como las acciones en conservación con mayor impacto, mayor factibilidad y menor costo de implementación (Tabla 4).

a) Impacto: algunas de las medidas para contribuir con la conservación de una determinada especie pueden ser más efectivas que otras en términos de cuánto es beneficiada dicha especie en relación al mantenimiento de poblaciones viables a largo plazo. Se considera que las intervenciones obtendrán un mayor impacto en la medida que logren mitigar las amenazas o mejorar la viabilidad del TPC, siendo éstas las dos vías para conservar a las especies o ambientes amenazados. Mitigar las amenazas o fuentes activas de estrés identificadas previamente, por ejemplo la explotación de áreas naturales, la caza furtiva, el comercio ilegal, o la introducción de especies exóticas puede resultar una tarea titánica o, aunque se logre la mitigación, los efectos negativos pueden persistir sobre la especie.

Por ello, en ciertos casos es necesario emplear estrategias para mejorar la viabilidad de las especies con acciones como la cría de individuos en cautiverio, la reintroducción de poblaciones en ambientes naturales o la reforestación y restauración de áreas (TNC 2000, TNC 2003).

Adicionalmente, existen otros elementos de las intervenciones que pueden contribuir en la generación de un alto impacto en conservación. Por ejemplo, si

la intervención se implementa con éxito, es importante tomar en cuenta en qué grado se mantendrán en el tiempo los efectos positivos para la conservación de la especie una vez que el proyecto finalice (TNC 2003). De igual forma, la influencia de la intervención es relevante ya que, cuando logra resultados inmediatos, visibles y tangibles, es posible estimular otras estrategias de alto impacto en el TPC (TNC 2003, Granizo *et al.* 2006).

En síntesis, las intervenciones recibirán un puntaje de tres (3) si se considera que el impacto a generar es muy alto, dos (2) si es alto y uno (1) si es medio o bajo sobre la base de la mitigación de las amenazas o la mejora de la viabilidad del TPC.

b) Factibilidad: este criterio pretende evaluar la potencialidad del cumplimiento exitoso de los objetivos de la intervención propuesta. Dicha probabilidad de éxito depende de un gran número de elementos, de los cuales los siguientes son esenciales para la estimación del éxito o el fracaso de los proyectos:

Actores clave involucrados: para asegurar el éxito de una intervención es necesario contar con los actores que sean claves, dependiendo del caso. Estos pueden ser los dueños de tierras, agentes de gobierno, ONG conservacionistas, especialistas en el tema, representantes de las comunidades locales y de sectores privados que se verán afectados por la intervención (IUCN/SSC 2008). Es muy importante que los actores sociales se involucren en el proceso de planificación y que las intervenciones tomen en cuenta sus objetivos, intereses y expectativas, y asegurarse de que la comunidad local comprenda y acepte el trabajo de campo y los resultados

venideros, así como a otros actores participantes (TNC 2003).

Investigador líder e institución ejecutora: distintas organizaciones e interventores poseen diferentes conocimientos y capacidades para conducir intervenciones. Por ejemplo, un zoológico puede tener la capacidad para llevar a cabo un programa de cría en cautiverio pero no para la restauración del hábitat,

aunque esta última sea considerada como intervención prioritaria (IUCN/SSC 2008). Por lo tanto, poseer los conocimientos técnicos, la experiencia y el talento comprobado para implementar la intervención es esencial en el proceso de priorización. Además, es primordial contar con el soporte de una institución que brinde el apoyo técnico y científico necesario (Bibby & Alder 2003, TNC 2003).

Tabla 3. Clasificación de las Intervenciones en Conservación (IUCN/CMP 2006b, IUCN 2009c).

Nivel de clasificación	Definición y ejemplo
1] Protección de aguas/ tierras	Acciones dirigidas a identificar, establecer o expandir parques u otras figuras legales de protección y a proteger los derechos de los recursos.
1.1] Protección de espacios/áreas	Establecimiento o expansión de parques privados o públicos, reservas u otras figuras legales de protección semejantes a las categorías UICN I-VI. Ejemplo: parques nacionales, santuarios de vida silvestre, reservas privadas.
1.2] Protección de recursos/hábitat	Establecimiento de protección o servidumbre de ciertos aspectos específicos de recursos en tierras públicas o privadas fuera de la Categoría UICN I-VI. Esta categoría corresponde a un esfuerzo por proteger legalmente algún recurso antes que a la entidad entera. Ejemplo: servidumbre, creación de derechos del agua.
2] Manejo de aguas/ tierras	Acciones dirigidas a la conservación o restauración de áreas, hábitats o ambientes. Incluye todas las acciones vinculadas con el manejo directo del hábitat.
2.1] Manejo de espacios/ áreas	Manejo de áreas protegidas y otros recursos para la conservación. Ejemplo: demarcación de linderos, entrenamiento del personal de un parque, control de cacería.
2.2] Control de especies invasoras/problemáticas	Erradicación, control y/o prevención de plantas, animales, o patógenos que sean invasores o problemáticos. Esta acción puede clasificarse en 2.1, pero es tratada aparte debido a su relevancia. Ejemplo: control de parras en los árboles, prever la descarga de los desechos en aguas que puedan promover patógenos.
2.3] Restauración de hábitat y de procesos naturales	Mejorar o restaurar los hábitats degradados y las funciones de los ecosistemas, lidiar con la contaminación. Ejemplo: creación de corredores forestales, reforestación de árboles, restauración de arrecifes de corales, control de construcción de diques y represas.
3] Manejo de especies	Acciones dirigidas al manejo o recuperación de especies. Si la acción concierne a tres o más especies la intervención se clasificará en 2] Manejo de aguas y tierras.
3.1] Manejo de especies	Manejo de poblaciones específicas de plantas y animales para su beneficio directo. Ejemplo: sacrificio selectivo de búfalos para mantener el tamaño poblacional a la capacidad de un parque nacional.
3.2] Recuperación de especies	Manipulación, mejora o restauración de poblaciones de plantas o animales, programas de vacunación. Ejemplo: nidos artificiales y su manipulación, alimentación suplementaria, manejo de enfermedades.
3.3] Reintroducción de especies	Reintroducción de especies a sitios donde originalmente habitaban, o en áreas fuera de su distribución histórica pero que son un hábitat apropiado. Ejemplo: programas de reintroducción de lobos.
3.4] Conservación <i>ex situ</i>	Protección de la biodiversidad fuera de los hábitats nativos. Ejemplo: cría en cautiverio de gorilas, propagación artificial de orquídeas, banco genético.

4] Educación y concienciación	Acciones dirigidas a mejorar el entendimiento, destrezas y comportamiento humano en relación al tema conservación.
4.1] Educación formal	Mejorar el conocimiento y destrezas de estudiantes en programas formales. Ejemplo: educación en escuelas públicas o privadas, universidades, tecnológicos.
4.2] Entrenamiento	Mejorar el conocimiento, destrezas e intercambio de información de individuos fuera de programas formales. Ejemplos: talleres o cursos sobre el diseño y el manejo de reservas y parques, elaboración de manuales para la formulación de proyectos de conservación.
4.3] Concienciación y comunicación	Mejorar el conocimiento ambiental y proporcionar información a través de varios medios y actividades civiles. Ejemplo: publicaciones ambientales, blogs en páginas Web, protestas y marchas ambientales.
5] Leyes y políticas	Acciones para desarrollar, cambiar, influenciar y ayudar a la implementación formal de legislaciones, regulaciones y estándares con la finalidad de proteger la biodiversidad.
5.1] Legislación	Influenciar o proveer aportes en las legislaciones y políticas conducidas por el sector gubernamental y en diferentes niveles (internacional, nacional, estatal/provincial, local o tribal). Ejemplo: Global (leyes sobre comercio de vida silvestre), Nacional (trabajos en pro o contra leyes gubernamentales), Estatal/Provincial (desarrollo de sistemas de permisión de contaminación), Local (desarrollo de zonas con regulaciones ambientales), Tribal (creación de leyes tribales).
5.2] Políticas y regulaciones	Influenciar o proveer aportes en las políticas y las regulaciones que afectan la implementación de las leyes en todos los niveles (internacional, nacional, estatal/provincial, local o tribal). Ejemplo: promover en áreas forestales cosechas sustentables de madera.
5.3] Estándares y códigos en el sector privado	Promover aportes o cambios en los estándares y códigos profesionales que gobiernan las prácticas del sector privado. Son las prácticas adoptadas por organizaciones o industrias de manera voluntaria. Ejemplo: adopción corporativa de las mejoras prácticas en silvicultura.
5.4] Conformidad y aplicación de la ley	Supervisar e velar por su aplicación de leyes, políticas, regulaciones, estándares y códigos en todos los niveles. Ejemplo: supervisión del grado de calidad estándar de las aguas, iniciar litigación criminal y civil.
6] Sustentos económicos e incentivos	Acciones económicas y otros incentivos usados para influenciar el comportamiento humano.
6.1] Empresas vinculadas y alternativas de sustentos	Desarrollo de empresas asociativas o alternativas de subsistencia que dependan directamente de la preservación de los recursos naturales. Ejemplo: ecoturismo.
6.2] Sustitución	Promover el uso de productos y servicios alternativos que sustituyan los que ocasionan daños ambientales. Ejemplo: creación de criaderos de salmón para proteger las poblaciones silvestres, uso de "viagra" en lugar de cuernos de rinocerontes, uso de materiales reciclados.
6.3] Presión de mercado	Uso de mecanismos de mercado para cambiar comportamientos y actitudes humanas. Ejemplo: certificaciones, incentivos positivos o negativos.
6.4] Pagos para la conservación	Uso de pagos directos e indirectos para cambiar comportamientos y actitudes en beneficio de la conservación. Ejemplo: recompensas por desempeños, incentivos por mantenimiento de recursos naturales.
6.5] Valores no monetarios	Uso de valores intangibles (no económicos) para cambiar comportamientos y actitudes. Ejemplo: valores espirituales, culturales, asociados a la salud humana.

Tabla 4. Criterios para la determinación de intervención estratégica con valores jerárquicos.

Criterio	Prioridades		
	3. Muy Alta	2. Alta	1. Media
Impacto	La intervención generará un impacto considerado muy alto	La intervención generará un impacto considerado alto	La intervención generará un impacto considerado moderado o bajo
Factibilidad	La intervención posee una factibilidad muy alta de lograr los objetivos propuestos	La intervención posee una factibilidad alta de lograr los objetivos propuestos	La intervención posee una factibilidad media de lograr los objetivos propuestos
Costo	La implementación de la estrategia requiere de una inversión baja	La implementación de la estrategia requiere de una inversión media	La implementación de la estrategia requiere de una inversión alta

Complejidad y antecedentes de la implementación: a pesar de que una propuesta contemple la acertada planificación y el mejor equipo, puede existir un gran número de situaciones azarosas que ocasionen que la intervención falle. En la medida en que dicha intervención sea más compleja y no posea implementaciones previas, habrá mayor probabilidad de que un evento no anticipado afecte sustancialmente los resultados. Por esta razón, es prudente apoyar estrategias relativamente simples o, en caso de ser complejas, que cuenten con un historial de experiencias tanto positivas como negativas para poder formularla de la mejor manera (TNC 2000).

Posteriormente, con base al investigador líder y la institución asociada, a la inclusión de actores clave y a la complejidad y antecedentes, si es factible que la intervención cumpla con los objetivos planteados recibirá un puntaje de tres (3) si es muy alta, de dos (2) si es alta y de uno (1) si es media.

c) Costos de implementación/Relación costo-beneficio: el costo de implementar una intervención debe guardar relación con el impacto que generará sobre la especie a conservar (WLT 2008). En el ámbito de la conservación, los

montos altos deben ser otorgados si el resultado es altamente beneficioso para la biodiversidad (TNC 2000). Sin embargo, considerando el contexto venezolano en el cual los recursos para proyectos de conservación son cada vez más reducidos, preferentemente serán seleccionadas las intervenciones consideradas más eficientes, que logren el mayor impacto y con la menor inversión posible. Por ejemplo, según la experiencia de Provita en el ámbito de la conservación de especies amenazadas en Venezuela, los montos considerados bajos corresponden hasta Bs. 20.000, los medios hasta Bs. 100.000 y los altos a más de Bs. 100.000 por año. En estos montos no son contabilizados los gastos de infraestructura, de mantenimiento, de personal, u otras obligaciones institucionales, que incrementan significativamente los costos de los proyectos de conservación. En síntesis, y para el análisis de prioridades, las intervenciones con costos bajos, medianos y altos, serán valoradas con tres (3), dos (2) y un (1) punto, respectivamente.

Es importante reiterar que los recursos asignados para conservación son muy limitados, por lo que es necesario priorizar en función de lo más estratégico. Los conservacionistas han incorporado poco a poco en sus propuestas de

conservación el Análisis Costo-Beneficio (ACB), el cual busca comparar el costo y el beneficio de cualquier proyecto en una sola escala, la monetaria (Gutman 2002, Naidoo & Adamowicz 2005). Se considera entonces que los beneficios deben ser mayores que los costos para que el proyecto pueda proceder, siendo esta información un criterio para determinar prioridades de conservación (Naidoo & Ricketts 2006).

Se ha desarrollado metodologías que pueden ser aplicables para calcular los beneficios que generan los proyectos de conservación en términos monetarios, los cuales aplicarían particularmente al caso de bienes ambientales que pueden ser mercadeados porque son usados directamente por el hombre para su consumo (p.ej., la extracción de madera o de peces del mar) [Groom *et al.* 2006].

No obstante, en el ámbito de la conservación existen muchos bienes que, al carecer de uso directo, es difícil asignarles valores monetarios, por lo que en estos casos se dificultaría la praxis del ACB (Groom *et al.* 2006). Tal es el caso de la persistencia de muchas especies amenazadas, cuya extinción no siempre se vería reflejada en una pérdida económica. Por ende, otra alternativa para la evaluación de prioridades de conservación puede ser el Análisis Costo-Efectividad (ACE) de la intervención o del proyecto de conservación, enfoque empleado en diversas investigaciones y para las cuales serán más prioritarias las intervenciones que logren alcanzar los objetivos de conservación con una alta efectividad en relación a su costo (Carwardine *et al.* 2008). Es fundamental destacar que para la evaluación de los criterios mencionados no existe ningún mecanismo universal que exponga la diferencia entre

las adjetivaciones “muy altas” y “medias” o “muchas localizaciones”. Las características que marcan estas diferencias quedan a la consideración del equipo planificador o de los interventores.

El modelo presentado es una guía sencilla para la toma de decisiones en conservación. Los criterios ofrecidos son recomendaciones, por tanto, es decisión del interventor, dependiendo del contexto y de su opinión como experto, evaluar si estos criterios son apropiados o no aplican a su intervención o si es necesario incluir otros.

Referencias bibliográficas

- Aguilera, M., A. Azocar & E. González (eds.) (2003). Biodiversidad en Venezuela. Tomo I. Fundación Polar, Ministerio de Ciencia y Tecnología, Caracas, Venezuela.
- ARAZPA (2008). Project support application and guidelines. Wildlife Conservation Fund [en línea]. Consultado el <21 ago. 2009> en <www.arazpa.org.au>
- BACP (2008). Project selection criteria. The Biodiversity and Agricultural Commodities Program [en línea]. Consultado el <21 ago. 2009> en <www.ifc.org>
- Balmford, A., L. Bennun, B. ten Brink, D. Cooper, I.M. Cote, P. Crane, A. Dobson, N. Dudley, I. Dutton, R.E. Green, R.D. Gregory, J. Harrison, E.T. Kennedy, C. Kremen, N. Leader-Williams, T.E. Lovejoy, G. Mace, R. May, P. Mayaux, P. Morling, J. Phillips, K. Redford, T.H. Ricketts, J.P. Rodríguez, M. Sanjayan, P.J. Schei, A.S. van

- Jaarsveld & B.A. Walther (2005). The convention on biological diversity's 2010 target. *Science* 307: 212-213.
- Bibby, C.J. & C. Alder (eds.) (2003). Manual de proyectos de conservación. Programa de Liderazgo de la Conservación, Cambridge, Reino Unido.
- Butchart, S.H.M., A.J. Stattersfield, L. Bennun, S.M. Shutes, S.N. Stuart, C. Hilton-Taylor & G.M. Mace (2004). Measuring global trends in the status of biodiversity: Red List indices for birds. *PLoS Biology* 2: e383.
- Carwardine, J., K.A. Wilson, G. Ceballos, P.R. Ehrlich, R. Naidoo, T. Iwamura, S.A. Hajkowitz & H.P. Possingham (2008). Cost-effective priorities for global mammal conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 105: 11446-11450.
- Caughley, G. & A. Gunn (1996). *Conservation biology in theory and practice*. Blackwell, Cambridge, USA.
- DDFW (2006). Delaware Wildlife Action Plan [en línea]. Consultado el <21 ago. 2009> en <www.dnrec.state.de.us>
- Dinerstein, E., D.M. Olson, A.L. Webster, S.A. Primm, M.P. Bookbinder & G. Ledec (1995). A conservation assessment of the terrestrial ecoregions of Latin America and the Caribbean. The World Bank and the World Wildlife Fund, Washington, D.C., USA.
- Franco, A.M., C. Múnera, M. Romero, M.P. Baptiste & A. Rodríguez (2003). Identificación de prioridades regionales de conservación de fauna (aves y mamíferos). Capítulo 2. Informe final de resultados-Convenio 080. IAvH y CVC, Bogotá, Colombia.
- Gärdenfors, U., C. Hilton-Taylor, G. Mace & J.P. Rodríguez (2001). The application of IUCN red list criteria at regional levels. *Conservation Biology* 15: 1206-1212.
- Giraldo, D., F. Rojas-Suárez & V. Romero (eds.) (2009). Una mano a la naturaleza, conservando las especies amenazadas venezolanas. Provita y Shell Venezuela, S.A., Caracas, Venezuela.
- Granizo, T., M.E. Molina, E. Secaira, B. Herrera, S. Benítez, O. Maldonado, M. Libby, P. Arroyo, S. Isola & M. Castro (2006). Manual de planificación para la conservación de áreas, PCA. TNC y USAID, Quito, Ecuador.
- Grigera, D. & C. Úbeda (2002). Una revisión de los trabajos sobre categorización y prioridades de conservación de los vertebrados de Argentina. *Ecología Austral* 12: 163-174.
- Groom, M., G. Meffe & C. Carroll (2006). *Principles of Conservation Biology*. 3ª ed. Sinauer Associates, Inc. Massachusetts, Estados Unidos.
- Gutman, P. (2002). Putting a price tag on conservation: cost benefit analysis of Venezuela's national parks. *Journal of Latin American Studies* 34: 43-70.
- Hamilton, J.E. & J. Moore (2007). Evaluating and selecting conservation projects. The Land Trust Alliance, Canadá.

- IUCN/CMP (2006a). Unified Third Edition classification of direct threats, Version 1.0 [en línea]. Consultado el <13 jul. 2009> en <www.iucn.org>
- IUCN/CMP (2006b). Unified classification of conservation action, Version 1.0 [en línea]. Consultado el <13 jul. 2009> en <www.iucn.org>
- IUCN (2009a). 2009 IUCN Red List of Threatened Species V [en línea]. Consultado el <01 jul. 2009> en <www.iucn.org>
- IUCN (2009b). Direct threats. Version 2.0. IUCN Species Survival Comisión [en línea]. Consultado el <13 jul. 2009> en <www.iucn.org>
- IUCN (2009c). Conservation actions. Version 2.0. IUCN Species Survival Comisión [en línea]. Consultado el <13 jul. 2009> en <www.iucn.org>
- IUCN/SSC (2008). Strategic planning for species conservation: a handbook. Version 1.0. IUCN Species Survival Commission, Gland, Switzerland.
- Llamozas, S., R. Duno, W. Meier, R. Riina, F. Stauffer, G. Aymard, O. Huber & R. Ortiz (eds.) (2003). Libro Rojo de la Flora Venezolana. Provita, Fundación Empresas Polar, Fundación Instituto Botánico de Venezuela Dr. Tobías Lasser y Conservación Internacional, Caracas, Venezuela.
- Mehlman, D. W., K. V. Rosenberg, J. V. Wells & B. Robertson. 2004. A comparison of North American avian conservation priority ranking systems. *Biological Conservation* 120: 383-390.
- Naidoo R. & W.L. Adamowicz (2005). Economic benefits of biodiversity conservation exceed costs of conservation at an African rainforest reserve. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 102: 16712-16716.
- Naidoo, R. & T.H. Ricketts (2006). Mapping the economic costs and benefits of conservation. *PLoS Biology* 4: e360.
- Razola, I., J.M. Rey Benayas, E. de la Montaña & L. Cayuela (2006). Selección de áreas relevantes para la conservación de la biodiversidad. *Ecosistemas* 15: 34-41.
- Rodríguez, J.P. & F. Rojas-Suárez (eds.) (2008). Libro Rojo de la Fauna Venezolana. 3ª ed. Provita y Shell de Venezuela, S.A., Caracas, Venezuela.
- Rodríguez, J.P., F. Rojas-Suárez & C.J. Sharpe (2004). Setting priorities for the conservation of Venezuela's threatened birds. *Oryx* 38: 373-382.
- Sutherland, W.J. (2000). The conservation handbook: research, management and policy. Blackwell Science, Oxford, Reino Unido.
- Salafsky, N., R. Margoluis, K.H. Redford & J.G. Robinson (2002). Improving the practice of conservation: a conceptual framework and research agenda for conservation science. *Conservation Biology* 16: 1469-1479.
- Salafsky, N., D. Salzer, A.J. Stattersfield, C. Hilton-Taylor, R. Neugarten, S.H.M. Butchart, B. Collen, N. Cox, L.L. Master, S. O'Connor & D. Wilkie (2008). A standard lexicon for biodiversity conservation: unified classifications of threats and actions. *Conservation Biology* 22: 897-911.

SCT (2009). Project selection criteria information. Southern Conservation Trust [en línea] Consultado el <16 jul. 2009> en <www.sctlandtrust.org>

TNC (2000). Esquema de las cinco S para la conservación de sitios: Manual de planificación para la conservación de sitios y la medición del éxito en conservación. Volumen I. 2ª ed. The Nature Conservancy, Washington, DC, USA.

TNC (2003). The five-S framework for site conservation: a practitioner's handbook for site conservation planning and measuring conservation success. Volume I. 3rd.ed. The Nature Conservancy, Washington, DC, USA.

Vié, J.C., C. Hilton-Taylor & S.N. Stuart (eds.) (2009). Wildlife in a changing world: an analysis of the 2008 IUCN Red List of Threatened Species. IUCN, Gland, Switzerland.

WLT (2008). Project selection criteria. World Land Trust [en línea]. Consultado el <17 jul. 2009> en <www.worldlandtrust.org>

Rosa De Oliveira-Miranda¹,
 Janeth Lessmann¹,
 Andrés E. Seijas²,
 Hedelvy Guada³,
 Omar Hernández⁴,
 César Molina Rodríguez⁵,
 Emiliana Isasi-Catalá⁶,
 Adriana Rodríguez-Ferraro⁶,
 Ada Sánchez-Mercado⁷,
 Edgard Yerena⁶

Lecciones aprendidas en la aplicación de la Conservación Basada en Evidencias de especies amenazadas en Venezuela

Resumen

Con base en los informes y productos del proyecto, consultorías técnicas, así como en reuniones y talleres de evaluación y seguimiento, el equipo vinculado al proyecto identificó una serie de aspectos positivos y negativos del método CBE y las intervenciones estratégicas y generó algunas recomendaciones que ayudarán a realizar nuevas adaptaciones en futuras experiencias en Venezuela. Inicialmente, el ejercicio de aplicar el método CBE logró generar información relevante para la toma de decisiones en conservación y para la formulación de futuras intervenciones. Sin embargo, la evaluación de la efectividad de las estrategias estudiadas se vio afectada por algunas limitaciones, relacionadas principalmente con la cantidad, calidad, y disposición de la información. En relación con las intervenciones estratégicas efectuadas para reforzar la conservación de especies amenazadas, la principal enseñanza que resalta es la utilidad de contar con ejercicios de priorización tanto para las especies que serán atendidas, como para las acciones que serán emprendidas. Si se resume el resultado de toda esta experiencia, las acciones más exitosas en cuanto a su contribución a la reducción del riesgo de extinción, fueron las intervenciones basadas en el manejo directo de la especie. No obstante, la comparación entre diferentes intervenciones estratégicas fue imposible debido a la ausencia de conclusiones precisas, la escala temporal, la escala geográfica, la necesidad de cooperación interinstitucional en decisiones de alto nivel, entre otras.

Sentando las bases para la CBE en Venezuela

La conservación de especies amenazadas es una tarea compleja. Los aspectos biológicos y ecológicos relacionados con las poblaciones silvestres y los ecosistemas que éstas habitan son afectados por factores sociales, económicos, políticos y organizativos. Para afrontar el reto que representan las especies amenazadas es imprescindible

¹Provita. Apdo. Postal 47552, Caracas 1041-A, Venezuela

²Universidad Nacional Experimental de los Llanos Occidentales Ezequiel Zamora, Guanare 3350, Venezuela

³Centro de Investigación y Conservación de Tortugas Marinas. Apdo. 50789, Caracas 1050-A, Venezuela

⁴Fundación para el Desarrollo de las Ciencias Físicas, Matemáticas y Naturales. Caracas 1010, Venezuela

⁵Instituto de Zoología Tropical, Facultad de Ciencias, Universidad Central de Venezuela. Apdo. 47058, Caracas 1041-A, Venezuela

⁶Laboratorio de Manejo y Conservación de Fauna Silvestre, Universidad Simón Bolívar. Apdo. 89000, Sartenejas 1080-A, Miranda, Venezuela

⁷Centro de Ecología, Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas. Apdo. 20632, Caracas 1020-A, Venezuela

Correo electrónico:
 rdeoliveira@provita.org.ve

la disposición de un cuerpo sólido de información científica sobre la historia natural de las especies, las causas de su declinación y las prácticas de manejo emprendidas para su conservación.

Fortalecer las iniciativas de investigación en el ámbito de la conservación, apoyar la gestión ambiental y fundamentar el diseño de propuestas futuras, dentro de una concepción integral, requiere décadas de trabajo y de observación de los resultados, sin embargo, la práctica de la conservación continúa siendo insuficientemente basada en ciencia.

Al momento de tomar decisiones en conservación, es imprescindible contar con toda la información sobre la efectividad de las intervenciones realizadas, un aspecto que puede ser abordado mediante una evaluación independiente, imparcial y objetiva de todas las evidencias disponibles.

La aplicación de la Conservación Basada en Evidencias, proyecto coordinado por Provita en el marco de la LOCTI, logró convocar a varios de los más reconocidos especialistas vinculados a los proyectos de conservación de mayor trayectoria en el país.

En Venezuela, desde la década de los setenta, algunas instituciones gubernamentales, académicas y privadas han sido responsables del desarrollo a largo plazo de programas de conservación y manejo. La principal experticia venezolana en conservación de fauna amenazada se concentra en menos de una docena de especies, siendo los grandes reptiles los que más atención han recibido, incluyendo a los dos grandes crocodílidos, el caimán del Orinoco (*Crocodylus intermedius*) y el caimán de la costa (*C. acutus*), al igual que las cuatro especies de tortugas marinas que

desovan en nuestras costas (especialmente *Dermochelys coriacea* y *Chelonia mydas*), y la tortuga arrau (*Podocnemis expansa*).

Entre los mamíferos, el oso frontino (*Tremarctos ornatus*) ha sido objeto de campañas de divulgación y de la creación e interconexión de áreas protegidas; el yaguar (*Panthera onca*) ha contado con redes de hatos privados y la reubicación de ejemplares cebados con ganado; el manatí (*Trichechus manatus*) viene a ser la tercera especie beneficiada. En cuanto a las aves, destacan los esfuerzos por reintroducir una población de cóndor (*Vultur gryphus*) en los andes venezolanos, los programas de monitoreo del águila arpía (*Harpya harpyja*) al sur del país, la atención que recibe la población margariteña de cotorra cabeciamarilla (*Amazona barbadensis*), y en menor grado, el cardenalito (*Carduelis cucullata*). En los últimos años, los anfibios han empezado a generar interés de conservación, siendo la especie más atendida *Atelopus cruciger* (Rodríguez & Rojas-Suárez 2008, Giraldo *et al.* 2009).

El equipo técnico del proyecto CBE incorporó expertos vinculados a varios de estos casos y a otros más recientes, orientados a la conservación de especies botánicas (*Juglans venezuelensis* y *Masdevallia towarensis*) [Llamoza *et al.* 2003]. Las revisiones sistemáticas e intervenciones estratégicas implementadas generaron una importante fuente de información que permitió medir el conocimiento disponible en Venezuela sobre proyectos de conservación, así como qué tan factible y efectiva resulta la aplicación del método CBE en nuestro país.

Con base en los informes y productos del proyecto (revisiones sistemáticas e intervenciones estratégicas), consultorías técnicas, así como en reuniones y talleres de evaluación y seguimiento, el equipo

vinculado al proyecto identificó una serie de aspectos positivos y negativos que permiten la formulación de algunas recomendaciones que ayudarán a realizar nuevas adaptaciones en la aplicación del método CBE en futuras experiencias en Venezuela.

Aprendizaje de las experiencias en conservación

Al revisar los proyectos de conservación de especies amenazadas que se realizan en Venezuela y compararlos con los proyectos CBE, resulta innegable la necesidad de aplicar métodos científicos que permitan la revisión exhaustiva de la información acumulada (publicada y no publicada) a través de años de experiencia y de múltiples investigaciones, para luego analizarla y lograr identificar las mejores estrategias de conservación basadas en los resultados de las intervenciones pasadas.

Quizás el aspecto más positivo del método CBE, es que requiere de una revisión exhaustiva de la bibliografía e información disponible respecto a un tema específico. Esto permite que el investigador se actualice en el tema, conozca la totalidad de la información existente y evalúe la calidad de los resultados producidos o los efectos que se están generando en conservación. De esta manera, es posible detectar vacíos de información que indiquen hacia dónde deben orientarse las investigaciones en el futuro, con el fin de complementar la información deficiente y hacer, al mismo tiempo, un seguimiento a los planes de conservación implementados en el pasado o en ejecución para evaluar el grado de efectividad de la aplicación de determinadas acciones o estrategias.

En este sentido, la aplicación del método CBE constituye una herramienta que además de novedosa, resulta objetiva,

significativa y válida, es decir, que sólo cuando la información disponible, además de confiable y explicativa es suficiente para la aplicación de la revisión sistemática, es posible valorar las experiencias positivas y negativas, y con ello identificar las acciones o estrategias de intervención más adecuadas para enfrentar un problema particular de conservación. Sin embargo, la experiencia acumulada en los dos años del proyecto indica que el método CBE resulta más adecuado para especies o grupos de especies, poblaciones de organismos, hábitats o ambientes, bajo programas de conservación que cuentan con una sólida línea base de información, sujetos a seguimiento y que hayan sido objeto de numerosos análisis, lo que es más común en países con mayor desarrollo económico y que disponen de tecnologías más avanzadas.

La adecuación del método CBE al caso venezolano se ve afectada por algunas limitaciones, relacionadas principalmente con la cantidad, calidad, acceso y disposición de la información. Una revisión sistemática en conservación inicialmente parte de la cantidad de información en la cual fundamentar las acciones, sin embargo, muchos de los proyectos venezolanos no cuentan con planes de seguimiento o no poseen estudios de línea base completos. Así mismo, para muchas especies son muy pocos los trabajos o investigaciones que se han realizado en el país, siendo grande los vacíos de información en cuanto a la biología y ecología de las especies amenazadas. En las revisiones sistemáticas efectuadas estos vacíos obligaron en algunos estudios a ampliar el nivel taxonómico y/o la escala geográfica o espacial, a fin de responder a las preguntas formuladas dentro del marco del método CBE.

Es importante aclarar que en muchos casos la escasez de investigaciones realizadas se debe a limitaciones asociadas a la propia biología de las especies. Efectivamente, muchas especies amenazadas son de hábitos crípticos (p.ej. manatíes), de crecimiento lento (p.ej. tiburones), o de tiempo prolongado para alcanzar la madurez sexual (p.ej. tortugas y caimanes), características y comportamientos que dificultan la investigación y el manejo, y que por consiguiente obstaculizan el análisis y la evaluación de estos programas de conservación, haciéndose difícil determinar la efectividad de una estrategia en particular (p.ej. el manejo de nidos) para recuperar las poblaciones de estas especies. Técnicas alternativas como la telemetría para monitorear el estado poblacional de una especie no son empleadas comúnmente en el país debido a sus altos costos.

En cuanto a la calidad de la información de investigaciones y acciones de conservación, la mayoría de los estudios hallados arrojó resultados cualitativos o anecdóticos, y en los pocos casos en que se contó con datos cuantitativos, estos revelaron baja calidad debido a sesgos en el muestreo, ausencia de información precisa sobre su procedencia, falta de comparadores adecuados e insuficiente aplicación de análisis estadísticos apropiados. De los trabajos analizados, sólo unos pocos presentaron comparadores pertinentes o mencionaban con precisión la procedencia de los datos (p.ej. dentro o fuera de áreas protegidas). En otros casos, se encontraron estudios donde se expone el éxito de intervenciones en determinadas especies (p.ej. eclosión de nidos) pero no se mencionan datos básicos esenciales (p.ej. la talla de los neonatos o la ubicación de nidos con respecto a la orilla del río o del mar). Otro

dato importante relacionado con especies en peligro que no suele ser publicado es el esfuerzo de muestreo, un indicador clave para conocer el estado de las poblaciones de las especies.

Toda revisión sistemática en conservación de especies amenazadas es planteada con la finalidad de evaluar la efectividad de las estrategias de intervención aplicadas, sin embargo, dado que la mayoría de los estudios disponibles no son diseñados con estos fines, los revisores extrajeron y procesaron la información a partir de estudios no relacionados directamente con el objetivo de la revisión sistemática. Los pocos estudios orientados a la evaluación de la efectividad de las estrategias de conservación generalmente se enfocan en los programas como un todo (p.ej. manejo, educación ambiental y creación de áreas protegidas), sin distinción en el efecto por separado de cada una de las estrategias, lo que hace casi imposible especificar el aporte de cada intervención al estado de conservación de la especie.

A todas las dificultades que existen en cuanto a la cantidad y calidad de la información, se suma la capacidad de operar y tener acceso a los servicios de comunicación, lo cual podría atribuirse tanto a factores personales e institucionales como a la gestión estatal, y que van desde la dificultad de acceder al servicio de Internet en algunas ciudades, hasta la necesidad de afiliaciones a bases de datos que permitan el uso de revistas especializadas. Otra gran dificultad es la disposición de la información producida por los investigadores o las instituciones (gubernamentales, académicas o privadas), cuyos intereses profesionales, normas o condiciones obstaculizan o no permiten el acceso a los datos originales o a la literatura gris generada hasta el momento.

Todos los inconvenientes causados por la falta de información, la poca distribución o falta de publicación de resultados, el difícil acceso a bases de datos o revistas, son parcialmente superados en la medida en que las revisiones sistemáticas sean realizadas por investigadores expertos en el tema en cuestión y con una dilatada experiencia en su campo, entre otras habilidades, puesto que ello facilitaría contar con la información gris no publicada y los contactos que la poseen.

Pese a que en las revisiones sistemáticas las preguntas planteadas sobre la efectividad de determinadas acciones no pudieron responderse en forma estricta, el ejercicio de aplicar el método CBE logró generar información relevante para la toma de decisiones en conservación y para la formulación de futuras intervenciones.

En algunos casos, las experiencias consultadas sirvieron de base para que los investigadores propusieran ajustes en el diseño de las futuras intervenciones. Una muestra de ello se tuvo con el grupo de sistematización del oso andino, quienes señalaron que la evidencia estudiada demuestra la poca efectividad de los programas de educación ambiental, y que ello se debe principalmente a la descontextualización del mensaje transmitido con los problemas que la especie genera a la comunidad objetivo. Por ello, los investigadores proponen diseñar intervenciones estratégicas de educación ambiental con base en la relación existente entre la comunidad y la especie, con soluciones o alternativas prácticas para los pobladores.

De igual forma, otros investigadores sugirieron redefinir las prioridades en conservación en función de los vacíos de información detectados al aplicar el método CBE. Por ejemplo,

la imposibilidad de determinar si las áreas protegidas y el manejo de nidos son estrategias efectivas para preservar poblaciones de cocodrilos se debió a la ausencia de datos que permitiesen evaluar las tendencias poblacionales a una escala regional. Debido a la ausencia de información, el investigador estableció como una acción prioritaria desarrollar programas de monitoreo poblacional con métodos sistemáticos y rutinarios que arrojasen resultados inequívocos y comparables, acción que de hecho fue apoyada por el proyecto CBE.

Con las revisiones sistemáticas también se identificaron tendencias neutrales, lo que condujo a los investigadores a ser imparciales en futuras aplicaciones por la falta de evidencias. En la sistematización sobre los efectos del traslado de nidadas en el éxito reproductivo de tortugas marinas en el Caribe, los investigadores señalaron consecuencias negativas sin la aplicación rigurosa del método, sin embargo, en algunas circunstancias consideraron como positiva su aplicación como única alternativa de conservación.

Identificación de las acciones más adecuadas

En relación con las intervenciones estratégicas efectuadas para reforzar la conservación de especies amenazadas, la principal enseñanza que resalta de esta interesante experiencia es la utilidad de contar con ejercicios de priorización tanto para las especies que serán atendidas, como para las acciones que serán emprendidas. Se trata de ejercicios de planificación que permitan mayor efectividad y eficiencia en la inversión de recursos y en el impacto que se obtiene. En este sentido, existen métodos sencillos, prácticos y fácilmente utilizables, como el presentando en esta publicación.

Es vital que los ejercicios de priorización se realicen convocando a la mayor cantidad de expertos posible y se basen en índices cuantitativos a fin de reducir los sesgos. En oportunidades la toma de decisiones resulta complicada porque casi cualquier investigación básica o acción puede ser considerada prioritaria para una determinada especie amenazada, en especial dependiendo del laboratorio y del equipo técnico que justifica la intervención. Por tal razón, los análisis comparativos y cuantitativos son de gran utilidad para decidir las intervenciones más estratégicas, definida como la que obtiene el mayor impacto en la reducción del riesgo de extinción con respecto a la inversión.

Una intervención estratégica también puede presentar retraso en sus tiempos de ejecución por la necesidad de información básica clave. Por ejemplo, en los trabajos efectuados con la orquídea de navidad (*Masdevallia towarensis*), cuya intervención identificada estuvo centrada en su propagación masiva y eventual reintroducción a la vida silvestre, primero hubo que desarrollar un protocolo de propagación *in vitro*, que de hecho fue la acción priorizada. Casos similares se presentaron con el monitoreo de una población de *Crocodylus intermedius* y con los estudios de distribución y ecología de *Atelopus cruciger*.

Es imprescindible que cualquier intervención cuente con los documentos oficiales que otorgan las autoridades con competencia en el área de conservación, los cuales validan que un investigador está calificado para realizar determinadas prácticas o manejos. En el caso de dos de las intervenciones no se pudo conseguir los permisos o se demoraron más tiempo del previsto, lo que impidió la ejecución de algunas de las actividades. También existen riesgos difíciles de prever y cuya

presencia aumentaría las probabilidades de retraso, suspensión y, en el peor de los casos, el fracaso de la intervención, por ejemplo, las fallas constantes del servicio eléctrico (casos *Masdevallia towarensis* y *Juglans venezuelensis*), o los numerosos eventos de delincuencia en playas (caso tortugas marinas en la isla de Margarita), entre otros imprevistos. Por tanto, es preciso evaluar exhaustivamente todos los factores de riesgo, además del tipo de interrelaciones que puede darse entre estos, ya que en el área de conservación muchos de los factores no actúan de manera aislada sino que interactúan con el resto dando lugar a complejas influencias entre sí difíciles de anticipar. Todo esto pone de manifiesto la exigencia de un buen análisis de riesgos en el diseño de la intervención, la obligación de tramitar los permisos necesarios antes de iniciar cualquier intervención, de contar con la cooperación y el compromiso de las autoridades y financistas, de la participación de comunidades locales, entre otras condiciones.

Estos son algunos ejemplos que destacan la pertinencia del método CBE para el diseño y la formulación de intervenciones estratégicas, por lo que se considera apropiado promover su aplicación en la comunidad científica. Debe considerarse que, dependiendo del tema escogido, las revisiones sistemáticas pueden requerir hasta un año para su culminación, por lo que se recomienda tomar precauciones en la planificación de las actividades, si se pretende realizar estos estudios como paso previo a la implementación de intervenciones estratégicas.

Si se resume el resultado de toda esta experiencia, a partir de la reconstrucción del proceso vivido en el transcurso de los dos años del proyecto CBE, es preciso reconocer que el éxito de las intervenciones estuvo vinculado en

forma significativa al equipo técnico asociado a los proyectos, encontrándose que el apoyo institucional y la experticia del coordinador, fueron clave en los resultados. De igual forma, las acciones más exitosas en cuanto a su contribución a la reducción del riesgo de extinción, fueron las intervenciones basadas en el manejo directo de la especie, en especial las relacionadas con la protección y el traslado de nidadas (tortugas marinas y dulceacuícolas, caimanes, cotorras). Sin embargo, la comparación entre diferentes intervenciones estratégicas fue imposible debido a la ausencia de conclusiones precisas, a la escala temporal (p.ej. las estrategias que requieren largo plazo para obtener evidencias de éxito, como las acciones de educación ambiental), a la escala geográfica (p.ej. comparación de poblaciones a nivel nacional *versus* una población en una localidad), a la necesidad de cooperación interinstitucional en decisiones de alto nivel (p.ej. creación de nuevas áreas protegidas), entre otras.

Recomendaciones para futuras aplicaciones del método CBE

Definitivamente la metodología CBE resulta una herramienta válida para optimizar la conservación de especies amenazadas. Las revisiones sistemáticas que conformaron el proyecto permitieron identificar algunos aspectos que deben tomarse en cuenta para futuras aplicaciones del método CBE, con el fin de obtener mejores resultados. Cuando se lleva a cabo exitosamente una revisión sistemática, es posible determinar si una estrategia de conservación está siendo efectiva o no. Por ello, es prioritario estimular la realización de estudios que permitan llenar los vacíos encontrados en aspectos básicos de la biología y ecología de las especies amenazadas, así como el seguimiento de los proyectos de

conservación y la elaboración de trabajos dedicados exclusivamente a evaluar la efectividad de los mismos.

Se recomienda estandarizar las metodologías para la toma de datos en las investigaciones y acciones de conservación aplicadas a las diferentes especies o grupos de especies, con el fin de que los resultados de los estudios sean comparables entre sí.

Así mismo, es importante que los investigadores tomen la mayor cantidad de datos posibles en los diferentes estudios y den prioridad a la publicación de los mismos, de tal manera que se aproveche en mayor medida el esfuerzo de campo y el dinero invertido en cada proyecto, y se pueda monitorear el estado poblacional de las especies que se encuentran amenazadas, incluso cuando éste no sea el objetivo central de las investigaciones.

Una de las ventajas de la revisión sistemática es que obliga a actualizar la bibliografía y detectar vacíos de información, identificar cuáles estudios podrían complementar la información existente y precisar la disponibilidad y calidad de ésta. En virtud de ello es importante resaltar la necesidad de mayor colaboración por parte de los organismos gubernamentales, instituciones académicas y privadas, para la publicación de la información o el acceso a los datos generados en los programas de conservación que estos llevan a cabo, lo cual ayudaría en gran medida a disponer de información relevante para la elaboración de las revisiones sistemáticas.

Se recomienda promover y fortalecer redes de investigadores que trabajen en la misma área o con iguales especies, para que sea posible compartir información y lecciones aprendidas, facilitar trabajos, etc. En este sentido, podría resultar de especial valor la creación de un espacio

libre en la Internet, donde se publiquen resúmenes de tesis, estudios técnicos, datos importantes que no puedan ser publicados en los artículos, referencias útiles, etc.

Es preciso hacer énfasis en que las principales limitaciones para la aplicación en rigurosidad del método CBE al caso de las especies venezolanas amenazadas, son la ausencia de información, su baja calidad o la dificultad de su acceso y disposición, además de la reducida cantidad de estudios y de suficientes evidencias que permitan determinar qué tan efectivas han sido las estrategias de conservación aplicadas. Por tanto, se aspira que los resultados de este proyecto sean difundidos entre la comunidad científica y las instituciones relacionadas al tema (Ministerio del Ambiente, Inparques, instituciones académicas y privadas) para contribuir a la toma de conciencia del grave problema que significa no evaluar las condiciones de las poblaciones de las especies amenazadas antes y después de la aplicación de las acciones de conservación, así como entender la relevancia de evaluar la efectividad de las estrategias aplicadas.

En conclusión, la conservación de las especies amenazadas venezolanas no debe ser postergada, es imperativo continuar los esfuerzos para obtener información sobre aspectos desconocidos de la biología, la distribución y el estado poblacional de las especies. La conservación requiere de acciones basadas en la ciencia, con amplia participación interinstitucional, y que cuenten con programas de monitoreo y manejo adaptativo. Es fundamental realizar y afinar los ejercicios de identificación de prioridades, con el propósito de ser más efectivos y eficientes en la búsqueda de los objetivos de conservación y lograr un impacto positivo en relación a la inversión

de los limitados recursos disponibles. De la misma manera, es de especial importancia el seguimiento a las acciones implementadas, con el fin de evaluar su efectividad y, en caso necesario, mejorar las estrategias para obtener mejores resultados y lograr la conservación de la biodiversidad venezolana en vías de extinción.

Referencias bibliográficas

Giraldo, D., F. Rojas-Suárez & V. Romero (eds.) (2009). Una mano a la naturaleza, Conservando las especies amenazadas venezolanas. Provita y Shell Venezuela, S.A., Caracas, Venezuela. 220 pp.

Llamoza, S., R. Duno, W. Meier, R. Riina, F. Stauffer, G. Aymard, O. Huber & R. Ortiz (eds.) (2003). Libro Rojo de la Flora Venezolana. Provita, Fundación Empresas Polar, Fundación Instituto Botánico de Venezuela Dr. Tobías Lasser y Conservación Internacional, Caracas, Venezuela.

Pullin, A.S. & T.M. Knight (2001). Effectiveness in conservation practice: Pointers from medicine and public health. *Conservation Biology* 15(1): 50-54.

Rodríguez, J.P. & F. Rojas-Suárez (eds.) (2008). Libro Rojo de la Fauna Venezolana. 3ª ed. Provita y Shell de Venezuela, S. A., Caracas, Venezuela.

Sutherland, W.J., A.S. Pullin, P.M. Dolman & T.M. Knight (2004). The need for evidence-based conservation. *Trends in Ecology & Evolution* 19(6): 3

SECCIÓN 2.

**Revisiones sistemáticas
sobre estrategias aplicadas a
la conservación de especies
amenazadas**

César Molina Rodríguez

¿Las reintroducciones de anfibios amenazados han sido exitosas como estrategia de conservación?

Resumen

De las casi 6.000 especies de anfibios conocidos 32% están amenazados por factores antropogénicos como la pérdida del hábitat, la contaminación, la introducción de especies exóticas invasoras y el uso no sostenible, la aparición de enfermedades infecciosas y los cambios climáticos, afectando incluso a poblaciones en áreas naturales protegidas. Una alternativa para la conservación de especies amenazadas consiste la cría en cautiverio y la posterior reintroducción de individuos en sus hábitats originales. Para el Plan de Acción de Conservación de los Anfibios, una de las once áreas de acción prioritarias es la cría en cautiverio y las reintroducciones. Para evaluar la pertinencia de estas estrategias, la revisión propuesta abordó el análisis de la mayoría de los casos conocidos de reintroducciones de anfibios amenazados. Al respecto, se realizaron búsquedas de bibliografía en bases de datos y en revistas especializadas que resultaron en 2.252 artículos, de los cuales se seleccionó 22 trabajos concernientes a 11 especies. La mayoría de los casos de reintroducciones ocurrieron en Norteamérica (45,5%). En los estudios incluidos en la revisión, el mayor porcentaje de casos correspondió a reintroducciones fallidas (45,5%), seguidas de las totalmente exitosas (27,3%) y las parcialmente exitosas (18,2%), de estas últimas algunas con múltiples reintroducciones y otras con fracasos, aunque las diferencias en las proporciones de las distintas categorías no fueron estadísticamente significativas. Entre las causas de heterogeneidad que pudieron afectar el éxito de las reintroducciones se encuentra el origen y/o la procedencia de los individuos, el estadio de desarrollo de los animales en el momento de la liberación y la frecuencia de las reintroducciones.

Introducción

En el ámbito global las poblaciones de anfibios han sufrido reducciones poblacionales y extinciones dramáticas desde los años ochenta. La evaluación de todos los anfibios vivientes del mundo mediante los criterios de las listas rojas de la UICN, conocida como la Evaluación Global de los Anfibios (GAA) y que fue completada

Instituto de Zoología Tropical,
Facultad de Ciencias, Universidad
Central de Venezuela. Apdo. 47058,
Caracas 1041-A, Venezuela
Correo electrónico:
cesar.molina@ciens.ucv.ve;
cesar.molinarodriguez@gmail.com

en el año 2004, arrojó resultados tan alarmantes como que 32% de las casi 6.000 especies de anfibios conocidos están amenazados. Esta nueva y particular forma de declinación y extinción no tiene precedentes en los últimos milenios en las otras clases de vertebrados, y las cifras ya exceden la tasa de extinción media de los últimos 350 millones de años por al menos 200 veces (Stuart *et al.* 2004). Del total de anfibios amenazados, 427 especies son categorizadas “En Peligro Crítico”, 761 “En Peligro” y 668 “Vulnerable”. Sólo 27% de las especies conservan poblaciones consideradas estables y menos de 1% están en aumento (Stuart *et al.* 2004, Young *et al.* 2004).

Las poblaciones de anfibios están amenazadas a causa de factores antropogénicos como la pérdida del hábitat, la contaminación, la introducción de especies exóticas invasoras y el uso no sostenible, pero muchas disminuciones poblacionales y extinciones ocurrieron en hábitats exentos de tales perturbaciones, y como causantes se señala la aparición de enfermedades infecciosas y los cambios climáticos (Stuart *et al.* 2004, Moore & Church 2008). Numerosas evidencias sugieren que las más drásticas reducciones y extinciones en varias regiones del mundo, y en particular en las regiones montañas, están asociadas con la presencia del hongo quitrido *Batrachochytrium dendrobatidis* que ocasiona la quitridiomycosis cutánea en los anfibios (Berger *et al.* 1998, Skerratt 2007).

Muchas de las declinaciones poblacionales de anfibios han ocurrido en áreas naturales protegidas, lo cual demuestra que la protección del hábitat no es suficiente para lograr su conservación (Berger *et al.* 1998, Stuart

et al. 2004). Una alternativa para la conservación de especies amenazadas consiste en el establecimiento de programas de cría en cautiverio, cuyos fines son: a) mantener poblaciones de especies incapaces de sobrevivir en ambientes naturales degradados y b) aumentar el éxito reproductivo y las probabilidades de sobrevivencia de especies para su posterior reintroducción en sus hábitats originales (Armstrong & Seddon 2007). En términos de conservación, la reintroducción tiene tres objetivos principales: a) sobrevivencia de los ejemplares una vez liberados, b) establecimiento de los animales en el área de liberación y c) reproducción exitosa en el área de liberación (IUCN 1998).

Si bien el Plan de Acción de Conservación de los Anfibios (ACAP) ubica a los programas de cría en cautiverio y las reintroducciones entre sus once áreas prioritarias de acción, existen opiniones opuestas en torno a estos, con unos argumentos a favor y otros en contra (Bloxam & Tonge 1995, Edgar *et al.* 2005, Marsh & Trenham 2001, Seigel & Dodd 2002, Moore & Church 2008). Hasta ahora, a nivel mundial sólo se cuenta con las siguientes reintroducciones de anfibios: *Alytes muletensis*, *Anaxyrus baxteri*, *Bufo calamita*, *Leiopelma hamiltoni*, *Peltophryne lemur*, *Philautus romeri*, *Polypedates cruciger* y *Rana dalmatina* (Soorae & Seddon 1998). Los resultados son variados, algunas fallaron como los casos de *Anaxyrus boreas boreas*, *Rana muscosa* y *Acris crepitans blanchardi*; otras han sido altamente exitosas, en particular con *Alytes muletensis*, mientras que otras muestran logros parciales, como es el caso de *Peltophryne lemur* (Johnson 1999, Jungwirth 2003, Rickard *et al.* 2004, Rickard 2006, Feller *et al.*

2007, Griffiths *et al.* 2008, Johnson & Barber 2008).

En Centro y Suramérica no se ha implementado las reintroducciones de anfibios amenazados como una acción de conservación. En este contexto, en la revisión seleccionada se propuso analizar la mayoría de los casos conocidos, para evaluar la pertinencia de este tipo de acciones en la conservación de estos vertebrados y responder la siguiente pregunta: ¿Son exitosas las reintroducciones de anfibios amenazados? Como objetivo secundario se exploró si el origen de los ejemplares provenientes de la cría en cautiverio o de poblaciones naturales, puede influir en el éxito de la reintroducción.

Métodos

Para conseguir la información se realizaron búsquedas en diferentes bases electrónicas, a las que se tuvo acceso desde la Facultad de Ciencias de la Universidad Central de Venezuela (UCV) y el Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas (IVIC): *Agricola.com*, *Blackwell-Synergy*, *Ebsco*, *Directory of Open Access Journals*, *HighWire*, *Jstor*, *Science Direct*, *Science.gov*, *Scientific Electronic Library Online*, *Scirus*, *Scopus* y *IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group*. Adicionalmente, se realizaron búsquedas en la Internet con *Google* y *Google Scholar*, usando los primeros cien resultados. Para realizar las exploraciones se consideraron palabras clave en inglés: *introduction*, *re-introduction*, *re-establishment*; así como combinaciones del término *re-introduction* con las siguientes palabras clave: *amphibian*, *anuran*, *salamander*, *gymnophiona*, *salienta*, *frog* y *toad*. Por otra parte, se revisó los índices de

las siguientes revistas especializadas: *Copeia*, *Journal of Herpetology*, *Herpetologica* y *Conservation Biology*. Para evaluar la literatura gris (informes, tesis y trabajos de investigación no publicados) se consultó a Gerardo García del *Durrell Wildlife Conservation Trust* en Inglaterra, quien proporcionó parte de la literatura pertinente. Las investigaciones en las bases de datos, catálogos y motores de búsqueda fueron realizadas por un solo revisor.

Para su inclusión en la revisión, los estudios debieron cumplir con los siguientes criterios: 1) Sujeto relevante: anfibios amenazados; 2) Intervención: reintroducción en vida silvestre, 3) Tipos de estudio: todos los que presentaran información relevante del sujeto de estudio, la intervención y/o los indicadores seleccionados. No se incluyó trabajos que implicaran temas conceptuales. Aunque los estudios cuantitativos eran de mayor relevancia, no se desechó aquellos con datos cualitativos; 4) Tipos de resultados: cualitativos y/o cuantitativos relacionados con: a) sobrevivencia de individuos pre y post metamórficos y b) capacidad reproductiva y auto sostenibilidad poblacional efectiva de demos poblacionales reintroducidos en vida silvestre; y 5) Tipos de comparadores: valores de sobrevivencia de anfibios pre y/o post metamórficos reintroducidos al medio silvestre, datos de reproducción efectiva, y auto sostenibilidad de anfibios reintroducidos al medio silvestre.

Los artículos de la base inicial de búsqueda fueron filtrados por título y por resumen y se eliminó los no relevantes. Los resúmenes confusos o inexistentes implicaron la lectura del artículo completo, según la disponibilidad del texto. Luego de este paso, los artículos

en extenso se evaluaron de acuerdo con los criterios de inclusión mencionados. Al completar este procedimiento se seleccionaron 22 artículos. Debido al escaso número de estudios localizados, en la revisión se utilizaron todos y sin aplicar los criterios para evaluar la calidad de estos. Se diseñó una matriz para resumir los datos asociados a cada especie sometida a la intervención estratégica de reintroducción. Los detalles acerca de este procesamiento se encuentran en el documento completo de la revisión ubicado en <http://www.environmentalevidence.org/SR69.html>.

Para el análisis de los datos se contabilizaron las reintroducciones exitosas, no exitosas y parcialmente exitosas, para luego graficarlas en un histograma de frecuencias. Además, se realizó una prueba de Chi-cuadrado para poner a prueba la hipótesis de homogeneidad de proporciones con un valor $\alpha = 0,05$. Posteriormente, se exploraron las posibles causas que introdujeron heterogeneidad en los resultados de manera cualitativa, ya que los datos no fueron lo suficientemente representativos para realizar los análisis estadísticos.

Resultados

Las búsquedas sistemáticas de literatura comprendieron 2.252 artículos relacionados con reintroducciones de anfibios; luego de aplicarles los filtros de selección, se redujeron a 22 trabajos relacionados con once especies: *Acris crepitans blanchardi*, *Alytes muletensis*, *Anaxyrus baxteri*, *Anaxyrus boreas boreas*, *Bufo calamita*, *Chirixalus romeri*, *Litoria aurea*, *Peltophryne lemur*, *Rana muscosa*, *Rana porosa brevipoda* y *Triturus cristatus*. La mayoría de los casos de reintroducciones se sucedieron

en Norteamérica (45,5%), Europa (27,3%) y el sudeste asiático (18,2%), seguidos por Australia (9,1%), mientras que hubo una ausencia total de casos para Centroamérica, Suramérica y África; lo que en consecuencia ocasionó diferencias estadísticamente significativas en las proporciones entre regiones ($\chi^2 = 13,83$; $gl = 6$; $p = 0,032$).

No existe un criterio ampliamente aceptado o utilizado para evaluar la falla o el éxito de una reintroducción (Fischer & Lindenmayer 2000). Sin embargo, el criterio de éxito más utilizado para una reintroducción es el de lograr una población autosostenible que incluya la sobrevivencia de los distintos estadios de desarrollo y la reproducción activa, que requiere monitoreo a largo plazo para determinar la habilidad de la población para auto sostenerse (Semlitsch 2002, Rickard 2006).

En los estudios incluidos en la revisión, el mayor porcentaje de casos correspondió a reintroducciones fallidas (45,5%), seguidas de las totalmente exitosas (27,3%) y parcialmente exitosas (18,2%, múltiples reintroducciones con éxito en algunas y fracasos en otras), aunque las diferencias en las proporciones de las distintas categorías no fueron estadísticamente significativas ($\chi^2 = 3,18$; $gl = 3$; $p = 0,364$).

Algunos casos de reintroducción relacionados con especies amenazadas han sido exitosos, destacando *Alytes muletensis*, única especie que ha sido bajada de categoría de amenaza de la UICN de “En Peligro Crítico” a “Vulnerable” (Kraaijeveld-Smit *et al.* 2006), así como el establecimiento de varias poblaciones autosostenibles de la especie amenazada *Bufo calamita* (Denton *et al.* 1997). Entre los ejemplos de reintroducciones que fracasaron

se encuentran las que involucraron a *Anaxyrus boreas*, ya que no se observó renacuajos ni adultos en los monitoreos intensivos posteriores a las reintroducciones (Muths *et al.* 2001). Otro ejemplo fue el de las reintroducciones de corta distancia practicadas en *Rana muscosa* que resultaron en pérdida de masa corporal de los individuos a consecuencia del estrés del traslado (Matthews 2003).

Entre los casos inciertos se encuentra el de la reintroducción de *Leiopelma hamiltoni*, que aunque resultó en una sobrevivencia de adultos de 58,33% al momento de la publicación del artículo no se habían confirmado eventos reproductivos en el nuevo sitio. Por otra parte han de señalarse las reintroducciones de *Anaxyrus baxteri* y *Peltophryne lemur*, cuyo monitoreo a lo largo del tiempo no ha sido suficiente para ponderar el éxito (Johnson 1990, Brown 1994, AZA 1998). Finalmente, existen casos con resultados variables; Oldham y Humphries (2000) colectaron datos de 178 translocaciones de la salamandra *Triturus cristatus* y concluyeron que 37 % de ellas fueron exitosas (considerando éxito la presencia de animales un año luego de la liberación), 10% fracasaron, 31% no fueron monitoreadas y de 12% no se tenían datos.

Entre las causas de heterogeneidad que pudieron afectar el éxito de las reintroducciones se encuentran el origen de los individuos para las reintroducciones, el estadio de desarrollo de los animales a liberar y la frecuencia de las reintroducciones. En el primer caso, existen dos posibles fuentes de animales para liberar, una es de vida silvestre y otra de animales originados en cautiverio. Los resultados de la revisión muestran que la mayoría de

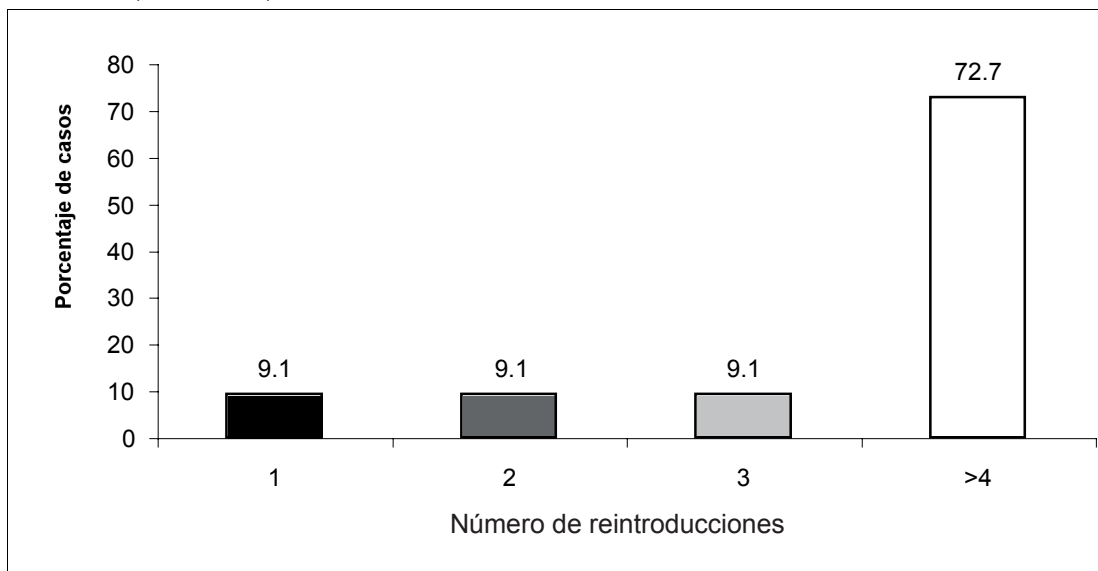
los individuos a liberar provenían del cautiverio (54,6%), un buen porcentaje eran de vida silvestre (36,4%) y una minoría de origen desconocido (9,1%); pero no se encontró diferencias estadísticamente significativas entre las distintas proporciones ($\chi^2 = 3,45$; gl = 2; $p = 0,178$). En cuanto al tipo de animales a reintroducir, en el caso de los anfibios se puede reintroducir ejemplares de un solo estadio de desarrollo o de varios, pero en general se ha observado poco éxito para animales postmetamórficos (Dodd & Seigel 1991, Denton *et al.* 1997, Muths *et al.* 2001, Jungwirth 2003, Kameyama *et al.* 2006, Daly *et al.* 2008, Lau & Banks 2008, Stockwell *et al.* 2008). La liberación simultánea de fases premetamórficas (huevos y renacuajos) y fases postmetamórficas (juveniles y adultos) ha sido la utilizada por la mayoría de los programas que han tenido éxito (Moore & Church 2008).

En la mayoría de los proyectos analizados se realizaron múltiples reintroducciones, con diferencias estadísticamente significativas entre las diferentes proporciones del número de eventos de reintroducciones ($\chi^2 = 14,80$; gl = 3; $p < 0,002$) [Fig. 1]. Aunque los resultados fueron variables con respecto a este tópico, resultó interesante notar que con la subespecie *Rana porosa brevipoda* se alcanzó el éxito con un sólo evento de reintroducción; para las especies *Acris crepitans blanchard* y *Rana muscosa* se fracasó con dos y tres reintroducciones, respectivamente.

Discusión

Con la actual tasa de disminución o desaparición de poblaciones de anfibios en el ámbito global, se requieren actividades de conservación prácticas y eficientes (Stuart *et al.* 2004, Mendelson *et al.* 2006). Debido a ello, tanto las

Figura 1. Frecuencia de eventos de reintroducciones para una especie o subespecie de anfibio analizados en este estudio (N = 11 casos).



reintroducciones de individuos de vida silvestre como los proyectos de reintroducción acoplados con programas de cría en cautiverio, parecen crecer en popularidad (Germano & Bishop 2008). Sin embargo, en los últimos 20 años mucho se ha debatido acerca de lo adecuado de las reintroducciones de anfibios (Burke 1991, Dodd & Seigel 1991, Reinert 1991, Fischer & Lindenmayer 2000, Seigel & Dodd 2002). En términos generales, han sido muy cuestionadas, ya que se ha señalado que los anfibios no son buenos candidatos para este tipo de actividad y que las especies amenazadas no son apropiadas por algunas características de sus historias de vida, tales como baja tasa reproductiva, longevidad corta y pequeños tamaños poblacionales (Dodd & Seigel 1991, Dodd 2005). Estas limitaciones se potencian por el hecho de que los animales usados en las reintroducciones pueden transmitir agentes patógenos y parásitos a otros individuos liberados o residentes (Cunningham 1996). Por esto, y por considerar superfluo el gasto que implica, se ha sugerido que las reintroducciones

sólo sean consideradas como una última alternativa, si ya se han agotado otras opciones, entre ellas la de protección y mejoras del hábitat (Reinert 1991, Dodd 2005, Rickard 2006). En contraposición, Marsh y Trenham (2001) señalan que los anfibios son buenos candidatos para las reintroducciones, dado que la mayoría carece de cuidado parental y, por tanto, se prestan para la reintroducción de sus huevos y larvas. También se ha indicado que el “rescate” de animales de sitios comprometidos en su integridad hacia sitios más seguros, puede atraer publicidad favorable a la actividad, educar al público acerca de las amenazas a las que están sometidas las poblaciones de anfibios en riesgo y, paralelamente, generar fondos para actividades de conservación, investigación y compra de tierras (Dodd & Seigel 1991, Fischer & Lindenmayer 2000).

En términos cuantitativos, una evaluación de las reintroducciones de anfibios entre 1991 y 2006, referidas por Germano y Bishop (2008) mostró que el éxito de las reintroducciones en ese lapso dobla a lo reportado antes de 1991 por Dodd y Seigel (1991). Este

resultado es sumamente alentador y las razones generales que explican este éxito son producto de una mejor planificación y ejecución de los proyectos de reintroducción basados en el conocimiento de los aspectos biológicos, sanitarios y de manejo de especies. Sin embargo, aunque no se pudo evaluar directamente el sesgo en las publicaciones, existe una tendencia a no publicar los resultados negativos de las reintroducciones, lo cual sobreestima la proporción de éxitos en las reintroducciones reportadas (Fischer & Lindenmayer 2000).

En cuanto a los factores que afectan el éxito de las reintroducciones, se encontró que se ha tenido mayor éxito cuando la población fuente es de extracción silvestre y no de cautiverio, si un elevado número de animales pueden ser liberados, si los sitios de liberación quedan dentro del área de distribución de la especie y no en la periferia o fuera de ella, y si las causas de las declinaciones han sido eliminadas o mitigadas (Griffith *et al.* 1989, Fischer & Lindenmayer 2000). Con respecto a los animales de vida silvestre, la selección de la población fuente puede ser crucial para el éxito a largo plazo de una reintroducción. Una población adecuada implica que tenga el mismo linaje genético y que muestre una alta diversidad genética que le permita maximizar su capacidad de adaptarse a condiciones ambientales variables (Drauch *et al.* 2008). Cuando se trata de poblaciones originadas en cautiverio preciso tener en cuenta que pueden deteriorarse por endogamia, pérdida de diversidad genética, acumulación de mutaciones que son deletéreas en la naturaleza y adaptación comportamental al cautiverio; aun cuando es poco lo que sabemos de la magnitud de dichos problemas (Woodworth *et al.* 2002,

Kraaijeveld-Smit *et al.* 2006). Antes de la liberación de los ejemplares en el sitio de reintroducción se debe implementar programas de monitoreo de la salud de estos animales, bien sea que provengan de cautiverio o de vida silvestre, lo cual evitaría el establecimiento y la propagación de agentes patógenos tales como el hongo quitridomicete *Batrachochytrium dendrobatidis* (Deem *et al.* 2001, Stuart *et al.* 2004, Griffiths *et al.* 2008). Los individuos silvestres a reintroducirse deben estar libres de patógenos y parásitos (Griffith *et al.* 1989, Fischer & Lindenmayer 2000). Los sitios de liberación deben estar dentro del área de distribución geográfica de la especie, tratando de evitar la periferia, y seleccionados en función de la ausencia de los factores que causaron la disminución o desaparición poblacional de la especie o de su mitigación, de lo contrario los esfuerzos pueden verse perdidos parcial o totalmente (Griffith *et al.* 1989, Dodd & Seigel 1991, Fischer & Lindenmayer 2000, Dodd 2005, Rickard 2006). El número de animales a liberar debe ser relativamente alto y en proporción inversa a la fase de estadio de desarrollo, con la finalidad de enfrentar los factores que ocasionan mortalidad en las distintas etapas (Fischer & Lindenmayer 2000). Con el objeto de lograr una población reproductivamente viable, se ha sugerido comenzar con la reintroducción de un número mínimo, de entre 50 y 500 individuos, según lo referido por Dodd y Seigel (1991); sin embargo, Germano y Bishop (2008) señalan que la mayor proporción de éxitos tuvo lugar cuando se liberó a más de 1.000 individuos.

La revisión indicó que para el logro de los objetivos de las reintroducciones es esencial una adecuada comprensión de la biología, ecología, comportamiento y

genética, además de la implementación de programas de monitoreo poblacional a mediano o a largo plazo, con el objeto de evaluar el éxito de una reintroducción medida como la auto sostenibilidad de la población (Dodd & Seigel 1991, Fischer & Lindenmayer 2000, Moore & Church 2008). Esto último permite la oportunidad de implementar un manejo adaptativo basado en las experiencias adquiridas durante el monitoreo (Griffiths *et al.* 2008). Adicionalmente, en paralelo se debe monitorear el hábitat y su integridad, ya que en caso de ser necesario se deberán aplicar medidas de manejo para mantenerlo en buenas condiciones para la(s) especie(s) focal(es) [Johnson & Barber 2008, Lau & Banks 2008]. Una gran limitación para implementar todo lo anterior es que las agencias de financiamiento no se involucren en proyectos por más de un año, o dos como máximo, lo cual dificulta el diseño y la implementación de los proyectos de reintroducción y de la cría en cautiverio (Dreitz 2006, Griffiths *et al.* 2008, Lau & Banks 2008, Johnson & Barber 2008).

En muchas ocasiones las reintroducciones son consideradas riesgosas y experimentales. Aun así, son propuestas como soluciones para poblaciones en declive y se argumenta que favorecen la atención de la prensa y otros medios de divulgación, promueven la educación del público, evidencian el potencial de la conservación y pueden mitigar los conflictos entre la fauna silvestre y el hombre (Dodd & Seigel 1991, Fischer & Lindenmayer 2000). Sin embargo, las reintroducciones no pueden mitigar la pérdida del hábitat, una de las principales causas que afecta la supervivencia de los anfibios (Dodd 2005). En muchas ocasiones, la mejor opción es proteger legalmente los hábitats

e invertir fondos en investigaciones para aclarar las causas de las disminuciones poblacionales y, en paralelo, ahondar en el conocimiento de la biología y ecología de la especie focal (Rickard 2006).

Referencias bibliográficas

- Armstrong, D. P. & P.J. Seddon (2007). Directions in reintroduction biology. *Trends in Ecology and Evolution* 23: 20-25.
- AZA (1998). Wyoming toad and 98 fact sheet. American Zoo and Aquarium Association [en línea]. Consultado el <15 jul. 2008> en <www.aza.org/programs/ssp/ssp>
- Berger, L., S. Speare, P. Daszak, D.E. Green, A.A. Cunningham, C.L. Goggin, R. Slocombe, M.A. Ragan, D. Dyatt, K.R. McDonald, H.B. Hines, K.L. Lips, G. Marantelli & H. Parkes (1998). Chytridiomycosis causes amphibian mortality associated with population declines in the rain forests of Australia and Central America. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA*. 95: 9031-9036.
- Bloxam, Q.M.C. & S.J. Tonge (1994). Amphibians: suitable candidates for breeding-release programmes. *Biodiversity and Conservation* 4: 636-644.
- Brown, D. (1994). Transfer of Hamilton's frog, *Leiopelma hamiltoni*, to a newly created habitat on Stephen's Island, New Zealand. *New Zealand Journal of Zoology* 21: 425-430.
- Burke, R.L. (1991). Relocations, repatriations, and translocations of amphibians and reptiles: taking a broader view. *Herpetologica* 47: 350-357.

- Cunningham, A.A. (1996). Disease risks of wildlife translocations. *Conservation Biology* 10: 349-353.
- Daly, G., P. Johnson, G. Malolakis, A. Hyatt & R. Pietsch (2008). Reintroduction of the Green and Golden Bell Frog *Litoria aurea* to Pambula on the south coast of New South Wales. *Australian Zoologist* 34: 261-270.
- Deem, S.L., W.B. Karesh & W. Weisman (2001). Putting theory into practice: wildlife health in conservation. *Conservation Biology* 15: 1224-1233.
- Denton, J.S., S.P. Hitchings, T.J.C. Beebee & A. Gent (1997). A recovery program for the Natterjack Toad (*Bufo calamita*) in Britain. *Conservation Biology* 11: 1329-1338.
- Dodd, C.K., Jr. (ed.) (2005). The amphibian research and monitoring initiative. *Alytes* 22: 65-167.
- Dodd, C.K., Jr. & R.A. Seigel (1991). Relocation, repatriation, and translocation of amphibians and reptiles: Are they conservation strategies that work? *Herpetologica* 47: 336-350.
- Drauch, A.M., B.E. Fisher, E.K. Latch, J.A. Fike & O.E. Rhodes, Jr. (2008). Evaluation of a remnant lake sturgeon population's utility as a source for reintroductions in the Ohio River system. *Conservation Genetics* 9: 1195-1209.
- Dreitz, V.J. (2006). Issues in species recovery: an example based on the Wyoming Toad. *BioScience* 56: 765-771.
- Edgar, P.W., R.A. Griffiths & J.P. Foster (2005). Evaluation of translocation as a tool for mitigating development threats to Great Crested Newts (*Triturus cristatus*) in England, 1990-2001. *Biological Conservation* 122: 45-52.
- Fellers, G.M., D.F. Bradford, D. Pratt & L.L. Wood (2007). Demise of repatriated populations of Mountain Yellow-legged Frogs (*Rana muscosa*) in the Sierra Nevada of California. *Herpetological Conservation and Biology* 2: 5-21.
- Fischer, J. & D.B. Lindenmayer (2000). An assessment of the published results of animal relocations. *Biological Conservation* 96: 1-11.
- Germano, J.M & P.J. Bishop (2008). Suitability of amphibians and reptiles for traslocation. *Conservation Biology* 23: 7-15.
- Griffith, B., J.M. Scott, J.W. Carpenter & C. Reed (1989). Translocations as a species conservation tool: status and strategy. *Science* 245: 477-480.
- Griffiths, R.A., G. García & J. Oliver (2008). Re-introduction of the Mallorcan Midwife Toad, Mallorca, Spain. pp. 54-57. En: P.S. Sooare (ed.). *Global re-introduction perspective: re-introduction case-studies from around the globe*. IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group, Abu Dhabi, Emiratos Árabes Unidos.
- IUCN (1998). *IUCN Guidelines for re-introduction*. IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Johnson, B. (1999). Recovery of the Puerto Rican Crested Toad. *Endangered Species Bulletin* 24: 8-9.
- Johnson, B. & D. Barber (2008). Re-introduction of Puerto Rican Crested Toads to historic range in Puerto

- Rico. pp. 50-53. En: P.S. Sooaere (ed.). Global re-introduction perspective: re-introduction case-studies from around the globe. IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group, Abu Dhabi, Emiratos Árabes Unidos.
- Johnson, R.R. (1990). Release and translocation strategies for the Puerto Rican Crested Toad, *Peltophryne lemur*. Endangered Species Update 8: 54-57.
- Jungwirth, T. (ed.) (2003). Report on the status and conservation of the Boreal Toad *Anaxyrus boreas boreas* in the southern Rocky Mountains. Colorado Division of Wildlife, Denver, USA.
- Kameyama, T., T. Morita, S. Okada, J. Naito & T. Utsunomiya (2006). Crisis and reintroduction of the Okayama race of the Daruma Pond Frog, *Rana porosa brevipoda*. Japanese Journal of Conservation Ecology 11: 158-166.
- Kraaijeveld-Smit, F.J.L., R.A. Griffiths, R.D. Moore & T.J.C. Beebee (2006). Captive breeding and the fitness of reintroduced species: a test of the responses to predators in a threatened amphibian. Journal of Applied Ecology 43: 360-365.
- Lau, N.M.W. & C. Banks (2008). Translocation of Romer's Tree Frog in Hong Kong SAR, China. pp. 47- 49. En: P.S. Sooaere (ed.). Global re-introduction perspective: re-introduction case-studies from around the globe. IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group, Abu Dhabi, Emiratos Árabes Unidos.
- Marsh, D.M. & P.C. Trenham (2001). Metapopulation dynamics and amphibian conservation. Conservation Biology 15: 40-49.
- Matthews, K.R. (2003). Response of Mountain Yellow-Legged Frogs, *Rana muscosa*, to short distance translocation. Journal of Herpetology 37: 621-626.
- Mendelson III, J.R., K.R. Lips, R.W. Gagliardo, G.B. Rabb, J.P. Collins, J.E. Diffendorfer, P. Daszak, R. Ibáñez D., K.C. Zippel, D.P. Lawson, K.M. Wright, S.N. Stuart, C. Gascon, H.R. da Silva, P.A. Burrowes, R.L. Joglar, E. La Marca, S. Lötters, L.H. du Preez, C. Weldon, A. Hyatt, J.V. Rodríguez-Mahecha, S. Hunt, H. Robertson, B. Lock, C.J. Raxworthy, D.R. Frost, R.C. Lacy, R. A. Alford, J.A. Campbell, G. Parra-Olea, F. Bolaños, J.J. Calvo Domingo, T. Halliday, J.B. Murphy, M.H. Wake, L.A. Coloma, S.L. Kuzmin, M. Stanley Price, K.M. Howell, M. Lau, R. Pethiyagoda, M. Boone, M.J. Lannoo, A.R. Blaustein, A. Dobson, R.A. Griffiths, M.L. Crump, D.B. Wake & E.D. Brodie, Jr. (2006). Confronting amphibian declines and extinctions. Science 313: 47-48.
- Moore, R.D. & D.R. Church (2008). Implementing the amphibian conservation action plan. International Zoological Yearbook 42: 15-23.
- Muths, E., T.L. Johnson & P.S. Corn (2001). Experimental repatriation of Boreal Toad (*Bufo boreas*) eggs, metamorphs, and adults in Rocky Mountain National Park. Southwestern Naturalist 46: 106-113.
- Oldham, R.S. & R.N. Humphries (2000). Evaluating the success of Great Crested Newt (*Triturus cristatus*) translocations. Herpetological Journal 10: 183-190.
- Reinert, H.K. (1991). Translocation as a conservation strategy for amphibians

- and reptiles: some comments, concerns, and observations. *Herpetologica* 47: 357-363.
- Rickard, A. (2006). Assessment of translocations of Blanchard's Cricket Frog (*Acris crepitans blanchardi*) in Southeast Michigan. *Endangered Species Update* 23: 3-13.
- Rickard, A., E. Sonntag & K. Zippel (2004). Amphibian conservation strategies: translocating an entire population of Blanchard's Cricket Frog (*Acris crepitans blanchardi*) in Southeast Michigan. *Endangered Species Update* 21: 128-131.
- Seigel, R.A. & C.K. Dodd (2002). Translocations of amphibians: proven management method or experimental technique? *Conservation Biology* 16: 552-554.
- Semlitsch, R.D. (2002). Critical elements for biologically based recovery plans of aquatic-breeding amphibians. *Conservation Biology* 16: 619-629.
- Skerratt, L.F., L. Berger, R. Speare, S. Cashins, K.R. McDonald, A.D. Phillott, H.B. Hines & N. Kenyon (2007). Spread of chytridiomycosis has caused the rapid global decline and extinction of frogs. *Ecohealth* 4: 125-134.
- Soorae, P.S. & P.J. Seddon. (eds.) (1998). Re-introduction practitioners directory. IUCN Species Survival Commission's Re-introduction Specialist Group and the National Commission for Wildlife Conservation and Development, Nairobi, Kenya & Riyadh, Arabia Saudita.
- Stockwell, M.P., S. Clulow, J. Clulow & M. Mahony (2008). The impact of the amphibian chytrid fungus *Batrachochytrium dendrobatidis* on a Green and Golden Bell Frog *Litoria aurea* reintroduction program at the Hunter Wetlands Centre Australia in the Hunter Region of NSW. *Australian Zoologist* 34: 379-386.
- Stuart, S.N., J.S. Chanson, N.A. Cox, B.E. Young, A.S.L. Rodriguez, D.L. Fischman & W. Waller (2004). Status and trends on amphibian declines and extinctions worldwide. *Science* 306: 1783-1786.
- Woodworth, L.M., M.E. Montgomery, D.A. Briscoe & R. Frankham (2002). Rapid genetic deterioration in captive populations: causes and conservation implications. *Conservation Genetics* 3: 277-288.
- Young, B.E., S.N. Stuart, J.S. Chanson, N.A. Cox & T.M. Boucher (2004). Joyas que están desapareciendo: el estado de los anfibios en el Nuevo Mundo. NatureServe, Arlington, USA.

Andrés E. Seijas

Efectividad de las áreas protegidas en la conservación del caimán del Orinoco (*Crocodylus intermedius*) y del caimán de la costa (*Crocodylus acutus*) en Latinoamérica

Resumen

El caimán de la Costa (*Crocodylus acutus*) y el caimán del Orinoco (*C. intermedius*) son dos de las cuatro especies de cocodrilos que se encuentran en el Neotrópico. El estatus poblacional de estas especies varía entre los países latinoamericanos, pero en algunas áreas de su distribución las poblaciones han sufrido importantes reducciones o incluso han sido exterminadas por causas antropocéntricas como la cacería comercial. Una estrategia para la conservación a largo plazo de estas especies consiste en el mantenimiento de poblaciones viables en áreas protegidas. En esta revisión se examinó el rol de las áreas protegidas en la conservación de estas especies de caimanes a lo largo de todo el rango de su distribución. Para obtener la información necesaria, se realizaron búsquedas en bases de datos electrónicas, se revisaron las publicaciones del Grupo de Especialistas de Cocodrilos de UICN y se consultó a investigadores. Los resultados indicaron un sesgo por país, ya que para algunos países las evaluaciones poblacionales son escasas o inexistentes. En general, no existe información poblacional antes de la creación de las áreas protegidas y la mayoría (69%) de las poblaciones se encuentra fuera de ellas. Aunque en algunas regiones las poblaciones de cocodrilos se han recuperado en los últimos años, las áreas protegidas no parecen haber tenido un rol importante en dicha recuperación. Las áreas protegidas por sí solas no garantizan la conservación de los cocodrilos; una efectiva aplicación de las leyes, combinada con la participación de los pobladores locales en los planes de conservación, son factores fundamentales que deben incluirse en el diseño de una estrategia de conservación a largo plazo.

Introducción

En la actualidad se reconocen en el mundo 23 especies en el Orden Crocodylia, agrupadas en tres familias (o sub-familias, según algunos autores). La familia Gavialidae, con una sola especie, *Gavialis gangeticus*, de la India y Nepal; la familia Alligatoridae con ocho especies, siete de ellas americanas y una de China; y la

Universidad Nacional Experimental
de los Llanos Occidentales Ezequiel
Zamora, Guanare 3350, Venezuela
Correo electrónico:
aeseijas@cantv.net
aeseijas@gmail.com

familia Crocodylidae con 14 especies de distribución pantropical (Ross 1998). En el Neotrópico existen cuatro especies de la familia Crocodylidae, todas ellas del género *Crocodylus*; estos son el cocodrilo de pantano o de Morelet, *C. moreletii*; el cocodrilo de Cuba, *C. rhombifer*; el cocodrilo americano o caimán de la costa, *C. acutus*, y el cocodrilo o caimán del Orinoco, *C. intermedius* (Ross 1998).

El caimán del Orinoco y el caimán de la costa son dos especies de cocodrilos de distribución contrastante. El primero, presenta una distribución restringida a ríos, caños y otros cuerpos de agua de las tierras bajas de la cuenca del río Orinoco, en Colombia y Venezuela; mientras que el caimán de la costa presenta una distribución muy amplia desde Perú hasta los Estados Unidos. Al igual que el caimán del Orinoco, ocupa esencialmente cuerpos de agua en las tierras bajas, principalmente en los tramos finales de los ríos antes de sus desembocaduras en el mar, así como estuarios y lagunas costeras. *Crocodylus acutus*, al parecer, se adapta bien a cuerpos de agua creados por las actividades humanas, como los canales y embalses.

La situación poblacional de *C. acutus* y *C. intermedius* varía según el país. Ambas especies están señaladas como “En necesidad de protección bajo las leyes nacionales e internacionales”. El caimán del Orinoco ha sido considerado como uno de los cocodrilos más seriamente amenazados del mundo, debido a sus bajos niveles poblacionales y a su reducida distribución geográfica (Ross 1998). En Venezuela está catalogada “En Peligro” en el Libro Rojo de la Fauna Venezolana (Rodríguez & Rojas-Suárez 2008). Fue declarada oficialmente “En Peligro de Extinción” tanto en Colombia (Decreto 0676,

Ministerio del Ambiente, 21 de julio de 1997) como en Venezuela (Decreto 1485, Gaceta Oficial de la República de Venezuela 36059, 7 de diciembre de 1996). Para el caimán de la costa también existen instrumentos legales en todos los países de su distribución, que lo protegen de la cacería y la destrucción de sus hábitats, ya que ha desaparecido de 8,9% de su rango histórico (Thorbjarnarson *et al.* 2006). Ambas especies están incluidas en el Apéndice I del CITES para protegerlas del tráfico ilegal internacional y figuran en la Lista Roja de UICN en la categoría “En Peligro Crítico” en el caso del caimán del Orinoco, y “Vulnerable” en el caso del caimán de la costa (Ross 1998, IUCN 2007).

La principal causa de la reducción poblacional de las especies del género *Crocodylus* en América es la cacería con fines comerciales a que fueron sometidas desde aproximadamente 1929 hasta la década de 1960. Para ese momento, las poblaciones de estos cocodrilos ya habían sido diezgadas en la mayor parte de su área de distribución histórica, en algunos casos al punto de provocar la extinción local. En la década de 1970 ya existían leyes en casi todos los países para proteger a estas especies de la cacería ilegal (Álvarez del Toro 1974, Medem 1981, 1983; Thorbjarnarson 1992, Vásquez Ruesta & Burneo 2005). Las restricciones nacionales e internacionales contra el comercio ilegal, así como la disponibilidad de pieles de otros cocodrilos ha reducido la cacería comercial en décadas recientes. En ciertas áreas esto ha permitido la recuperación de algunas poblaciones, mientras que en otras regiones aún se encuentran reducidas debido al impacto negativo de actividades humanas como las matanzas deliberadas, las muertes accidentales en redes de pesca, la

colecta de huevos para el consumo, la destrucción o degradación del hábitat, así como las interacciones negativas, a nivel ecológico y genético, con otros cocodrilos (Ross 1998, Thorbjarnarson *et al.* 2006).

Un factor clave para la conservación de estos grandes cocodrilos es la protección de sus hábitats. La planificación a largo plazo para la conservación de estas especies amenazadas requiere, de manera ideal, del mantenimiento de poblaciones viables en el amplio espectro de ecosistemas por ellos habitados. Dentro de la distribución de *C. acutus* y *C. intermedius* existen áreas legalmente protegidas: Parques Nacionales, Refugios y Reservas de Fauna, Reservas de Biosfera y sitios Ramsar. Algunas de ellas han sido creadas con el propósito explícito de conservar a los cocodrilos, como es el caso del Refugio de Fauna y Reserva de Pesca del Caño Guaritico en el estado Apure, Venezuela. El rol de las áreas protegidas en la conservación de los cocodrilos depende de factores como la extensión de hábitat para los cocodrilos dentro del área protegida, la calidad del hábitat disponible, la presión humana (cacería, turismo, contaminación) y la intensidad y eficacia del manejo. Por esto, la pregunta básica que se formuló para desarrollar la revisión fue la siguiente: ¿Cuál ha sido la efectividad de las áreas naturales protegidas en la conservación de los caimanes del Orinoco (*Crocodylus intermedius*) y de la costa (*Crocodylus acutus*) en sus áreas de distribución natural?

Métodos

Para realizar las búsquedas generales en la Internet se utilizó *Google Scholar* y *Google*; mientras que para localizar

revistas arbitradas con artículos referidos al estado poblacional de las especies, se consultó *ScienceDirect*, *Science.gov*, *SciELO Chile*, *Metabase*, *Redalyc*, *Bioone*, y las páginas especializadas (relacionadas con reptiles en general o *Crocodylia* en específico) *Crocodyle Specialist Group Proceedings Bibliography*, *Crocodyle Specialist Group webpage* y *Herplit database*. La información relacionada con el sistema de áreas protegidas de los distintos países se buscó en las páginas Web de las instituciones directamente involucradas en el manejo de éstas (INPARQUES, SINAP, SINAC, SNAP, SINAMPE, MARENA), por mencionar algunas de ellas. También se consultó la base de datos del Grupo de Especialistas en Cocodrilos de Venezuela (GECV), que contiene la información de los ejemplares de *C. acutus* y *C. intermedius* liberados hasta diciembre de 2008. Se utilizó asociaciones de palabras combinadas, en inglés y en español, para las búsquedas: *Crocodylus acutus*, *Crocodylus intermedius*, caimán de la costa, cocodrilo del Orinoco, caimán del Orinoco, áreas protegidas, parque, refugios de fauna, reservas de fauna, protección de hábitat. Se revisó de manera detallada las revistas donde se publican con mayor frecuencia tópicos relacionados con la conservación de los Crocódilidos (*Conservation Biology*, *Biological Conservation*, *Oryx*, *Herpetologica*, *Journal of Herpetology*, *Copeia*), así como revistas regionales (*Vida Silvestre Neotropical*, *Biollania*, *Revista de Biología*, *Interciencia*, *Caribbean Journal of Science*). La consulta de la bibliografía citada en artículos recientes de éstas y otras revistas sirvió para localizar artículos no detectados en las búsquedas anteriores. De igual forma, se consultó a investigadores del

Grupo de Especialistas en Cocodrilos de Venezuela (GECV) y del Comité de Manejo de los Crocodilianos de México (COMACROM), quienes facilitaron la información sobre otras referencias pasadas por alto en el escrutinio.

Los estudios seleccionados inicialmente fueron aquellos cuyos títulos incluían el nombre común o científico de los dos cocodrilos y palabras clave que indicaban una potencial asociación con el objetivo de la revisión. Después de leer el resumen de los artículos, se seleccionó aquellos que reportaran:

1) datos poblacionales en términos de tasas de encuentro (individuos por kilómetro), 2) estimados poblacionales totales (número de individuos presentes en el área de estudio) o 3) datos reproductivos, como número de nidos, nidos eclosionados y número de individuos en edad reproductiva en la población. Los estudios que no cumplieron con estos criterios fueron excluidos de la revisión. Un solo revisor tuvo acceso a la selección de artículos, y debido al escaso número de estudios seleccionados no se realizó un análisis *Kappa*.

La extracción de los datos de cada artículo se llevó a cabo utilizando una hoja de cálculo, donde se sintetizó para cada estudio la siguiente información: localidad o región; estado, departamento o provincia; país; especie de *Crocodylus*; tipo de hábitat; área protegida (sí o no); superficie en hectáreas del área protegida; categoría del área protegida; año de protección; autor y año de la publicación; año de la evaluación; distancia censada en kilómetros; período en años desde la fecha de protección hasta la evaluación; número de censos; tipo de censos; tasa de encuentro (ind/km); tamaños poblacionales reportados (mínimo y máximo);

técnica utilizada para estimar tamaño poblacional; datos de nidificación y reforzamiento poblacional. Debido a limitaciones en los datos encontrados no se pudo realizar meta-análisis. Con la información obtenida se realizó una síntesis semiformal por lo que los resultados se presentan de manera descriptiva.

Resultados

En la búsqueda general se localizaron 221 artículos, de los cuales sólo 136 contenían información relevante acerca del estado poblacional de *C. intermedius* y *C. acutus*, y fueron objeto de una revisión más detallada. La mayor parte (77,8%) pertenecía a la categoría de literatura gris. De los artículos revisados, 48 (33,8%) fueron publicados en las memorias del Grupo de Especialistas en Cocodrilos (IUCN SSC/CSG) y 14 (10,3%) en el boletín del mismo grupo. En la revisión se evidenció la escasez de publicaciones, en revistas arbitradas, sobre la ecología poblacional de estos cocodrilos; sólo 29 artículos de este tipo fueron localizados (21,3% del total revisado).

La información encontrada sobre las dos especies de *Crocodylus* estuvo muy sesgada hacia ciertos países. Una alta proporción de los artículos arbitrados (34,5%) trataron sobre el estado poblacional del caimán de la costa en los Estados Unidos. Si se toman en consideración todos los artículos revisados, 35,3% fueron realizados en México, mientras que varios países estuvieron representados por sólo uno o dos artículos (Honduras, Haití, Panamá, El Salvador). No se encontraron reportes sobre la situación de *C. acutus* en Guatemala ni en Jamaica. La información cuantitativa extraída de los

artículos no permitió mayores análisis estadísticos, ya que la cantidad de datos por país fue muy desigual. Para el caso del caimán de la costa algunos países poseen datos tomados de manera muy esporádica. Desde el año 1970, en ocho países donde se distribuye esta especie, se cuenta con cuatro o menos años en los que se evaluó el estado de alguna población. Solamente México, Venezuela y, en menor medida, Costa Rica, poseen evaluaciones para varios años, pero eso no significa que las mismas localidades han sido evaluadas de manera repetida. En el caso de *C. intermedius* los datos para Colombia son muy escasos y tomados de manera muy esporádica, mientras que Venezuela cuenta con mayor continuidad de trabajos (Godshalk 1978, Ayarzagüena 1987, Thorbjarnarson & Hernández 1992, Chávez 2000, Seijas & Chávez 2000, Llobet & Seijas 2003, Ávila-Manjón 2008). Sólo para el río Cojedes existen datos tomados con mayor o menor frecuencia.

En los artículos consultados se mencionan al menos 196 localidades con reportes sobre la presencia de las especies de interés. De estas localidades, 134 (68,4%) estuvieron ubicadas fuera de áreas protegidas y las restantes 62 (31,6%) dentro de éstas. En la Tabla 1 se presenta el número de localidades por país en las que se ha confirmado, en los últimos 30 años, la existencia de poblaciones de las dos especies de

cocodrilos bajo estudio y se indica, además, cuántas de esas poblaciones se ubican en áreas legalmente protegidas. México destaca con el mayor número de localidades donde se confirmó la existencia de poblaciones de *C. acutus* (43), pero sólo 16,3% de ellas estarían seguras por encontrarse dentro de un área protegida. En Venezuela, la mitad de las poblaciones de esta especie estarían protegidas por el sistema de parques y otras figuras de protección estricta. Estados Unidos, Cuba y Costa Rica (en este orden), serían los países cuyas poblaciones en su mayoría están incluidas en el sistema de áreas protegidas.

En muy pocos casos se encontró información del estado de las poblaciones de cocodrilos antes y después de la declaración de una localidad como área protegida. Las declaratorias de éstas ocurrieron, en su mayoría, en las décadas de 1970 y 1980, mientras que la mayor parte de las evaluaciones poblacionales empezaron a partir de mediados de los ochenta. En las ocasiones en que existe información poblacional de antes y después de la creación de un área protegida, ésta fue difícil de comparar por las diferencias en los métodos utilizados para obtener los datos. Un caso que ejemplifica esta situación es el de algunos ríos de los llanos de Venezuela, donde Godshalk (1978, 1982) evaluó el estado de *C. intermedius* antes

Tabla 1. Número de localidades por país donde se ha reportado en los últimos 30 años la presencia de *Crocodylus intermedius* y *C. acutus*, y localidades que están incluidas dentro de áreas legalmente protegidas.

País	Número de localidades o regiones con información del estado de las poblaciones	Localidades dentro de áreas legalmente protegidas
<i>Crocodylus acutus</i>		
Belice	5	1
Colombia	9	2

País	Número de localidades o regiones con información del estado de las poblaciones	Localidades dentro de áreas legalmente protegidas
Costa Rica	13	8
Cuba	11	10
Ecuador	3	1
Honduras	19	2
Haití	4	0
México	43	7
Nicaragua	9	4
Panamá	1	1
Perú	1	1
República Dominicana	1	1
El Salvador	4	0
Estados Unidos	5	5
Venezuela	20	10
<i>Crocodylus intermedius</i>		
Colombia	4	0
Venezuela	14	4

Tabla 2. Tamaño reportado para algunas poblaciones de *Crocodylus acutus* y *C. intermedius*, y número de localidades incluidas dentro de áreas legalmente protegidas (P) y fuera de áreas protegidas (NP).

País	Tamaño Poblacional (ind.)										
	<10		11-50		51-100		101-500		>500		
	P	NP	P	NP	P	NP	P	NP	P	NP	
<i>Crocodylus acutus</i>											
Belice		1		1						1	
Colombia		1	1					2			
Costa Rica			1	1	2	2	2				
Cuba			1		2		2	1	1		
Ecuador	1		1	1							
Honduras	1	11	1	4				2			
Haití											1
México	4	4	1	10	1	5	4	3		3	
Nicaragua		4	3								
Perú			1								
Rep. Dominicana										1	
El Salvador		1		3							
Estados Unidos										1	
Venezuela	1	3	3	1	4	1		1			
TOTAL	7	25	13	21	9	8	8	9	4	4	
<i>Crocodylus intermedius</i>											
Colombia	1	4		2							
Venezuela	1	2	2	4				1	1	1	
TOTAL	2	6	2	6				1	1	1	

de que existiera algún área protegida en la región. Este investigador obtuvo sus resultados combinando diversos métodos (entrevistas, recorridos diurnos, recorridos nocturnos), lo que dificulta la comparación con resultados de investigadores que emplearon, años más tarde, reconocimientos aéreos y recorridos nocturnos (Thorbjarnarson & Hernández 1992).

Al tomar en cuenta el tamaño de las poblaciones (número de individuos de más de un año reportados o estimados), se observó que la mayor parte de las poblaciones pequeñas están fuera del sistema de áreas protegidas de la región, tanto en el caso del caimán de la costa como del caimán del Orinoco (Tabla 2). En un estudio que resume el conocimiento de 39 expertos en *C. acutus*, Thorbjarnarson y colaboradores (2006) identificaron las denominadas “Unidades de Conservación de Cocodrilos” (UCC) como aquellas áreas continuas donde todavía existen importantes poblaciones de la especie. En ese análisis se identificó 69 de esas UCC ubicadas en ocho biorregiones, y la extensión total de las UCC fue de 104.210 km². De esa superficie, 25.625 km² (24,6%) están dentro de áreas naturales protegidas; sin embargo, los porcentajes de UCC dentro de áreas protegidas varían de una región a otra. Otros estudios indicaron que algunas poblaciones relativamente grandes de *C. acutus* permanecen sin protección.

Un caso que requiere mención especial es el de Colombia, donde las dos mayores poblaciones conocidas (Cispatá en Córdoba y bahía Portete en La Guajira) no están incluidas dentro de alguna figura de área natural protegida. En el caso de México, tres grandes poblaciones (La Ventanilla en Oaxaca, El Potrero y

laguna Amela en Colima) están fuera del amparo de alguna figura protectora. En el caso *C. intermedius*, la situación en Colombia es extremadamente crítica; las estimaciones poblacionales para los años setenta indican que esta especie se encuentra aún peor que lo reportado por Medem (1981). Aunque existen áreas protegidas en los llanos de ese país, sólo en el Parque Nacional El Tuparro, declarado en 1970, se señala la existencia de la especie con índices de abundancia muy bajos (Rodríguez 2002). En Venezuela la gran mayoría de las pequeñas poblaciones de caimán del Orinoco están fuera del sistema nacional de áreas protegidas y la población con mayor número de individuos de esta especie en el río Cojedes no está amparada por ningún tipo de figura de protección (Seijas & Chávez 2000). Es importante indicar que la población del hatu El Frío (Apure) queda fuera del sistema nacional de áreas protegidas, ya que se encuentra en tierras privadas; sin embargo, en la práctica, es la población con la protección más efectiva (Antelo *et al.* 2008). Los resultados completos de la revisión sistemática pueden consultarse en: www.environmentalevidence.org/SR54.html.

Discusión

Los datos disponibles acerca del estado poblacional de los caimanes de la costa y del Orinoco son escasos para la mayor parte de sus áreas de distribución. Incluso, en países como El Salvador, Guatemala, Jamaica, Panamá, Haití, Honduras y Nicaragua prácticamente no hay información o la existente está desactualizada. La escasez de información dificultó el análisis de las tendencias poblacionales de las especies y el hallazgo de conclusiones sobre el grado de efectividad que las áreas

protegidas estrictas han tenido en la conservación de los dos cocodrilos de interés.

Estados Unidos es el único país donde se ha efectuado un monitoreo continuo de la situación de *C. acutus*. Ese monitoreo se ha basado en esencia aunque no exclusivamente, en evaluar los cambios en la distribución y en el número de nidos de la especie en el sur de Florida. A comienzos del siglo XX la población del caimán de la costa en los Estados Unidos estaba por el orden de 1.000 a 2.000 individuos, sin embargo, para la década de los setenta se había reducido aproximadamente de 100 a 400 (Ogden 1978, Kushlan & Mazzotti 1989). Durante los últimos 30 años, la efectividad de las medidas de conservación aplicadas ha permitido que los niveles poblacionales actuales se asemejen a los iniciales. Algunas otras localidades que reportan recuperación poblacional de *C. acutus* serían ciénaga de Birama en Cuba, laguna Amela en México, río Tárcoles en Costa Rica, bahía de Cispatá en Colombia y laguna de Tacarigua en Venezuela (Alonso Tabet & Rodríguez Soberón 1998, Arteaga & Gómez 2000, Ulloa-Delgado & Sierra Díaz 2002, Porras 2004, Hernández Hurtado *et al.* 2006). En todos estos casos las recuperaciones aparecen escasamente documentadas. De las localidades mencionadas, laguna de Amela (México) y bahía de Cispatá (Colombia) no se encuentran amparadas por áreas protegidas, por lo que las recuperaciones poblacionales no se deben a la existencia de dichas áreas y por tanto no son consideradas en esta revisión.

Varios estudios indicaron que aunque algunas de las poblaciones más

numerosas de *C. acutus* y *C. intermedius* se encuentran en áreas naturales protegidas, esta protección legal es sólo a medias. Es lo que ocurre, por ejemplo, con el caimán de la costa en el río Tárcoles de Costa Rica, que constituye uno de los límites de la Reserva de Biosfera Carara. Allí, mientras las actividades humanas están bastante reguladas en una de las orillas, en la otra hay menos limitaciones de acceso y menor protección en general, por lo que los caimanes están más expuestos a la acción negativa de los seres humanos. Otro ejemplo, esta vez con el caimán del Orinoco, ocurre en el Parque Nacional Santos Luzardo, en Venezuela. Los ríos Cinaruco y Capanaparo constituyen sus límites sur y norte, respectivamente. La población de caimanes en este último río es la segunda más numerosa conocida para esta especie y aunque la guardería ambiental es en la actualidad casi nula en el área, la margen izquierda del Capanaparo está más expuesta a las actividades humanas que la margen derecha, lo que hace vulnerable a los caimanes a lo largo de todo el río.

Aunque la ubicación en un área protegida no garantiza la recuperación de una población de cocodrilos, la declaratoria de nuevos parques, refugios y reservas es una medida deseable, porque estos permitirían incluir a muchas localidades con poblaciones importantes o incipientes. Ya se mostró que numerosas localidades donde persisten poblaciones de estas especies no se encuentran protegidas. La viabilidad de esas poblaciones a largo plazo va a depender, entre otras posibilidades, de que se garantice la integridad de sus hábitats, lo cual es uno de los objetivos principales de las áreas protegidas.

Referencias bibliográficas

- Alonso Tabet, M. & R. Rodríguez Soberón (1998). El Cocodrilo Americano en la Ciénaga de Birama: el rey del humedal. *Flora y Fauna* 2: 27-29.
- Álvarez del Toro, M. (1974). Los *Crocodylia* de México. Instituto Mexicano de los Recursos Naturales Renovables, México DF, México.
- Antelo, R., J. Ayarzagüena & J. Castroviejo (2008). A new Orinoco Crocodile (*Crocodylus intermedius*) population at Guaritico wildlife refuge, El Frío Biological Station and surrounding areas. pp. 68. En: Proceedings of the 19th Working Meeting of the Crocodile Specialist Group. IUCN/SSC, Santa Cruz, Bolivia.
- Arteaga, A. & F. Gómez (2000). Recuperación de *Crocodylus acutus* en parques nacionales de Venezuela. pp. 336-352. En: Proceedings of the 15th Working Meeting of Crocodile Specialist Group. IUCN/SSC, Gland, Switzerland.
- Ávila-Manjón, P.M. (2008). Estado poblacional del Caimán del Orinoco (*Crocodylus intermedius*) en el río Cojedes, Venezuela. Tesis de Maestría. Universidad Nacional Experimental de los Llanos Occidentales Ezequiel Zamora, Guanare, Venezuela.
- Ayarzagüena, J. (1987). Conservación del Caimán del Orinoco (*Crocodylus intermedius*) en Venezuela. Parte I: Río Cojedes. Fundación para la Defensa de La Naturaleza, Caracas, Venezuela.
- Chávez, C. (2000). Conservación de las poblaciones del Caimán del Orinoco (*Crocodylus intermedius*) en Venezuela. Informe Profauna-Corpoven. Ministerio del Ambiente y de los Recursos Naturales, Caracas, Venezuela.
- Godshalk, R. (1978). El Caimán del Orinoco, *Crocodylus intermedius*, en los llanos occidentales venezolanos con observaciones sobre su distribución en Venezuela y recomendaciones para su conservación. Informe sin publicar. Fundación para la Defensa de La Naturaleza, Caracas, Venezuela.
- Godshalk, R. (1982). Status and conservation of *Crocodylus intermedius* in Venezuela. pp. 39-53. En: Crocodiles, Proceedings of the 5th Working Meeting of the Crocodile Specialist Group. IUCN/SSC, Gainesville, USA.
- Hernández Hurtado, H., R. García de Quevedo & P.S. Hernández Hurtado (2006). Los cocodrilos de la costa Pacífico Occidental (Michoacán, Colima y Jalisco) de México. pp. 375-389. M.C. Jiménez Quiroz & E. Espino-Barr (eds.). Los recursos pesqueros y acuícolas de Jalisco, Colima y Michoacán. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. Instituto Nacional de la Pesca y Centro Regional de Investigación Pesquera de Manzanillo, Manzanillo, México
- IUCN (2007). 2007 IUCN Red List of Threatened Species [en línea]. Consultado el <28 jul. 2008> en <www.iucnredlist.org>
- Kushlan, J. & F. Mazzotti (1986). Population biology and status of the American Crocodile in south Florida. pp. 188-194. En: Proceedings of the 7th Working Meeting of the Crocodile Specialist Group SSC/IUCN. IUCN/SSC, Caracas, Venezuela.
- Llobet, A. & A.E. Seijas (2003). Estado poblacional y lineamientos de manejo del Caimán del Orinoco (*Crocodylus intermedius*) en el río Capanaparo, Venezuela. pp. 117-129. En: R. Polanco-Ochoa (ed.). Manejo de Fauna Silvestre

- en Amazonía y Latinoamérica: selección de trabajos V Congreso Internacional. Fundación Natura, Bogotá, Colombia.
- Medem, F. (1981). Los Crocodylia de Sur América, Vol. I. Los Crocodylia de Colombia. Colciencias, Bogotá, Colombia.
- Medem, F. (1983). Los Crocodylia de Sur América, Vol. II. Universidad Nacional de Colombia y Colciencias, Bogotá, Colombia.
- Ogden, J.C. (1978). Status and nesting biology of the American Crocodile, *Crocodylus acutus*, (Reptilia, Crocodylidae) in Florida. *Journal of Herpetology* 12: 183-196.
- Porras, L.P. (2004). Situación actual del Cocodrilo Americano (*Crocodylus acutus*) en los ríos Jesús María, Tárcoles y Tusubres: estructura poblacional e intercambio genético. Tesis de Maestría. Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica.
- Rodríguez, M. (2002). Estado y Distribución de *Crocodylus intermedius* en Colombia. Resumen de censos 1994-1997. pp. 21-29. En: A. Velasco, G. Colomine, G. Villarroel & M. Quero (eds.). Taller para la Conservación del Caimán del Orinoco (*Crocodylus intermedius*) en Colombia y Venezuela. Universidad Central de Venezuela, Caracas, Venezuela.
- Rodríguez, J.P. & F. Rojas-Suárez (2008). Libro rojo de la fauna venezolana. 3a edición. Provita y Shell de Venezuela, Caracas, Venezuela.
- Ross, J.P. (1998). Crocodiles: status survey and conservation action plan. IUCN/SSC Crocodile Specialist Group, Gland, Switzerland.
- Seijas, A.E. & C. Chávez (2000). Population status of the Orinoco Crocodile (*Crocodylus intermedius*) in the Cojedes river system, Venezuela. *Biological Conservation* 94: 353-361.
- Thorbjarnarson, J.B. (1992). Crocodiles: an action plan for their conservation. IUCN/SSC Crocodile Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland.
- Thorbjarnarson, J.B. & G. Hernández (1992). Recent investigations of the status and distribution of the Orinoco Crocodile *Crocodylus intermedius* in Venezuela. *Biological Conservation* 62: 179-188.
- Thorbjarnarson, J.B., F. Mazzotti, E. Sanderson, F. Buitriago, M. Lazcano, K. Minkowski, M. Muñiz, P. Ponce, L. Sigler, R. Soberón, A.M. Trelancia & A. Velasco (2006). Regional habitat conservation priorities for the American Crocodile. *Biological Conservation* 128: 25-36.
- Ulloa-Delgado, G.A. & C.L. Sierra Díaz (2002). Conservation of *Crocodylus acutus* in the Bahía de Cispata. *Crocodile Specialist Group Newsletter* 21: 13-15.
- Vásquez Ruesta, P.G. & V.F. Burneo (2005). Informe del viaje de inspección ocular a las instalaciones del Centro de Acuicultura La Tuna - Carranza de Tumbes. Fondo Nacional de Desarrollo Pesquero, Tumbes, Perú.

Andrés E. Seijas

Efectividad de la liberación de individuos criados en cautiverio como herramienta para restaurar poblaciones de cocodrilos (género *Crocodylus*) en el Neotrópico

Resumen

El caimán de la Costa (*Crocodylus acutus*) y el caimán del Orinoco (*C. intermedius*), son dos de las cuatro especies de cocodrilos del Neotrópico. Muchas de sus poblaciones han sufrido reducciones o han sido extirpadas. Una estrategia ampliamente utilizada para restaurar o reforzar las poblaciones de cocodrilos es la cría en cautiverio, la cual permite obtener individuos para ser liberados en sus hábitats naturales. Esta estrategia puede resultar costosa y a veces poco efectiva, por lo que su evaluación a tiempo ahorraría dinero y esfuerzo. El objetivo de la revisión fue determinar el alcance de la liberación de individuos del género *Crocodylus* criados en cautiverio en el Neotrópico y su contribución en la restauración de estas especies. La tasa mínima de sobrevivencia de los cocodrilos liberados varió mucho, desde 0,6% hasta más de 75%. La tasa mínima de sobrevivencia calculada dependió del método de captura, del período de tiempo transcurrido entre la liberación y la recaptura, del tipo de hábitat, y de la intensidad del esfuerzo de captura. En general, los cocodrilos se adaptan bien a nuevas condiciones, según lo sugieren las tasas de crecimiento de los individuos recapturados. Se evidenció que las evaluaciones de los programas de liberación son todavía escasas, por lo que debe implementarse un monitoreo a largo plazo. Aunque las reintroducciones y reforzamientos poblacionales son importantes estrategias de conservación, la liberación de cocodrilos criados en cautiverio debe ser sólo una parte de un programa de conservación al que sería necesario integrar otros aspectos como la creación de áreas protegidas, la protección y restauración del hábitat, el cumplimiento de las leyes y la educación ambiental.

Introducción

En la actualidad, en el mundo se reconocen 23 especies en el Orden Crocodylia, agrupadas en tres familias (o sub-familias, de acuerdo con algunos autores). La familia Gavialidae, con una sola especie, *Gavialis gangeticus*, de la India y Nepal; la familia Alligatoridae con 8 especies, siete de ellas americanas y una de China; y la

Universidad Nacional Experimental
de los Llanos Occidentales Ezequiel
Zamora, Guanare 3350, Venezuela
Correo electrónico:
aeseijas@cantv.net
aeseijas@gmail.com

familia Crocodylidae con 14 especies de distribución pantropical (Ross 1998). En el Neotrópico existen cuatro especies de la familia Crocodylidae, todas ellas del género *Crocodylus*: el cocodrilo de pantano o de Morelet, *C. moreletii*; el cocodrilo de Cuba, *C. rhombifer*; el cocodrilo americano o caimán de la costa, *C. acutus*, y el cocodrilo o caimán del Orinoco, *C. intermedius* (Groombridge 1987).

La principal causa de la reducción de las poblaciones de las especies del género *Crocodylus* en América es la cacería con fines comerciales a que fueron sometidas desde aproximadamente 1929 hasta la década de 1960. Para ese momento, las poblaciones ya habían sido diezmadas en la mayor parte de su área de distribución histórica, en algunos casos al punto de provocar la extinción local. En la década de 1970 ya existían leyes en casi todos los países para proteger a estas especies de la cacería ilegal (Álvarez del Toro 1974, Medem 1981, 1983; Thorbjarnarson 1992, Vásquez Ruesta & Burneo 2005). Las restricciones nacionales e internacionales contra el comercio ilegal, así como la disponibilidad de pieles de otros cocodrilos ha reducido la cacería comercial en décadas recientes. En ciertas áreas esto ha permitido la recuperación de algunas poblaciones, mientras que en otras regiones aún se encuentran reducidas debido al impacto negativo de actividades humanas tales como las matanzas deliberadas, las muertes accidentales en redes de pesca, la colecta de huevos para el consumo, la destrucción o degradación del hábitat, así como las interacciones negativas, a nivel ecológico y genético, con otros cocodrilos (Ross 1998, Thorbjarnarson *et al.* 2006).

La restauración de poblaciones de determinadas especies en áreas donde

han desaparecido o se encuentran severamente disminuidas, es un objetivo básico de muchos programas de conservación. Los métodos que se usan para lograr dichos objetivos pueden ser muy variados. Uno de ellos es la reintroducción, que permite establecer una especie en un área que formó parte de su distribución histórica, pero en la cual ha sido diezmada o se ha extinto (IUCN 1995). En muchos casos, se usa el término “reintroducción” cuando se liberan individuos en lugares donde ya existe una población, por lo general muy deprimida, con la finalidad de acelerar su recuperación. Esta acción es definida por la IUCN (1995) como “reforzamiento” o “suplementación”. Los individuos usados en los programas de reintroducción provienen, en la mayoría de los casos, de centros de cría en cautiverio donde los animales son mantenidos desde temprana edad hasta que alcanzan la edad, talla, o etapa de desarrollo que les provean de las características necesarias para tener una alta probabilidad de sobrevivencia en su ambiente natural. Los individuos de esos centros de cría pueden provenir de animales reproductores también mantenidos en cautiverio o ser colectados, como huevos o individuos recién nacidos, en poblaciones naturales.

La cría en cautiverio para la posterior liberación de individuos al medio natural, es una estrategia ampliamente usada en la restauración de poblaciones de cocodrilos. En el Neotrópico se ha implementado con las especies amenazadas del género *Crocodylus* (Sigler 2002, Seijas 2003, Hernández 2007), aún cuando esta estrategia no es considerada prioritaria en muchos países. La liberación al medio natural de individuos mantenidos en cautiverio se ha hecho con el objetivo de reforzar poblaciones ya existentes, o mitigar

los posibles efectos de la extracción de individuos adultos en poblaciones sometidas a manejo con fines comerciales (Blake & Loveridge 1975, Chabreck & Wright 2002, Larriera 2002, Seijas *et al.* 2003). En los casos en que se ha implementado la cría en cautiverio y posterior liberación, pocos estudios han documentado el nivel de éxito. Con esta revisión se buscó establecer la efectividad de programas de liberación de individuos criados en cautividad al medio natural, como herramienta para restaurar poblaciones del género *Crocodylus* en el Neotrópico.

Métodos

Para realizar las búsquedas generales en la Internet se utilizó *Google Scholar* y *Google*, mientras que para localizar revistas arbitradas con artículos relacionados con el estado poblacional de las especies, se consultó *ScienceDirect*, *Science.gov*, *SciELO Chile*, *Metabase*, *Redalyc*, *Bioone*, y las páginas especializadas *Crocodile Specialist Group Proceedings Bibliography*, *Crocodile Specialist Group webpage* y *Herplite database* (por referirse a reptiles en general o a *Crocodylia* en específico). La información sobre el sistema de áreas protegidas de los distintos países se buscó en las páginas Web de las instituciones directamente involucradas en el manejo de éstas (p.ej. INPARQUES, SINAP, SINAC, SNAP, SINAMPE, MARENA). También se consultó la base de datos del Grupo de Especialistas en Cocodrilos de Venezuela (GECV). Se utilizaron combinaciones de las siguientes palabras, en inglés y en español, para las búsquedas: reintroducción, reforzamiento, liberación, cría en cautiverio, repatriación, cocodrilo del Orinoco, caimán del Orinoco, *Crocodylus intermedius*, caimán de la

costa, caimán de aguja, caimán agujero, cocodrilo de río, *Crocodylus acutus*, cocodrilo de pantano, *Crocodylus moreletii*, cocodrilo cubano y *Crocodylus rhombifer*. Se revisaron de manera detallada las revistas donde se publican con mayor frecuencia tópicos relacionados con la ecología y conservación de los Crocódilidos (*Conservation Biology*, *Biological Conservation*, *Oryx*, *Herpetologica*, *Journal of Herpetology*, *Copeia*), así como revistas regionales (*Memoria de la Fundación La Salle de Ciencias Naturales*, *Acta Biológica Venezuelica*, *Ecotrópicos*, *Boletín del Centro de Investigaciones Biológicas de la Universidad del Zulia*, *Biollania*, *Caldasia*, *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias*, *Revista de Biología Tropical*, *Brenesia*, *Vida Silvestre Neotropical*, *Caribbean Journal of Science*). La consulta de la bibliografía citada en artículos recientes de éstas y otras revistas sirvió para localizar artículos cuya detección pudo haber escapado de las búsquedas anteriores. Se consultó a investigadores que han trabajado con cocodrilos en Latinoamérica y se les solicitó tanto referencias como información sobre otras referencias pasadas por alto en el escrutinio.

Los estudios seleccionados inicialmente fueron aquellos cuyos títulos incluían el nombre común o científico de alguno de los cocodrilos y palabras clave que indicaban una potencial asociación con el objetivo de la revisión. Después de leer el resumen de los artículos, se seleccionó aquellos que cumplieran con cualquiera de los siguientes criterios: 1) Sujetos relevantes: especies de *Crocodylus* del Neotrópico; 2) Tipos de intervenciones: liberación de individuos criados en cautiverio con fines de reintroducción o

de reforzamiento poblacional; 3) Tipo de comparadores: poblaciones naturales que no están bajo ningún tipo de manejo; 4) Tipos de resultados: re-establecimiento, cambios en tendencias poblacionales, tasas de crecimiento y sobrevivencia, edad reproductiva y éxito reproductivo de individuos liberados y silvestres; y 5) Tipos de estudios: todos los trabajos que incluían información sobre números, fechas y áreas donde se liberaron cocodrilos, así como tasas de sobrevivencia, crecimiento y reproducción.

La extracción de los datos de cada artículo se llevó a cabo utilizando una hoja de cálculo, en la que se sintetizó la siguiente información para cada estudio: localidad o región; estado, departamento o provincia; país; especie de *Crocodylus*; autor y año de la publicación; año de la liberación y número de cocodrilos liberados. Para evaluar el éxito de cada liberación se recopiló también la siguiente información: número de individuos recapturados, método de recaptura, período de tiempo transcurrido entre la liberación y la recaptura, tasa de crecimiento de individuos recapturados, índices poblacionales previos y posteriores a la liberación y cambios en el éxito reproductivo. Debido a limitaciones en los datos encontrados no se pudo realizar un meta-análisis. Con la información obtenida se realizó una síntesis semi-formal por lo que los resultados se presentan de manera descriptiva. Los documentos completos de la revisión sistemática pueden obtenerse en: <http://www.environmentalevidence.org/SR58.html>.

Resultados

Se encontró 48 trabajos con referencias sobre programas o eventos de reintroducción de especies del género

Crocodylus en la región neotropical, 36 de ellos (75%) fueron utilizados en los análisis. Sólo 16,6% de los trabajos incluidos en la revisión fueron publicados en revistas arbitradas, por lo que el resto puede ser considerado como literatura gris. La mayor fuente de información (38,8% de los artículos) se obtuvo de las publicaciones del Grupo de Especialistas en Cocodrilos de la UICN. En toda la región se reportaron 56 eventos de liberación para 31 localidades. La mayoría de los eventos (78,6%) y localidades (71%) correspondieron a Venezuela (Tabla 1). La especie con mayor número de eventos reportados fue el caimán del Orinoco (30), seguido por el caimán de la costa (24) [Tabla 1]. Las cifras reseñadas en las tablas son incompletas, al menos para el caso de *C. acutus* y *C. intermedius* en Venezuela, ya que muchos eventos de liberación no son reportados en la literatura científica.

Una de las maneras de evaluar los programas de reintroducción es determinando el porcentaje de sobrevivencia de los individuos liberados. No se han evaluado los resultados en todos los casos en que se han reintroducido ejemplares al medio natural. Los métodos de evaluación han sido también muy variados (observaciones, recapturas, radiotelemetría) y, quizás la evaluación más directa que se haya realizado hasta ahora la llevaron a cabo Muñoz y Thorbjarnarson (2000) en el río Capanaparo, Venezuela. Estos investigadores siguieron a 8 *Crocodylus intermedius* (de un total de 12 liberados) por 11,6 meses con equipo de radiotelemetría. Al final del período de seguimiento, 7 de los 8 individuos con transmisores sobrevivieron y uno fue cazado (con arco y flecha) por indígenas de la región. La tasa de sobrevivencia

en este caso fue 87,5%. Otro reporte de índice de sobrevivencia muy alto (aunque referido sólo a 4 individuos) fue reseñado para esa misma especie en el río Matiyure (hato El Cedral, Apure, Venezuela). Todos los ejemplares fueron recapturados 3,82 años más tarde como ejemplares adultos (Lugo 1998). En este caso, la recaptura de los animales se facilitó porque ellos permanecieron muy juntos y eran alimentados ocasionalmente por turistas que visitaban el sitio de liberación de manera regular (J. Thorbjarnarson, *com. pers.*). Al menos dos de esos individuos permanecían vivos en el año 2001, cuando dos hembras se reprodujeron (Rivas & Owens 2002). Si se toma en cuenta a un individuo adicional, liberado en esa localidad poco después de la liberación de los cuatro primeros, entonces la sobrevivencia sería 60%. La mayor parte de las veces los porcentajes de sobrevivencia reportados son mucho menores, quizás debido a que las recapturas se dificultan porque los animales se dispersan y se vuelven más ariscos con el tiempo (Muñoz & Thorbjarnarson 2000). Es probable también que las dificultades de recaptura dependan del tipo de hábitat. Para *C. acutus* se reportan tasas de sobrevivencia altas en un ambiente cerrado como el embalse de Tacarigua (32% después de 60 meses) y muy bajas en un hábitat abierto como la ciénaga de Los Olivitos, un área de manglar al borde del lago de Maracaibo (1,2% después de 4 meses) [Arteaga 1998, Barros *et al.* 2005]. La baja tasa de recaptura para *C. rhombifer* en la ciénaga de Lanier (Cuba), se explicaría por las dificultades de trabajo en esa localidad, donde no es posible realizar los convencionales recorridos nocturnos con botes (Ramos *et al.* 1994). Otro factor de sesgo en las tasas de

sobrevivencia reportadas es el esfuerzo de captura, el cual fue muy bajo en el río Capanaparo (Venezuela) donde la captura de animales no constituía uno de los objetivos del proyecto (Llobet 2002), pero fue relativamente alto en el cañón del Sumidero (México) donde se realizaron recorridos mensuales y se intentó capturar todos los animales vistos (Sigler 1999, 2000). Las tasas de sobrevivencia de animales liberados reportadas en los estudios resultaron mayores (*C. intermedius*: $19,2 \pm 27,1\%$, rango: 0,6-100%, N = 22; *C. acutus*: $29,5 \pm 27,7\%$, rango: 1,2-100%, N = 14; *C. rhombifer*: 1,7%, N = 1) que las experimentadas por los *Crocodylia* en el medio natural durante el primer año. La mayor parte de los estudios señalan que la mortalidad el primer año está por encima de 90% (Pooley & Ross 1989). Es por ello que la liberación de individuos criados en cautiverio debe realizarse cuando hayan alcanzado una talla en la que los potenciales depredadores naturales sean escasos, pues seguramente así incrementarían de manera determinante las posibilidades de que los individuos sobrevivan hasta tallas mayores y alcancen la madurez sexual, incorporándose al sector reproductivo de la población.

La tasa de crecimiento corporal de los individuos liberados también sirve como indicador de la adaptación de los cocodrilos a su nuevo ambiente. Muchos de los trabajos revisados mencionaban que los individuos se adaptaron bien a las nuevas condiciones, pero muy pocos reportaron datos que sustentasen esas conclusiones. Los trabajos que aportaron este tipo de información fueron todos de Venezuela. Para el caimán de la costa, 15 datos individuales de los 16 disponibles son de la misma región, los embalses Játira y Tacarigua, los cuales

están incluidos en el Refugio de Fauna de Tucurere, estado Falcón y se conectan entre sí por un estrecho canal. Las tasas de crecimiento entre los dos embalses resultaron diferentes, pero no se les pudo comparar estadísticamente, ya que las tallas de los individuos fueron distintas al momento de la liberación y en el lapso considerado en cada caso. El crecimiento de estos cocodrilos fue relativamente rápido en los primeros años de vida, pero disminuye a medida que los individuos alcanzan tallas mayores (Fig. 1A). Se encontró mayor información respecto al crecimiento de caimanes del Orinoco una vez liberados. Los valores de crecimiento para las recapturas efectuadas poco tiempo después de las liberaciones mostraron una dispersión muy amplia (Fig. 1B), y al igual que en el caso del caimán de la costa, las tasas de crecimiento disminuyeron a medida que aumentó el lapso entre la liberación y la recaptura. Las tasas de crecimiento están seguramente afectadas por factores como edad y condición de los individuos al momento de la liberación, tipo de microhábitat en que se liberaron y productividad biológica de las aguas donde ocurrió la liberación. Resultó interesante observar que varios de los individuos de *C. intermedius* recapturados crecieron hasta alcanzar la talla adulta (>240 cm de LT) o estaban cerca de alcanzarla. En la mayor parte de los casos, esas tallas se lograron a edades comprendidas entre los 7 y los 10 años, lo cual es sorprendentemente rápido para la especie, si se toma en cuenta que Thorbjarnarson y Hernández (1993) estimaron que la madurez sexual se alcanza entre los 10 y los 15 años de edad. Sin embargo, los primeros nidos de animales liberados se localizaron en el hato El Frío ocho años después de

iniciado el programa de reintroducción (Rivas & Owens 2002), lo cual reafirma la prontitud con la cual los individuos liberados alcanzaron la talla adulta.

El fin último de los programas de reintroducción es restablecer una población de una especie donde ya ésta se ha extinguido. La mayor parte de los trabajos consultados trataron sobre reforzamiento de poblaciones. Sin embargo, se encontró dos casos en los que, estrictamente hablando, ocurrieron reintroducciones. Uno de ellos se llevó a cabo en la ciénaga de Lanier, en isla de la Juventud, Cuba. Allí originalmente existía *C. rhombifer*, pero la especie fue exterminada por la cacería con fines comerciales (Thorbjarnarson 1992, McMahan *et al.* 1998, Ross 1998). En 1990 se inició un programa de restauración poblacional y para 1998 se habían liberado en la ciénaga 600 ejemplares de distintas tallas. Ya para 1996 había evidencias de que se había establecido una población y los ejemplares capturados mostraban una condición física calificada de excelente (McMahan *et al.* 1998). El segundo caso es el caimán del Orinoco en el hato El Frío y sus zonas aledañas, incluyendo entre éstas el Refugio de Fauna Silvestre del Caño Guaritico. Se supone que *C. intermedius* estaba extinto en la región desde finales de la década de 1950 (Ayarzagüena *et al.* 2007, Antelo *et al.* 2008). En 1990 se inició un programa de liberaciones que se ha prolongado de manera ininterrumpida hasta la actualidad y en el cual se ha liberado a varios millares de individuos. Los resultados indican que en el área existe ya una población establecida con más de 400 ejemplares y unas 30 hembras reproduciéndose cada año (Antelo *et al.* 2008).

Discusión

Con excepción de lo que ocurre en Venezuela, los esfuerzos de restauración de poblaciones de especies del género *Crocodylus* en el Neotrópico, a partir de individuos criados en cautiverio, han sido escasos o están poco documentados. La información disponible permitió concluir que este método de conservación es efectivo desde el punto

Tabla 1. Eventos de reintroducción de *Crocodylus* spp. en la región neotropical y número de localidades en cada país donde estos se llevaron a cabo, de acuerdo con la información disponible en la literatura.

País	Eventos de liberación					Localidades
	<i>C. intermedius</i>	<i>C. acutus</i>	<i>C. rhombifer</i>	<i>C. moreletii</i>	Total	
Colombia		2			2	2
Costa Rica		1			1	1
Cuba		1	1		2	2
México		5		1	6	3
Perú		1			1	1
Venezuela	30	14			44	22
Total	30	24	1	1	56	31

de vista biológico, ya que los cocodrilos liberados se adaptan bien al nuevo ambiente, como lo demostraron los valores de sobrevivencia, que pudieran parecer bajos en algunos casos, pero probablemente estén subestimados. La alta tasa de sobrevivencia calculada a partir de datos de radiotelemetría (Muñoz & Thorbjarnarson 2000) para *C. intermedius* en el río Capanaparo, o los valores superiores a 20% calculados por Arteaga (1998) para *C. acutus* en un seguimiento más intenso en el embalse de Tacarigua, quizás reflejan mejor la efectividad de estos programas

en términos de sobrevivencia. El crecimiento de los animales liberados fue también un indicador de que los cocodrilos reintroducidos se adaptan a las nuevas condiciones ambientales. La tasa de crecimiento fue muy variable, dependiendo con seguridad de las características del hábitat donde se libera a los individuos.

La liberación de cocodrilos criados en cautiverio es la única opción posible en áreas donde las especies han sido erradicadas. Se encontró evidencia de

Figura 1A. Tasas de crecimiento de *Crocodylus acutus* recapturados en los embalses de Játira y Tacarigua (Falcón); las tasas de crecimiento neto disminuyen a medida que aumenta el lapso entre captura y recaptura. Elaborado a partir de datos en Seijas *et al.* (1990) y Arteaga (1998).

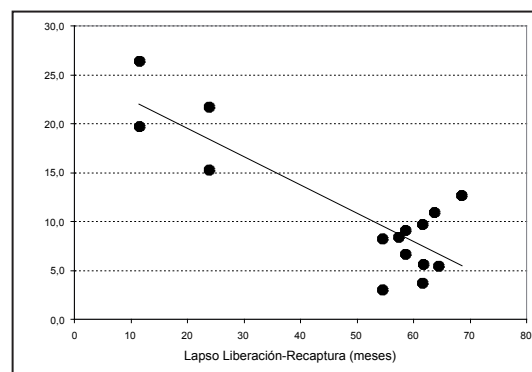
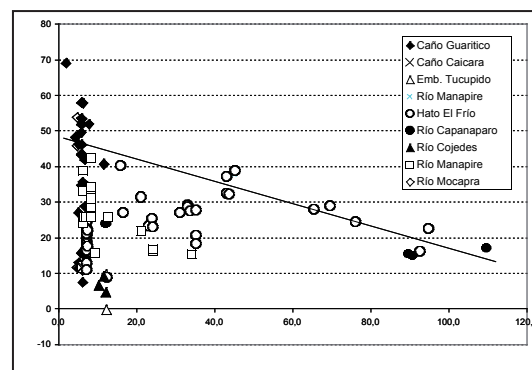


Figura 1B. Tasas de crecimiento de *Crocodylus intermedius*, calculadas para el lapso entre liberación y recaptura. La línea, de tendencia, muestra una disminución en la tasa de crecimiento de individuos en condiciones de hábitat ideales, a medida que transcurre el tiempo desde su liberación. Elaborado a partir de datos en: Lugo 1998, Chávez 2000, Llobet 2002, Jiménez-Oraá 2005 y del autor no publicados.



dos casos (ciénaga de Lanier en Cuba y hato El Frío en Venezuela) donde se puede afirmar que los programas de reintroducción han propiciado el restablecimiento de poblaciones. Es posible que este tipo de programas también haya contribuido al incremento de algunas poblaciones, como sería el cañón del Sumidero en México, la bahía de Cispatá en Colombia y Los Olivitos en Venezuela, pero la información sobre conteos fue escasa y de difícil interpretación antes y después de las liberaciones en estos sitios.

Aún cuando los *Crocodylia* criados en cautiverio respondan bien en el nuevo ambiente una vez liberados, el restablecimiento o reforzamiento exitoso de poblaciones por esta vía dependerá de muchos otros factores. El factor humano es, quizás, el más importante, ya que si todavía están presentes las causas que provocaron la declinación de una especie o que impiden su recuperación, la reintroducción de individuos estará destinada al fracaso. Lo que sucede en el hato El Frío y en sus zonas aledañas puede ser tomado como un ejemplo claro de esta situación. Hasta ahora en este hato se han liberado 886 individuos de *C. intermedius*, y en el cercano Refugio de Fauna Silvestre Caño Guaritico la cifra de liberados es 1.353 individuos. En la primera localidad se ha establecido de manera inequívoca una población, con más de 20 hembras reproduciéndose cada año, pero los datos disponibles para la segunda no permiten asegurar que allí se haya tenido el mismo éxito (Antelo *et al.* 2008). La explicación estaría en que, mientras la primera localidad cuenta con una efectiva protección por iniciativa privada, en la segunda no existe vigilancia y la caza y pesca ilegal son actividades comunes.

La cría en cautiverio con fines de conservación puede resultar una estrategia costosa, particularmente cuando los juveniles descienden de adultos mantenidos en cautividad, como ocurre en Venezuela (Hernández 2007). Los recursos dedicados a la reproducción y cría en cautiverio podrían destinarse más eficientemente, desde el punto de vista de la conservación, a otras actividades como una efectiva vigilancia para evitar las matanzas de adultos o la colecta de huevos. Tal como ha sido señalado por Muñoz y Thorbjarnarson (2000), la liberación en el hábitat natural de cocodrilos criados en cautiverio no debe usarse como excusa para no implementar otras estrategias como la protección del hábitat y la aplicación de la legislación sobre fauna silvestre.

Referencias bibliográficas

- Álvarez del Toro, M. (1974). Los *Crocodylia* de México. Instituto Mexicano de los Recursos Naturales Renovables, México D. F., México.
- Antelo, R., J. Ayarzagüena & J. Castroviejo (2008). A new Orinoco Crocodile (*Crocodylus intermedius*) population at Guaritico wildlife refuge, El Frío Biological Station and surrounding areas. pp. 68. En: Proceedings of the 19th Working Meeting of the Crocodile Specialist Group. IUCN/SSC, Santa Cruz, Bolivia.
- Arteaga, A. (1998). Aspectos bioecológicos de *Crocodylus acutus* liberados en el embalse Tacarigua (Falcón, Venezuela). Tesis de Maestría. Universidad Simón Bolívar, Caracas, Venezuela.
- Ayarzagüena, J., A. Velasco & R. Antelo (2007). A new population of Orinoco crocodile. *Species* 47: 15.

- Blake, D. & J. Loveridge (1975). The role of commercial crocodile farming in crocodile conservation. *Biological Conservation* 8: 261-271.
- Chabreck, R. & V.L. Wright (2002). Effects of release date on survival of farm-raised American Alligators. pp. 355-357. En: Proceedings of the 16th Working Meeting of the Crocodile Specialist Group. IUCN/SSC, Gainesville, USA.
- Groombridge, B. (1987). The distribution and status of world crocodylians. pp. 9-21. En: G. Webb, C. Manolis & P. Whitehead (eds.). *Wildlife management: crocodiles and alligators*. Surrey Beatty and Sons Pty Limited in Association with the Conservation Commission of the Northern Territory, Chipping Norton, Australia.
- Hernández, O. (2007). Zoocriaderos del caimán del Orinoco: situación y perspectivas. *Biollania Edición Especial* 8: 29-35.
- IUCN (1995). IUCN/SSC Guidelines for reintroductions. IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group, Gland, Switzerland.
- Larriera, A. (2002). The *Caiman latirostris* ranching in Santa Fe: a sustainable use program. pp. 335. En: Proceedings of the 16th Working Meeting of the Crocodile Specialist Group. IUCN/SSC, Gainesville, USA.
- Llobet, A. (2002). Estado poblacional y lineamientos de manejo del caimán del Orinoco (*Crocodylus intermedius*) en el río Capanaparo (Apure, Venezuela). Tesis de Maestría. Universidad Nacional Experimental de los Llanos Occidentales Ezequiel Zamora, Guanare, Venezuela.
- Lugo, M. (1998). Evaluación del programa de liberación del Caimán del Orinoco (*Crocodylus intermedius*) en el Refugio de Fauna Silvestre “Caño Guaritico” y alrededores. Trabajo Especial de Grado. Universidad Nacional Experimental de los Llanos Occidentales Ezequiel Zamora, Guanare, Venezuela.
- McMahan, W., J.P. Ross, R. Rodríguez-Soberón & R. Ramos-Targarona (1998). Reintroducción del cocodrilo cubano en la Isla de Pinos. *Flora y Fauna* 2: 18-21.
- Medem, F. (1981). Los Crocodylia de Sur América, Vol. I. Los Crocodylia de Colombia. Colciencias, Bogotá, Colombia.
- Medem, F. (1983). Los Crocodylia de Sur América, Vol. II. Universidad Nacional de Colombia y Colciencias, Bogotá, Colombia.
- Muñoz, M. & J.B. Thorbjarnarson (2000). Movement of captive-released Orinoco crocodiles (*Crocodylus intermedius*) in the Capanaparo River, Venezuela. *Journal of Herpetology* 34: 397-403.
- Pooley, A.C. & C.A. Ross (1989). Mortality and predators. pp. 79-91. En: C. Ross (ed.). *Crocodiles and alligators*. Weldon Owen Pty Limited, Silverwater, Australia.
- Ramos, R., J. Perran Ross & V. Buffrenil (1994). Current status of the Cuban crocodile, *Crocodylus rhombifer*, in the wild. pp. 113-140. En: *Crocodiles*. Proceedings of the 12th Working Meeting of the Crocodile Specialist Group. IUCN/SSC, Pattaya, Thailand.
- Rivas, J. & R.Y. Owens (2002). *Crocodylus intermedius* (Orinoco

- crocodile). Age at first reproduction. *Herpetological Review* 33: 203.
- Ross, J.P. (1998). Crocodiles: status survey and conservation action plan. Gland, Switzerland: IUCN/SSC Crocodile Specialist Group.
- Seijas, A.E. (2003). Programa de conservación del Cocodrilo del Orinoco (*Crocodylus intermedius*) ¿En la ruta de la recuperación? pp. 38-46. En: R. Polanco-Ochoa (ed.). Manejo de Fauna Silvestre en la Amazonía y Latinoamérica. Selección de Trabajos V Congreso Internacional. Fundación Natura, Bogotá, Colombia.
- Seijas, A.E., A. Chang & D.G. Cordero (1990). Cría en cautiverio de caimanes de la costa (*Crocodylus acutus*) con fines de repoblamiento. *Biollania* 7: 13-26.
- Seijas, A.E., H. Cuevas & N. González (2003). Adaptación al medio natural de babas (*Caiman crocodilus*) criadas en cautiverio. *Interciencia* 28: 340-346.
- Sigler, L. (1999). Conservación del Cocodrilo de río *Crocodylus acutus* en el Parque Nacional Cañón del Sumidero, Chiapas, durante 1998. pp. 1-7. En: Memorias del XVI Congreso de la AZCARM. Guadalajara, México.
- Sigler, L. (2000). Análisis preliminar del programa de liberación de crías de *Crocodylus acutus* en el Parque Nacional Cañón del Sumidero: 7 años de esfuerzos. pp. 1-4. En: 2ª Reunión de trabajo de COMACROM. México DF, México.
- Sigler, L. (2002). Protección de las poblaciones amenazadas de Cocodrilo Americano *Crocodylus acutus* en el Parque Nacional Cañón del Sumidero, Chiapas, México. pp. 333. En: Proceedings of the 16th Working Meeting of the Crocodile Specialist Group. IUCN/SSC, Gainesville, USA.
- Thorbjarnarson, J.B. (1992). Crocodiles: an action plan for their conservation. IUCN/SSC Crocodile Specialist Group. Gland, Switzerland: IUCN.
- Thorbjarnarson, J.B. & G. Hernández (1993). Reproductive ecology of the Orinoco crocodile (*Crocodylus intermedius*) in Venezuela. Nesting ecology and egg clutch relationships. *Journal of Herpetology* 27: 363-370.
- Thorbjarnarson, J.B., F. Mazzotti, E. Sanderson, F. Buitriago, M. Lazcano, K. Minkowski, M. Muñiz, P. Ponce, L. Sigler, R. Soberón, A.M. Trelancia & A. Velasco (2006). Regional habitat conservation priorities for the American Crocodile. *Biological Conservation* 128: 25-36.
- Vásquez Ruesta, P.G. & V.F. Burneo (2005). Informe del viaje de inspección ocular a las instalaciones del Centro de Acuicultura La Tuna-Carranza de Tumbes. Fondo Nacional de Desarrollo Pesquero, Tumbes, Perú.

Omar Hernández,
Enrique Martínez

Efectividad de las áreas naturales protegidas para la conservación de las especies de tortugas de agua dulce de Venezuela

Resumen

En Venezuela existe un área protegida especialmente establecida para el resguardo de una especie de tortuga, el Refugio de Fauna Silvestre de la Tortuga Arrau (RFSTA), que protege las principales playas de anidación de *Podocnemis expansa*. Durante los últimos 20 años, en este refugio se ha recolectado información de la reproducción de *P. expansa*, que incluye tallas de hembras ponedoras, número y tamaño de nidos, transferencia de nidos y éxito de eclosión, entre otros datos. Con la presente revisión sistemática se buscó determinar cuántas especies de tortugas de agua dulce se encuentran dentro de las áreas naturales protegidas en Venezuela y determinar si las tendencias poblacionales de *P. expansa* en el RFSTA son producto de las intervenciones practicadas. Para ello se recopiló publicaciones en revistas científicas; se consultaron bibliotecas, informes técnicos, tesis y archivos de instituciones nacionales, así como en páginas Web. Igualmente, se consultó a especialistas en Latinoamérica. No se encontraron resultados que permitieran evaluar el éxito de las intervenciones realizadas dentro de las áreas naturales protegidas, en cuanto a mejorar o mantener las variables poblacionales de las especies de tortugas. Algunas variables, como la estructura de tamaños de tortugas ponedoras, la estructura de tamaño de nidada y el número de nidadas por año, no mostraron tendencias claras en el tiempo. Fue notoria la falta de publicaciones suramericanas que evalúen los programas de conservación en función del aumento de las poblaciones de tortugas que protegen. Hasta tanto no se demuestre que las medidas adoptadas incrementan la población protegida, no se podrá determinar si estas acciones son adecuadas para recuperar a la especie, lo que puede implicar pérdida de esfuerzo y de recursos.

FUDECI. Palacio de las Academias,
Av. Universidad, Bolsa a San
Francisco, Edif. Anexo, Piso 2,
Caracas, Venezuela.
Correo electrónico:
omarherpad@gmail.com

Introducción

A nivel mundial existen aproximadamente 300 especies de tortugas continentales (terrestres y de agua dulce) de las cuales 200 (66,6%) están catalogadas en la lista roja de animales en peligro de extinción de la UICN (Turtle Conservation Fund 2002). En Suramérica

existen 57 especies de tortugas de agua dulce (Turtle Conservation Fund 2002), de las cuales 17 se encuentran en Venezuela: *Chelus fimbriatus*, *Mesoclemmys gibba*, *Mesoclemmys heliostemma*, *Mesoclemmys raniceps*, *Mesoclemmys zuliae*, *Platemys platycephala*, *Rhinemys rufipes*, *Phrynops tuberosus*, *Peltocephalus dumerilianus*, *Podocnemis expansa*, *Podocnemis unifilis*, *Podocnemis vogli*, *Podocnemis erythrocephala*, *Kinosternon scorpioides*, *Rhinoclemmys diademata*, *Rhinoclemmys punctularia* y *Trachemys callirostris* (Rueda-Almonacid *et al.* 2007).

Actualmente las tortugas enfrentan graves amenazas a nivel mundial, ya que son explotadas de forma indiscriminada. Tanto los huevos como las crías y adultos son utilizados como alimento, como mascotas y como insumo de la medicina tradicional, sin que medie ninguna consideración de sustentabilidad, por lo que muchas de las especies se encuentran al borde de la extinción y otras ya se han extinto (Turtle Conservation Fund 2002). Las características de las historias de vida de la mayoría de las tortugas, como su lento e indeterminado crecimiento, su madurez sexual tardía y su largo período de vida reproductiva, limitan de manera crítica la sostenibilidad de cosechas de tortugas silvestres (Thorbjarnarson *et al.* 2000). Incluso modestas cosechas de poblaciones silvestres probablemente tendrían como resultado la reducción de las poblaciones (Crouse *et al.* 1987).

Ojasti (1995) menciona que informes nacionales de Brasil, Colombia, Ecuador, Perú y Venezuela evidencian la captura (clandestina pero difundida) de *Podocnemis erythrocephala*, *P. expansa*, *P. sextuberculata* y *P. unifilis* para su venta en las ciudades y poblados.

Sin embargo, es probable que el uso de tortugas de agua dulce esté subestimado por su ilegalidad (Ojasti 1995). Gorzula (1995) estimó que la captura de cabezona (*Peltocephalus dumerilianus*), chipiro (*Podocnemis erythrocephala*) y terecay (*Podocnemis unifilis*) en la Amazonía venezolana podría oscilar entre 200.000 y 400.000 individuos por año. En el río Capanaparo, dentro del Parque Nacional Santos Luzardo, tanto miembros de la etnia Yaruro, como criollos que habitan la región, señalaron la precipitada caída de las poblaciones de *P. expansa* y una significativa reducción de las poblaciones de *P. unifilis* (Thorbjarnarson *et al.* 1997).

Por otra parte, la pérdida de hábitat ha sido bien documentada para muchas especies de tortugas y esta amenaza continúa siendo la principal causa de la declinación y pérdida de poblaciones de quelonios. La protección restringida a una sola población de tortugas o a un hábitat aislado puede causar la extinción local, si no se observan las consideraciones generales del ecosistema en el cual están arraigadas (Mitchell & Klemens 2000). Para conservar eficientemente a las tortugas a largo plazo, se requiere reorientar los esfuerzos de conservación y pasar de la protección de especies individuales y pequeños parches de hábitat, a un contexto más amplio, que incluya esfuerzos de conservación de meta-poblaciones y ecosistemas, los cuales requieren la protección de grandes áreas para englobar todos los intervalos de procesos dinámicos del ecosistema (Klemens 2000). Moll y Moll (2000) señalan que para la conservación de tortugas ribereñas es necesario implementar acciones en tres niveles: a) a nivel poblacional, para que todas las clases de edad

estén protegidas, b) a nivel de hábitat, de forma que las principales áreas de alimentación y anidación estén resguardadas, y c) a nivel de paisaje, para asegurar la protección de cuencas enteras de ríos, protegiéndolas de canalizaciones, represamiento, erosión y contaminación. Estos autores plantean como recomendación prioritaria el establecimiento de santuarios y reservas, seguido de la protección de áreas de anidación y, como tercera prioridad, la educación ambiental y la cría en cautiverio.

Muchas son las acciones emprendidas para proteger a las tortugas de agua dulce en Suramérica. En la Reserva Biológica de Abufari en Amazonas, Brasil, existe un programa de vigilancia para evitar la captura de tortugas, y aunque los decomisos disminuyeron entre los años 1999 y 2004, las capturas dentro de la reserva todavía continúan siendo altas: 2.139 ejemplares en 2004 (Kemenes & Pantoja 2006). En el río Araguaia, también en Brasil, donde se protegen las playas de anidación de *P. expansa*, en el año 2000 se contabilizó 352 nidos en 22 playas protegidas, cantidad que refleja una disminución en comparación con los años anteriores (Dias & Amorim 2005). En Venezuela, en 1989, se creó el Refugio de Fauna Silvestre de la Tortuga Arrau (RFSTA) y se implementó el plan de manejo de la Tortuga Arrau en el Orinoco medio, que tiene como objetivos: proteger las playas de posturas, proteger y conservar una población viable de la especie y crear una conciencia conservacionista en los habitantes de la región (Licata & Elguezabal 1997).

El Refugio de Fauna Silvestre de la Tortuga Arrau (RFSTA) es el área natural protegida (ANAPRO) de

Venezuela donde más se invierten recursos, además de poseer el personal calificado para su resguardo, con presencia todo el año de funcionarios del Ministerio el Ambiente (MINAMB) y la Guardia Nacional. El RFSTA cubre una pequeña franja del río Orinoco (25 km de largo) que abarca las principales playas de anidación. Durante los últimos 20 años, en este refugio se ha recolectado información de la reproducción de *P. expansa*, además de los datos relacionados con tallas de las hembras ponedoras, número y tamaño de nidos, transferencia de nidos, éxito de eclosión, etc. Desde 1993 se realiza cada año la liberación de miles de juveniles de tortuga arrau con un año de edad, con la finalidad de reforzar la población en el Orinoco medio (Hernández & Espín 2006).

En Venezuela existen 16 categorías de áreas naturales protegidas (ANAPRO) englobando 265 áreas, que en total cubren 612.489 km², para un promedio de 2.311,3 km² (231.130 ha) por área protegida (Bevilacqua *et al.* 2006). Dentro de las ANAPRO existen actualmente en el país 35 Monumentos Naturales, 43 Parques Nacionales, 2 Reservas de Biosfera, 6 Reservas de Fauna y 7 Refugios de Fauna, de los cuales únicamente el Refugio de Fauna Silvestre de la Tortuga Arrau ha sido decretado con la finalidad de proteger específicamente a una especie. Sin embargo, es indudable que muchas de las ANAPRO que existen en Venezuela contienen hábitats naturales para tortugas de varias especies, lo que probablemente favorecería su conservación.

Con esta revisión sistemática, empleando la metodología de Conservación Basada en Evidencias, se busca determinar cuántas especies de tortugas de agua

dulce se encuentran dentro de las ANAPRO y evaluar la efectividad de estas áreas como estrategias para la conservación de poblaciones de tortugas de agua dulce de Venezuela.

Métodos

En la recopilación de la información para la revisión sistemática se consultaron las siguientes fuentes: 1) bases de datos: *Google Académico*, *SciELO Internacional*, *Science Citation Index Expanded*, *Latindex Catálogo*, *BIOSIS Previews*, *Zoological Record*; 2) bibliotecas, informes técnicos, tesis y archivos de las siguientes instituciones: FUDECI, INPARQUES, Universidad Central de Venezuela, Universidad Nacional Experimental de los Llanos Occidentales Ezequiel Zamora, Universidad Simón Bolívar, Universidad Nacional Experimental Guayana, Fundación La Salle, Universidad Centro Occidental Lisandro Alvarado; 3) las páginas Web de las siguientes instituciones: Grupo de especialistas en reintroducción de especies de la UICN (*IUCN/SSC-Reintroduction Specialist Group*), Grupo de especialistas en tortugas terrestres y de agua dulce de la UICN (*IUCN/SSC, Tortoise and Freshwater Turtle Specialist Group*) y 4) especialistas en el área de tortugas de agua dulce en el país y en Latinoamérica (vía Internet).

Para la búsqueda se utilizaron las siguientes palabras clave (en español y en inglés) y sus combinaciones: *Podocnemis*, *Chelus*, *Peltocephalus*, *Phrynops*, *Platemys*, *Rhinoclemmys*, *Pseudemys*, *Batrachemys*, *Mesoclemmys*, *Rhinemys*, *Kinosternon*, *Trachemys*, tortugas de agua dulce, distribución, depredación de tortugas, consumo de tortugas, caza-cacería, cacería furtiva, áreas naturales protegidas, pérdida de hábitat, conservación de fauna silvestre

y conservación de tortugas. En cada búsqueda en la Web se revisaron los primeros 100 artículos que se consideraron relevantes.

Se seleccionaron los estudios con información acerca de: 1) especies de tortuga de agua dulce presentes en Venezuela, ya sea que el estudio haya sido realizado en Venezuela o en otro país; 2) intervenciones como la creación y/o funcionamiento de ANAPRO; 3) respuestas a las intervenciones en el tiempo; 4) índices poblacionales medidos en una misma área a través del tiempo o la comparación de estos índices entre zonas que presentan diferentes condiciones (ANAPRO *versus* no ANAPRO).

Los criterios de inclusión se emplearon en tres etapas con la finalidad de filtrar los estudios más relevantes. Las tres etapas fueron definidas por la evaluación de los estudios a partir de: 1) Título y palabras clave: se incluyeron los estudios que según el título y palabras clave estaban vinculados con el objetivo de la revisión. 2) Resumen: luego del primer filtro, se estudiaron los resúmenes de los trabajos, seleccionando aquellos de mayor relevancia. 3) Artículo completo: se revisó exhaustivamente los estudios más relevantes y se seleccionó los más adecuados para el análisis.

En cada fase de selección, un segundo revisor evaluó los trabajos para verificar si los criterios empleados estaban claramente definidos y utilizados correctamente para incluir o excluir los estudios. No fue posible hacer un análisis ya que ninguno de los trabajos evaluados tenía grupos de control dentro de sus diseños experimentales, no comparaban variables poblacionales en el tiempo, o las muestras eran muy disímiles en relación con sus tamaños.

Inicialmente para la recopilación se consideró sólo los trabajos encontrados sobre las especies de tortugas de agua dulce de Venezuela presentes en ANAPRO, pero luego, aunque el trabajo no se hubiese realizado en el país, se siguió la estrategia de búsqueda anteriormente señalada, que incluyó además trabajos cualitativos y cuantitativos, tanto publicados en revistas científicas como informes técnicos y tesis. Una vez seleccionado un trabajo para su revisión, se sometió a una tabla de evaluación de fuentes de información, generada en un taller de meta-análisis. En esta tabla a cada fuente consultada se le asignó un puntaje en cada campo, y al final se sumaron los puntos de cada campo para obtener la evaluación global de cada fuente.

Para cada trabajo analizado se utilizó una planilla con los datos más relevantes de la intervención, tales como autor, año, localización, especie, intervención utilizada, tiempo e intensidad de la intervención, evaluación antes de la intervención, resumen de la metodología empleada, tipo de resultado (cualitativo/cuantitativo), resultados, conclusiones y observaciones. En la mayoría de los casos no se realizaron los análisis estadísticos, sólo las distribuciones de tallas o las de comparación de medias. Por tanto, todos los estudios fueron evaluados por síntesis narrativa.

Resultados

Durante la búsqueda se encontraron 922 publicaciones relacionadas con géneros de tortugas de agua dulce de Suramérica, pero sólo 5 cumplieron con los criterios de inclusión descritos en la metodología. De estos trabajos, cuatro fueron realizados en el RFSTA (Carvajal 1992, Hernández & Espín 2003, 2006;

Mogollones 2005) y uno en la Reserva de Desarrollo Sustentable de Mamirauá (RDSM) en Brasil (Oliveira 2006). Carvajal (1992) no encontró diferencias en el tamaño promedio de nido en los años 1990, 1991 y 1992, mientras que Mogollones (2005) halló que el tamaño promedio de las nidadas aumentó con el tiempo, pero sin diferencias en el tamaño promedio de las hembras ponedoras en ese período, lo cual es contradictorio debido a que la nidada aumenta con el tamaño de la hembra. Oliveira (2006) evaluó la anidación y el trasplante de nidos de tres especies (*P. expansa*, *P. unifilis* y *P. sextuberculata*) en la RDSM, y comprobó un aumento entre 1998 y 2005. En todos los trabajos el período de estudio fue muy corto, por lo que al considerar que las tortugas presentan una tardía madurez sexual y una alta depredación de crías, es poco probable que estos aumentos del número de nidos se deban a un aumento de la población adulta, producto de crías de años pasados que han llegado a ser adultas en el resguardo que les brinda el área protegida.

Los otros dos trabajos tampoco presentan información concluyente con respecto al objetivo de la revisión. Hernández y Espín (2003) evaluaron el consumo de *P. expansa*, *P. unifilis* y *P. vogli* en caseríos y ciudades cercanas al RFSTA, pero al no determinar la cantidad de ejemplares capturados dentro del Refugio, no fue posible saber si la estructura de tallas dentro del refugio es diferente como consecuencia de la protección. El mismo problema se presenta en otro estudio de Hernández y Espín (2006), donde evaluaron las tallas de tortugas juveniles capturadas en los años 1998, 2000 y 2001, sin embargo, aunque detectaron que la talla promedio aumenta con los años, el muestreo no distingue entre

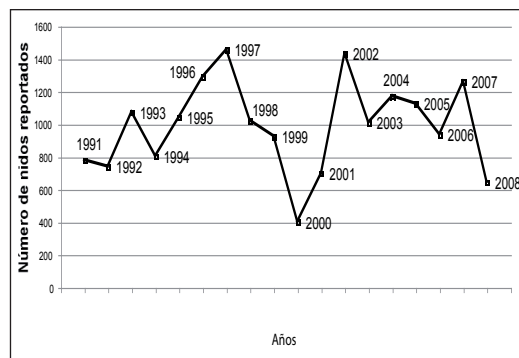
tortugas capturadas dentro y fuera del RFSTA.

Con respecto al RFSTA, un oficio del Director de Diversidad Biológica del MINAMB, señala los nidos contabilizados desde el año 1998 al 2008 (MINAMB 2008), pero no se logró ver una tendencia definida del número de nidos en el tiempo (Fig. 1). Tomando en cuenta que en el RFSTA los nidos falsos pueden llegar a 50% de los nidos totales (Rojas-Runjaic & Marín 2006), y considerando que en el oficio referido no se detalla la metodología empleada para el censo de nidos en los diferentes años, es posible que la variación en el número de nidos entre años se deba a que no siempre se verificó la presencia de huevos en cada uno de los nidos para tener la seguridad de no contabilizar nidos falsos, o simplemente tener en cuenta la posibilidad de que no todas las tortugas aniden todos los años. En otros trabajos de Carvajal (1992), de Licata y Elguezabal (1997), y de Rojas-Runjaic (2004), se presentan números de nidos totales en el RFSTA para 1992, 1991-1995 y 2003, no obstante, las cantidades no coinciden con las señaladas por el MINAMB (2008) para esos mismos años. Al evaluar las características de esta ANAPRO, el tamaño del RFSTA con sólo 25 km de largo en el cauce del Orinoco, es un área sumamente pequeña para lograr el objetivo de preservar la especie. Esto se ratifica con los resultados encontrados por Hernández y Espín (2003) al evaluar el consumo de *P. expansa* por los pobladores locales cercanos al RFSTA, donde la presión de cacería es mayor sobre los juveniles, que es justamente la población más abundante producto del programa de reforzamiento.

Lamentablemente no se pudo contar con los informes anuales del MINAMB sobre la gestión de 20 años en el RFSTA, pero

se analizaron otros trabajos relacionados con tortugas dentro de las ANAPRO. Considerando que en Venezuela la especie de tortuga en mayor riesgo de extinción es *P. expansa*, las ANAPRO más importantes para su protección resultaron el RFSTA y la Reserva de Biosfera Alto Orinoco-Casiquiare (RBAOC), destacadas como las únicas dos áreas donde concurren importantes poblaciones de tortugas ponedoras (Barrio-Amorós & Narbaiza 2008, Hernández & Marín 2008). De estas áreas, la RBAOC representa la de mayor relevancia en cuanto a extensión (83.830 km²) y a la cantidad de especies (11) que alberga: *Chelus fimbriatus*, *Mesoclemmys gibba*, *Mesoclemmys heliostemma*, *Mesoclemmys nasuta*, *Platemys platycephala*, *Peltocephalus dumerilianus*, *Podocnemis erythrocephala*, *Podocnemis expansa*, *Podocnemis unifilis*, *Phrynops tuberosus* y *Batrachemys raniceps* (McCord *et al.* 2001, Barrio Amorós & Narbaiza 2008). En este orden, le sigue el Parque Nacional Cinaruco-Capanaparo (PNCC) con la presencia de al menos cinco especies: *P. expansa*, *P. unifilis*, *P. vogli*, *Peltocephalus dumerilianus* y *Chelus fimbriatus* (Rueda-Almonacid *et al.* 2007). Posteriormente el RFSTA y el Parque Nacional Aguaro-Guariquito (PNAG) con las tres especies de *Podocnemis* mencionadas y *Chelus fimbriatus* (Rueda-Almonacid *et al.* 2007). Al tomar en cuenta el programa de reforzamiento del cual es objeto la especie *P. expansa*, que libera miles de juveniles cada año y que se ejecuta en el RFSTA, en el PNAG, en el PNCC, y en la Reserva de Fauna Silvestre Esteros de Camaguán, hace que éstas adquieran importancia como áreas para la conservación de la especie. Los documentos completos del protocolo y la revisión sistemática pueden obtenerse en: <http://www.environmentalevidence.org/SR51.html>.

Figura 1. Número de nidos de *Podocnemis expansa* reportados en el Refugio de Fauna Silvestre de la Tortuga Arrau entre los años 1991 y 2008 (MINAMB 2008).



Discusión

Cuando se planteó realizar la revisión sistemática la intención fue analizar cómo las actividades de guardería y manejo que se realizan en el Refugio de Fauna Silvestre de la Tortuga Arrau, han mejorado o estabilizado la población de *P. expansa* en el Orinoco medio. Sin embargo, no fue posible acceder a los informes internos del Ministerio del Ambiente, los cuales resumen todas las actividades realizadas en los últimos 20 años y sólo se obtuvo los datos del conteo total de nidos entre 1991 y 2008 (MINAMB 2008). Hubiera sido interesante comparar cómo han variado los diferentes índices, tales como las estructuras de tallas de las tortugas ponedoras y las estructuras de tamaños de nidadas. Con un análisis de este tipo se podría determinar la tendencia de la población de hembras ponedoras y con ello medir si ocurre el reclutamiento de hembras jóvenes a la población.

Dentro del RFSTA el número total de nidos contabilizados varía mucho de año a año (MINAMB 2008), sin presentar una clara tendencia en el tiempo. Adicionalmente, en otros estudios los datos son contradictorios en cuanto al total de nidos para un mismo año y en el mismo lugar, lo que hace más difícil

interpretar la tendencia de la población y, por ende, determinar el efecto de la declaratoria del RFSTA en la población de hembras ponedoras de *P. expansa*. El RFSTA ya tiene 20 años como área protegida y esa zona del Orinoco medio ha estado vigilada por mucho más tiempo, lo cual debió favorecer el aumento en la sobrevivencia de juveniles. En base al trabajo de Mogollones (2005), quien encontró que la madurez sexual de la tortuga arrau se alcanza entre los 15 y los 28 años de edad, ya debería observarse algún resultado en cuanto al aumento de la población adulta a consecuencia de la protección del Refugio.

Resultó notoria la falta de publicaciones que en Suramérica evalúen los programas de conservación en función del aumento poblacional de las especies de tortugas que protegen. El objetivo de los estudios analizados no era determinar el éxito del ANAPRO en la recuperación de especies de tortugas, y por lo general los estudios fueron limitados, midieron variables poblacionales puntuales en el tiempo, o durante cortos períodos, por lo que no permiten una estimación de la tendencia poblacional. Tampoco señalaban el esfuerzo de muestreo, precisión que hubiese sido útil para comparar los datos de diferentes años. Así mismo, algunos trabajos no presentaban por separado los datos poblacionales recolectados dentro o fuera de la ANAPRO, lo que impidió evaluar la eficiencia de las ANAPRO en la protección de las tortugas. Hasta que se demuestre que las medidas adoptadas favorecen el incremento de la población protegida, no se podrá determinar si estas medidas son efectivas para recuperar a la especie, lo que puede implicar una utilización inadecuada de los recursos.

En la revisión se determinó que el ANAPRO más importante para los

quelonios de agua dulce es la RBAOC, no sólo por el número de especies presentes y la gran extensión que ocupa, sino por presentar la segunda población en orden de importancia de *P. expansa*. Sin embargo, la RBAOC es también considerada la ANAPRO con mayor riesgo, por la poca accesibilidad para investigadores y autoridades, por carecer de personal para su protección y por la presencia de mineros ilegales dentro de la Reserva, quienes consumen todo tipo de fauna (Barrio Amorós & Narbaiza 2008). Las tortugas y los huevos son insumos muy cotizados comercialmente, lo cual genera una alta presión de caza a tal punto que la depredación de nidos de *P. expansa* y *P. unifilis* llega a ser de 100% en el río Casiquiare (Hernández *et al.* 2007).

Referencias bibliográficas

- Barrio-Amorós, C.L. & I. Narbaiza (2008). Turtles of the Venezuelan Estado Amazonas. *Radiata* 17: 2-19.
- Bevilacqua, M., L. Cárdenas & D.A. Medina (2006). Las áreas protegidas en Venezuela: diagnóstico de su condición, 1993-2004. Caracas, Venezuela: Fundación Polar.
- Carvajal, L. (1992). Evaluación de la viabilidad en huevos de Tortuga Arrau (*Podocnemis expansa*) en una playa del río Orinoco medio, estado Apure. Trabajo Especial de Grado. Instituto Universitario de Tecnología de Yaracuy, San Felipe, Venezuela.
- Crouse, D.T., L.B. Crowder & H. Caswell (1987). A state-based population model for loggerhead sea turtles and implications for conservation. *Ecology* 68: 1412-1423.
- Dias F., Jr., P. & P.T. Amorim C. (2005). Nest placement of the Giant Amazon River Turtle, *Podocnemis expansa*, in the Araguaia River, Goiás State, Brazil. *Ambio* 34: 212-217.
- Gorzula, S. (1995). Diagnóstico faunístico del estado Amazonas, propuesta para un manejo sustentable. pp. 247-294. En: A. Carrillo & M.A. Perera (eds.). Amazonas modernidad y tradición: contribuciones al desarrollo sustentable en el estado Amazonas, Venezuela. SADA-Amazons, ORPIA y Deutche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit, Caracas, Venezuela.
- Hernández, O. & R. Espín (2003). Consumo ilegal de tortugas por comunidades locales en el río Orinoco medio, Venezuela. *Acta Biológica Venezuelica* 23: 17-26.
- Hernández O. & R. Espín (2006). Efectos del reforzamiento sobre la población de Tortuga Arrau (*Podocnemis expansa*) en el Orinoco medio, Venezuela. *Interciencia* 31: 424-430.
- Hernández O. & E. Marín (2008). Tortuga Arrau, *Podocnemis expansa*. pp. 172. En: J.P. Rodríguez & F. Rojas-Suárez (eds.). Libro Rojo de La Fauna Venezolana. 3a edición. Provita y Shell de Venezuela, S. A. Caracas, Venezuela.
- Hernández, O., A. Rodríguez, R. Espín & I. Narbaiza (2007). Evaluación de la depredación de nidos de *Podocnemis expansa* y *Podocnemis unifilis* en la Reserva de Biosfera Alto Orinoco-Casiquiare (RBAOC). pp. 164. En: Libro de resúmenes. Simposio Biología y Conservación de Tortugas Continentales de Venezuela Homenaje al Dr. Juhani Ojasti. VII Congreso Venezolano de Ecología, Puerto Ordaz, Venezuela.
- Kemenes, A. & J. Pantoja (2006). Conservação. Caça ilegal de quelônios na Amazônia ocorre até em reservas biológicas. Tartarugas sob ameaça. *Ciência Hoje* 38: 70-72.

- Klemens, M.W. (2000). From information to action: developing more effective strategies to conserve turtle. pp. 239-258. En: M.W. Klemens (ed.). Turtle conservation. Smithsonian Institution Press, Washington DC, USA.
- Licata L. & X. Elguezabal (1997). Management plan for the Giant Amazonian Turtle, *Podocnemis expansa*, in de la Tortuga Arrau Wildlife Refuge, Orinoco River, Venezuela. pp. 171-173. En: J. Van Abemma (ed.). Proceedings: Conservation, Restoration, and Management of Tortoises and Turtles, An international Conference. New York, USA.
- McCord, W.P., M. Joseph-Ouni & W.W. Lamar (2001). Taxonomic reevaluation of *Phrynops* (Testudines: Chelidae) with the description of two new genera and a new species of *Batrachemys*. Revista de Biología Tropical 49: 715-764.
- MINAMB (2008). Programa de conservación de la Tortuga Arrau. Oficio de la ONDB-MINAMB N° 41-0455 del 04/09/08 dirigido a Provita. Caracas, Venezuela.
- Mitchell, J. & M.W. Klemens (2000). Primary and secondary effects of habitat alteration. pp. 5-32. En: M.W. Klemens (ed.). Turtle Conservation. Smithsonian Institution Press, Washington DC, USA.
- Mogollones, S. (2005). Ecología de la Tortuga Arrau (*Podocnemis expansa*) en el Orinoco medio. Trabajo Especial de Grado. Universidad Central de Venezuela, Caracas, Venezuela.
- Moll, E.O. & D. Moll (2000). Conservation of river turtle. pp. 126-155. En: M.W. Klemens (ed.). Turtle Conservation. Smithsonian Institution Press, Washington DC, USA.
- Ojasti, J. (1995). Uso y conservación de la fauna silvestre en la Amazonía. Secretaría Pro-Tempore-Tratado de Cooperación Amazónica N° 35. Lima, Perú.
- Oliveira, P.H. (2006). Conservação de quelônios aquáticos e proteção de praias de nidificação com envolvimento comunitário na RDSM. Programade conservação de quelônios- PCQ/IDSMS. Tefé, Brasil.
- Rojas-Runjaic, F. (2004). Éxito de eclosión en nidadas trasplantadas de la Tortuga Arrau (*Podocnemis expansa*) en una playa del Orinoco medio, estado Apure. Trabajo Especial de Grado. Universidad del Zulia, Maracaibo, Venezuela.
- Rojas-Runjaic, F. & E. Marín (2006). Sobre la presencia de nidos falsos de Tortuga Arrau (Testudines: Podocnemidae: *Podocnemis expansa*) en playas del río Orinoco medio (Venezuela), y determinación de la ocurrencia del desove mediante características de las huellas. Memoria de la Fundación La Salle de Ciencias Naturales 165: 131-136.
- Rueda-Almonacid, J.V., J.L. Carr, R.A. Mittermeier, J.V. Rodríguez-Mahecha, R.B. Mast, R.C. Vogt, A.G.J. Rhodin, J. Ossa, J.N. Rueda & C.G. Mittermeier (2007). Las tortugas y cocodrilianos de los países andinos del trópico. Serie de guías tropicales de campo N° 6. Conservación Internacional, Bogotá, Colombia.
- Thorbjarnarson, J., N. Pérez & T. Escalona (1997). Biology and conservation of aquatic turtles in the Cinaruco-Capanaparo National Park, Venezuela. pp. 109-112. En: Proceedings: Conservation, Restoration, and Management of Tortoises and Turtles. An International Conference. New York, USA.

Thorbjarnarson, J., C. Lagueux, D. Bolze, M. Klemens & A. Meylan (2000). Human use of turtle: a worldwide perspective. pp. 33-84. En: M.W. Klemens (ed.). Turtle Conservation. Smithsonian Institution Press, Washington DC, USA.

Turtle Conservation Fund (2002). A Global Action Plan for Conservation of Tortoises and Freshwater Turtles. Strategy and Funding. Prospectus 2002-2007. Conservation International and Chelonian Research Foundation, Washington, DC, USA.

Omar Hernández,
Enrique Martínez

Efectividad del cuidado de nidos y reforzamiento poblacional en la recuperación de las poblaciones de las especies de tortugas de agua dulce de Venezuela

Resumen

Las tortugas de agua dulce en Venezuela sufren declinaciones poblacionales a causa de inundaciones que ocasionan la pérdida de nidadas y la muerte de neonatos. Otros factores que inciden son la depredación natural y la cosecha de huevos por parte del hombre. Las intervenciones implementadas para disminuir la pérdida de nidos van desde la transferencia y resguardo de nidadas hasta la cría en cautiverio. La presente revisión busca evaluar la efectividad de estas intervenciones en la recuperación poblacional de tortugas de agua dulce. Se recopilaron publicaciones sobre tortugas de agua dulce producidas en Venezuela y en Latinoamérica. Sólo 17 de los trabajos analizados realizaron transferencias de nidadas y sólo dos analizaron el efecto del reforzamiento en la recuperación de una población. Se comparó el éxito de eclosión de nidadas transferidas y naturales, así como las pérdidas ocurridas por inundación y depredación para nidadas transferidas y no transferidas. Para el éxito de liberaciones de juveniles se compararon las estructuras de tallas de la población de una especie de tortugas bajo manejo contra otra especie sin manejo presente en la misma área. Los resultados indican que la transferencia de nidadas a nidos artificiales construidos en playas de anidación o en lugares *ex situ*, así como en incubadoras artificiales, logran éxitos de eclosión altos, inclusive mayores a los de las nidadas naturales, lo cual hace que esta intervención sea adecuada para evitar la pérdida de nidos. Con el reforzamiento poblacional mediante la liberación de juveniles, se observó una estructura poblacional integrada mayoritariamente por juveniles, en cambio, la especie a la cual no se le refuerza su población, presenta una estructura poblacional integrada por individuos adultos.

Introducción

Las tortugas existen en el planeta desde hace 300 millones de años. Sin embargo, las adaptaciones que les permitieron ser tan exitosas, como tardía madurez sexual, alta mortalidad juvenil, gran longevidad con muy baja mortalidad de adultos, ahora las hacen vulnerables debido a la explotación humana y a los cambios ambientales producto del

Fundación para el Desarrollo de
las Ciencias Físicas, Matemáticas y
Naturales. Caracas 1010, Venezuela.
Correo electrónico:
omarherpad@gmail.com

desarrollo (Turtle Conservation Fund 2002). Las características de las historias de vida de la mayoría de las tortugas limita la sostenibilidad de cosechas de tortugas silvestres, e incluso modestas cosechas de poblaciones silvestres causarían la declinación de las poblaciones (Crouse *et al.* 1987, Thorbjarnarson *et al.* 2000).

En muchas partes del mundo, pobladores rurales dependen en mayor o en menor medida de las tortugas y sus productos para cubrir necesidades alimentarias, al punto que la sobreexplotación de tortugas de río es la causa principal que ha llevado a la disminución de sus poblaciones (Klemens & Thorbjarnarson 1995, Thorbjarnarson *et al.* 2000). Además de ser utilizadas como fuente alimenticia, las tortugas de agua dulce son explotadas de forma indiscriminada para ser usadas como mascotas y para la medicina tradicional, lo que ha ocasionado que muchas especies se encuentren en peligro de extinción mientras que otras ya se han extinto (Turtle Conservation Fund 2002).

En el mundo existen aproximadamente 300 especies de tortugas continentales (terrestres y de agua dulce), de las cuales 200 (66,6%) están catalogadas en la lista roja de animales en peligro de extinción de la UICN (Turtle Conservation Found 2002). En Suramérica existen 57 especies de tortugas de agua dulce (Turtle Conservation Fund 2002), de las cuales en Venezuela se encuentran 17: *Chelus fimbriatus*, *Mesoclemmys gibba*, *Mesoclemmys heliostemma*, *Mesoclemmys raniceps*, *Mesoclemmys zuliae*, *Platemys platycephala*, *Rhinemys rufipes*, *Phrynops tuberosus*, *Peltocephalus dumerilianus*, *Podocnemis expansa*, *Podocnemis unifilis*, *Podocnemis vogli*, *Podocnemis erythrocephala*, *Kinosternon scorpioides*, *Rhinoclemmys diadamata*, *Rhinoclemmys punctularia* y *Trachemys callirostris* (Rueda-Almonacid *et al.* 2007).

El caso mejor documentado en Venezuela sobre el efecto del aprovechamiento desmedido de tortugas es el de la arrau o tortuga del Orinoco (*Podocnemis expansa*). Los datos poblaciones más antiguos para esta especie en el país fueron reportados por Alejandro von Humboldt en 1800, cuando estimó en 330.000 las nidadas cosechadas en el Orinoco medio (Humboldt 1991). Actualmente en esta misma región se estima una producción de 645 nidadas (MINAMB 2008), lo que representa 0,2% de lo estimado en 1800. Adicionalmente, Ojasti (1995) menciona que informes nacionales de Brasil, Colombia, Ecuador, Perú y Venezuela evidencian la captura (clandestina pero difundida) de *Podocnemis erythrocephala*, *P. expansa*, *P. sextuberculata* y *P. unifilis* para su venta en las ciudades y poblados. Sin embargo, es probable que el uso de tortugas de agua dulce esté subestimado por su ilegalidad (Ojasti 1995). En la Amazonía venezolana Gorzula (1995) estimó la captura de cabezona (*Peltocephalus dumerilianus*), chipiro (*Podocnemis erythrocephala*) y terecay (*P. unifilis*) entre 200.000 y 400.000 individuos por año. En el río Capanaparo, dentro del Parque Nacional Santos Luzardo, tanto miembros de la etnia Yaruro como criollos que habitan la región, señalaron la precipitada caída de las poblaciones de *P. expansa* y una significativa reducción de las poblaciones de *P. unifilis* (Thorbjarnarson *et al.* 1997).

Causas naturales como la depredación de nidos y las inundaciones (Fachín & von Müllhen, 2009) también disminuyen el éxito reproductivo de las Podocnemididae. Castaño y colaboradores (2003) encontraron que para *Podocnemis erythrocephala* las crecidas inesperadas del río Inírida causaron la pérdida de 33,3 % de los nidos, las hormigas causaron la pérdida de otro 33,3%, la depredación por mamíferos 12,12 % y sólo 3% de los nidos produjo

crías; mientras que Soini (1997) en la Amazonía peruana cuantificó para *P. unifilis* una pérdida anual de nidos de 10 a 50 % por inundación.

Una estrategia para evitar la extinción de las tortugas de agua dulce consiste en aumentar las generaciones de relevo asegurando el nacimiento de una mayor cantidad de neonatos y aumentando sus probabilidades de llegar a adultos. En Venezuela, actualmente se están manejando algunas poblaciones de tortugas con la finalidad de lograr un aumento poblacional. Dentro de este esquema de manejo se han aplicado las siguientes intervenciones: vigilancia de playas de anidación para evitar saqueo de huevos, traslado de nidadas a partes altas de la playa para evitar su pérdida por inundación, y reforzamiento de poblaciones mediante la cría de neonatos y su posterior liberación con una talla mayor que aumente sus probabilidades de supervivencia. Con esta revisión sistemática se pretende determinar la efectividad de estas acciones de manejo de nidos y reforzamiento de poblaciones, implementadas en Venezuela para aumentar las poblaciones de las diferentes especies de tortugas de agua dulce.

Métodos

A objeto de recopilar la información para la revisión sistemática se consultaron las siguientes fuentes: 1) bases de datos: *Google Académico*, *SciELO Internacional*, *Science Citation Index Expanded*, *Latindex Catálogo*, *BIOSIS Previews*, *Zoological Record*; 2) bibliotecas, informes técnicos, tesis y archivos de las siguientes instituciones: FUDECI, INPARQUES, Universidad Central de Venezuela, Universidad Nacional Experimental de los Llanos Occidentales Ezequiel Zamora, Universidad Simón Bolívar, Universidad Nacional Experimental de Guayana,

Fundación La Salle de Ciencias Naturales, Universidad Centro Occidental Lisandro Alvarado; 3) páginas Web de las siguientes instituciones: Grupo de especialistas en reintroducción de especies de la UICN (*IUCN/SSC-Re-introduction Specialist Group*), Grupo de especialistas en tortugas terrestres y de agua dulce de la UICN (*IUCN/SSC, Tortoise and Freshwater Turtle Specialist Group*) y 4) especialistas en el área de tortugas de agua dulce en el país y en Latinoamérica (vía Internet).

Para la búsqueda se utilizaron las siguientes palabras clave (en español y en inglés) y sus combinaciones: *Podocnemis*, *Chelus*, *Phrynops*, *Platemys*, *Rhinoclemmys*, *Pseudemys*, *Batrachemys*, *Mesoclemmys*, *Rhinemys*, *Kinosternon*, *Peltocephalus*, *Trachemys*, tortugas de agua dulce, distribución, depredación de tortugas, consumo de tortugas, caza-cacería, cacería furtiva, protección de nidos, playas de anidación, reforzamiento poblacional, conservación de fauna silvestre, conservación de tortugas, cacería de subsistencia de tortugas de agua dulce, éxito de eclosión de tortugas de agua dulce, éxito reproductivo de tortugas de agua dulce, abundancia de nidos de tortugas de agua dulce, transferencia de nidos, conservación *in situ* y *ex situ*, programa de cría en cautiverio. En cada búsqueda en la Web se seleccionaron los primeros 100 artículos y se determinó si ofrecían información de interés para esta revisión.

En cuanto a los criterios de inclusión para la revisión, se seleccionaron los estudios que incluyeran la siguiente información:

- 1) especies de tortuga de agua dulce presentes en Venezuela, realizados tanto dentro como fuera del país;
- 2) intervenciones como el cuidado de nidadas en playas naturales de anidación, la transferencia de nidadas a nidos artificiales en zonas protegidas y a laboratorios, la cría

en cautiverio de neonatos y el reforzamiento de poblaciones con la liberación de jóvenes de un año de edad; 3) el éxito de eclosión de nidadas naturales y transferidas, así como de nidadas transferidas bajo diferentes tratamientos; 4) el aumento de juveniles debido al reforzamiento poblacional.

Los criterios de inclusión fueron empleados en tres etapas con la finalidad de filtrar los estudios más relevantes. Las tres etapas fueron definidas por la evaluación de los estudios a partir de: 1) Título y palabras clave: se incluyó aquellos estudios que según el título y las palabras clave estaban vinculados con el objetivo de la revisión. 2) Resumen: luego del primer filtro, se estudiaron los resúmenes de los trabajos y se seleccionó aquellos de mayor relevancia. 3) Artículo completo: los estudios más relevantes fueron revisados por completo y se hizo la selección de los más adecuados para el análisis.

En cada fase de selección, un segundo revisor evaluó una muestra de 25% de los trabajos para verificar si los criterios mencionados estaban claramente definidos y si fueron correctamente utilizados para incluir o excluir los estudios.

Respecto a la evaluación de la calidad de los estudios, una vez seleccionado un trabajo para su revisión, se valoró mediante una tabla de evaluación de fuentes de información, la cual fue generada en un taller de meta-análisis. A cada fuente consultada se le asignó un puntaje en cada campo de la tabla, y al final se sumaron los puntos de cada campo para obtener la evaluación global de cada fuente.

Como estrategia para la extracción de datos de cada trabajo analizado, se utilizó una planilla donde se anotaron los datos más relevantes de la intervención: autor, año, localización, especie, intervención utilizada, tiempo e intensidad de la intervención, evaluación antes de la intervención,

resumen de la metodología empleada, tipo de resultado (cualitativo/cuantitativo), resultados, conclusiones y observaciones.

En la mayoría de los estudios seleccionados no se realizaron análisis estadísticos, sólo cálculos de porcentajes para expresar el éxito de eclosión. Por lo tanto, todos los estudios fueron evaluados por síntesis narrativa, considerando los porcentajes de eclosión o las estructuras de clases de tamaño de las poblaciones. Considerando que ninguno de los trabajos de transferencia de nidadas tenía dentro de sus diseños experimentales grupos de control, y que los métodos empleados, así como la estadística utilizada era muy básica, no fue posible hacer un meta-análisis.

Resultados

De los 19 trabajos seleccionados, 17 realizaron transferencias de nidadas y sólo dos estudios analizaron el efecto del reforzamiento en la recuperación de una población (Tabla 1). Los índices de pérdida de nidadas fueron altos, tanto por inundación como por depredación, llegando en algunos casos a 100%. En 16 de los trabajos la transferencia de nidos presentó altos índices de eclosión, y en muchos el éxito de estas nidadas fue superior al de las nidadas naturales. Varios estudios indicaron que el manejo de los huevos es importante para asegurar el éxito de eclosión; cuando se realiza la transferencia se debe evitar la rotación de los huevos y asegurar que los nidos artificiales presenten una radiación solar similar a la de los nidos naturales. Otros resultados importantes que deben considerarse al transferir nidadas fueron: 1) la edad de la nidada al momento de su transferencia no afecta el éxito de eclosión, siempre y cuando se evite la rotación de los huevos, y 2) la proporción de sexo de las crías nacidas de nidadas transferidas no varía respecto a las nidadas naturales, si los nidos artificiales se construyen en

Tabla 1. Resumen de los estudios incluidos en la revisión sistemática.

Especie	País	Intervención aplicada	Tipo de resultado	Referencia
<i>Podocnemis expansa</i>	Venezuela	Rescate de nidadas	Cuantitativo	Ojasti & Rutkis (1965)
<i>Podocnemis expansa</i>	Venezuela	Rescate de nidadas	Cuantitativo	Ojasti (1967)
<i>Podocnemis expansa</i>	Venezuela	Rescate de nidadas	Cualitativo	Fernández Yépez (1968)
<i>Podocnemis expansa</i>	Venezuela	Transferencia de nidadas	Cuantitativo	Paolillo (1982)
<i>Podocnemis expansa</i> , <i>P. unifilis</i> , <i>P. sextuberculata</i>	Perú	Transferencia de nidadas	Cuantitativo	Soini (1986)
<i>Podocnemis unifilis</i>	Venezuela	Transferencia de nidadas	Cuantitativo	Thorbjarnarson <i>et al.</i> (1993)
<i>Podocnemis unifilis</i>	Colombia	Transferencia de nidadas	Cuantitativo	Páez & Bock (1997)
<i>Podocnemis expansa</i>	Colombia	Transferencia de nidadas	Cuantitativo	von Hildebrand <i>et al.</i> (1997)
<i>Podocnemis expansa</i>	Colombia	Transferencia de nidadas e incubación artificial	Cuantitativo	Valenzuela <i>et al.</i> (1997)
<i>Podocnemis unifilis</i>	Colombia	Transferencia de nidadas	Cuantitativo	Ortega <i>et al.</i> (1998)
<i>Podocnemis unifilis</i>	Colombia	Transferencia de nidadas e incubación artificial	Cuantitativo	Páez & Bock (1998)
<i>Podocnemis expansa</i> , <i>P. unifilis</i>	Venezuela	Reforzamiento de población mediante liberación de jóvenes criados en cautiverio	Cuantitativo	Hernández & Espín (2003)
<i>Chelus fimbriatus</i>	Venezuela	Transferencia de nidadas	Cuantitativo	Daza (2004)
<i>Podocnemis expansa</i>	Venezuela	Transferencia de nidadas	Cuantitativo	Rojas-Runjaic (2004)
<i>Podocnemis expansa</i> , <i>P. unifilis</i> , <i>P. sextuberculata</i>	Colombia Perú	Transferencia de nidadas a nidos artificiales fuera de las playas	Cualitativo	García Mora (2005)
<i>Podocnemis erythrocephala</i>	Brasil	Transferencia de nidadas	Cuantitativo	Holzhausen-Novelle (2006)
<i>Podocnemis expansa</i> , <i>P. unifilis</i>	Venezuela	Reforzamiento de población mediante liberación de jóvenes criados en cautiverio	Cuantitativo	Hernández & Espín (2006)
<i>Podocnemis erythrocephala</i>	Brasil	Transferencia de nidadas	Cuantitativo	Batistela & Vogt (2008)
<i>Podocnemis expansa</i>	Colombia	Transferencia de nidadas	Cuantitativo	Echeverry-Alcendra (2008)

forma similar a los naturales, con la misma profundidad y radiación solar.

En cuanto al reforzamiento poblacional mediante la liberación de juveniles, la especie que es sometida a esta intervención (*Podocnemis expansa*) presentó una estructura poblacional mayoritariamente integrada por las clases juveniles, mientras que en el caso de *P. unifilis*, por no haber programa de liberaciones de jóvenes, la población está integrada mayoritariamente por adultos y posee una población juvenil muy baja o ausente. Los documentos completos del protocolo y la revisión sistemática pueden obtenerse en: www.environmentalevidence.org/SR50.html.

Discusión

Ninguno de los trabajos analizados, donde se utilizó la transferencia de nidos, fue diseñado especialmente para evaluar el éxito de esta intervención como medida para disminuir la pérdida de nidos por inundación o depredación. En todos los casos las transferencias se realizaron con otros fines, como: evaluar las diferentes condiciones de incubación, evaluar los diferentes estilos de nidos artificiales, extraer crías para otros estudios, o producir más crías justificado en la premisa de que la pérdida de nidadas es alta en condiciones naturales. Por tanto, resultó difícil la evaluación sobre todo porque no se crearon grupos de control ni hubo comparación entre el éxito de eclosión de nidadas transferidas contra el éxito de nidadas control.

Los estudios incluidos en la revisión evidencian que la transferencia de nidadas a nidos artificiales construidos en playas de anidación o en lugares *ex situ*, así como en incubadoras artificiales y bajo condiciones de resguardo, logra un éxito de eclosión alto, inclusive mayor al de las nidadas naturales, lo cual hace de esta intervención una estrategia excelente para

evitar la pérdida de nidos por inundación o depredación, que en ocasiones afecta hasta 100% de los nidos. En cualquier caso, para asegurar un alto éxito de eclosión de nidos transferidos es imprescindible la correcta manipulación de los huevos. Los estudios seleccionados también indicaron que la transferencia de nidadas a nidos artificiales construidos en playas naturales, con formas y condiciones similares a los nidos naturales, no afecta la proporción de sexo de los neonatos. Por último, también se encontró evidencia de que la liberación de ejemplares jóvenes a la población es una estrategia que puede ayudar a aumentar el reclutamiento poblacional.

Referencias bibliográficas

- Batistela, A.M. & R. Vogt (2008). Nesting Ecology of *Podocnemis erythrocephala* (Testudines, Podocnemididae) of the Rio Negro, Amazonas, Brazil. *Chelonian Conservation and Biology* 7: 12-20.
- Castaño-Mora, O., P.A. Galvis-Peñuela & J.G. Molano (2003). Reproductive ecology of *Podocnemis erythrocephala* (Testudines: Podocnemididae) in the lower Inirida river in Colombia. *Chelonian Conservation and Biology* 4: 664-670.
- Crouse, D.T., L.B. Crowder & H. Caswell (1987). A state-based population model for loggerhead sea turtles and implications for conservation. *Ecology* 68: 1412-1423.
- Daza, X. (2004). Ecología y manejo de la matamata (*Chelus fimbriatus*) en el estado Cojedes, Venezuela. Tesis de Maestría, Universidad Nacional Experimental de los Llanos Esequiel Zamora, Guanare, Venezuela.
- Echeverry-Alcendra, A.M. (2008). Ecología reproductiva de la tortuga arrau *Podocnemis expansa* (Testudinata: Podocnemididae) en el bajo río Bitá, Vichada, Colombia.

- Trabajo Especial de Grado, Universidad del Magdalena, Santa Marta, Colombia.
- Fachín, A. & E.M. Von Müllhen (2003). Reproducción de la taricaya *Podocnemis unifilis* Troschel 1848 (Testudines: Podocnemididae) en la várzea del medio Solimões, Amazonas, Brasil. *Ecología Aplicada* 2: 125-132.
- Fernández Yépez, A. (1968). La Tortuga Arrau. *Revista El Lago* 10: 148-151.
- García Mora, N. (2005). Biología reproductiva y conservación de las tortugas charapa *Podocnemis expansa*, cupiso *Podocnemis sextuberculata* y taricaya *Podocnemis unifilis* en las playas aledañas al Municipio de Puerto Nariño (Amazonas). Trabajo Especial de Grado, Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá, Colombia.
- Gorzula, S. (1995). Diagnóstico faunístico del estado Amazonas, propuesta para un manejo sustentable. pp. 247-294. En: A. Carrillo & M.A. Perera (eds.). *Amazonas modernidad y tradición: contribuciones al desarrollo sustentable en el estado Amazonas, Venezuela*. SADA-Amazonas, ORPIA y Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit, Caracas, Venezuela.
- Hernández, O. & R. Espín (2003). Consumo ilegal de tortugas por comunidades locales en el río Orinoco medio, Venezuela. *Acta Biológica Venezuelica*. 23: 17-26.
- Hernández O. & R. Espín (2006). Efectos del reforzamiento sobre la población de Tortuga Arrau (*Podocnemis expansa*) en el Orinoco medio, Venezuela. *Interciencia* 31: 424-430.
- Holzhausen-Novelle, S.M. (2006). Caracterização do micro-habitat dos ninhos e predação dos ovos de *Podocnemis erythrocephala* em áreas de desova no Rio Ayuana, AM. Tesis de Maestría, Universidad Federal de Amazonas, Manaus, Brasil.
- Humboldt, A. (1991). *Viaje a las regiones equinocciales del nuevo continente*. 1820. Tomo III. Monte Ávila Editores, Caracas, Venezuela.
- Klemens, M.W. & J. Thorbjarnarson (1995). Reptiles as a food source. *Biodiversity and Conservation* 4: 281-298.
- MINAMB (2008). Programa de conservación de la Tortuga Arrau. Oficio de la ONDB-MINAMB N° 41-0455 del 04/09/08 dirigido a Provita. Caracas, Venezuela.
- Ojasti, J. (1967). Consideraciones sobre la ecología y conservación de la tortuga *Podocnemis expansa* (Chelonia, Pelomedusidae). *Actas del Simposio de Biota Amazónica* 7: 201-206.
- Ojasti, J. (1995). Uso y conservación de la fauna silvestre en la Amazonía. Secretaría Pro-Tempore-Tratado de Cooperación Amazónica N° 35, Lima, Perú.
- Ojasti, J. & E. Rutkis (1965). Operación Tortuguillo: un planteamiento para la conservación de la tortuga del Orinoco. *El Agricultor Venezolano* 228: 32-37.
- Ortega, A., B. Bock & V. Páez (1998). Efecto del estado de desarrollo embrionario en el momento de la transferencia de nidos sobre la tasa de eclosión de la tortuga terecay, *Podocnemis unifilis*. *Vida Silvestre Neotropical* 7: 126-131.
- Páez, V.P. & B.C. Bock (1997). Nesting ecology of the Yellow-Spotted River Turtle in the Colombian Amazon. pp. 219-224. En: J. van Abemba (ed.). *Proceedings: Conservation, Restoration, and Management of Tortoises and Turtles-An International Conference*. New York Turtle and Tortoise Society, New York, USA.
- Páez, V.P. & B.C. Bock (1998). Temperature effect on incubation period in the Yellow-Spotted River Turtle *Podocnemis unifilis*,

- in the Colombian Amazon. *Chelonian Conservation and Biology* 3: 31-36.
- Paolillo, A. (1982). Algunos aspectos de la ecología reproductiva de la Tortuga Arrau (*Podocnemis expansa*) en las playas del Orinoco Medio. Trabajo Especial de Grado, Universidad Central de Venezuela, Caracas, Venezuela.
- Rojas-Runjaic, F. (2004). Éxito de eclosión en nidadas trasplantadas de la Tortuga Arrau (*Podocnemis expansa*) en una playa del Orinoco medio, estado Apure. Trabajo Especial de Grado, Universidad del Zulia, Maracaibo, Venezuela.
- Rueda-Almonacid, J.V., J.L. Carr, R.A. Mittermeier, J.V. Rodríguez-Mahecha, R.B. Mast, R.C. Vogt, A.G.J. Rhodin, J. Ossa, J.N. Rueda & C.G. Mittermeier (2007). Las tortugas y cocodrilianos de los países andinos del trópico. Serie de Guías tropicales de campo N° 6. Conservación Internacional, Bogotá, Colombia.
- Soini, P. (1986). Estudio e incubación de los huevos de quelonios acuáticos. Informe de Pacaya N° 22. Ministerio de Agricultura, Iquitos, Perú.
- Soini, P. (1997). Ecología y manejo de quelonios acuáticos en la Amazonía peruana. pp. 167-173. En: G.T. Fang, R.E. Bodmer, R. Aquino & M.H. Valqui (eds.). Manejo de Fauna Silvestre en la Amazonía. La Paz, Bolivia.
- Thorbjarnarson, J., N. Perez & T. Escalona (1993). Nesting of *Podocnemis unifilis* in the Capanaparo River, Venezuela. *Journal of Herpetology* 27: 344-347.
- Thorbjarnarson, J., N. Pérez & T. Escalona (1997). Biology and conservation of aquatic turtles in the Cinaruco-Capanaparo National Park, Venezuela. pp. 109-112. En: Proceedings: Conservation, Restoration, and Management of Tortoises and Turtles. An International Conference, New York, USA.
- Thorbjarnarson, J., C. Lagueux, D. Bolze, M. Klemens & A. Meylan (2000). Human use of turtle: a worldwide perspective. pp. 33-84. En: M.W. Klemens (ed.). *Turtle Conservation*. Smithsonian Institution Press, Washington DC, USA.
- Turtle Conservation Fund (2002). A Global Action Plan for Conservation of Tortoises and Freshwater Turtles. Strategy and Funding. Prospectus 2002-2007. Conservation International and Chelonian Research Foundation, Washington, DC, USA.
- Valenzuela, N., R. Botero & E. Martínez (1997). Field study of sex determination in *Podocnemis expansa* from Colombian Amazonia. *Herpetologica* 53: 390-398.
- von Hildebrand, P., N. Bermúdez & M.C. Peñuela (1997). La tortuga charapa (*Podocnemis expansa*) en el río Caquetá, Amazonas, Colombia. Aspectos de la biología reproductiva y técnicas para su manejo. Disloque Editores, Bogotá, Colombia.

Joaquín Buitrago,
Hedelvy Guada,
Verónica de Los Llanos

Efectos del traslado de nidadas a viveros en el éxito reproductivo de tortugas marinas en el Caribe

Resumen

Una de las estrategias más comunes para evitar el saqueo y la pérdida natural de nidadas de tortugas marinas es el traslado de los huevos a sitios más seguros o a viveros. Se analizó sistemáticamente la información cuantitativa sobre el traslado de nidadas como método de conservación y se utilizó el porcentaje de eclosión como criterio de éxito, para determinar el impacto del manejo de las nidadas de tortugas marinas relocalizadas en viveros en el Caribe, e identificar qué factores afectan la efectividad de la relocalización de las nidadas en viveros. Se realizó un meta-análisis en el cual el modelo de efectos aleatorios aplicado a cuatro trabajos sobre *Dermochelys coriacea* indicó que el traslado de nidadas a un vivero en la misma playa es negativo en cuanto al éxito de eclosión, aunque los resultados no son significativos ($p = 0,7108$). Sin embargo, los resultados del modelo de efectos aleatorios para seis trabajos con tres especies fueron inversos, indicando un efecto positivo pero no significativo ($p = 0,7725$). El traslado de nidadas no se pudo confirmar como herramienta de conservación efectiva. La gran variabilidad de condiciones entre proyectos, playas y hasta dentro de un mismo proyecto, enmascara cualquier efecto real que pudiera estar influyendo en el éxito de eclosión. Se encontraron sólo dos estudios sobre los factores que afectan la efectividad de la relocalización, los cuales trataron sobre el tiempo entre el desove y el traslado, la profundidad de la nidada y la distancia entre nidadas reubicadas en sitios protegidos. Aunque no se presentó información cuantitativa, los resultados indican diferencias significativas sólo en los porcentajes de eclosión entre las profundidades de nidadas reubicadas.

Introducción

Las seis especies de tortugas marinas presentes en la Cuenca del Caribe (*Dermochelys coriacea*, *Chelonia mydas*, *Caretta caretta*, *Eretmochelys imbricata*, *Lepidochelys olivacea* y *L. kempii*) se catalogan en distintas categorías de amenaza según los criterios de la UICN (2009). Los efectos de las capturas históricas y los diferentes impactos hacia las

Centro de Investigación y
Conservación de Tortugas Marinas.
Apdo. 50.789, Caracas 1050-A,
Venezuela.
Correo electrónico:
jbuitrago@edimar.org

tortugas marinas o sus hábitats, con notables excepciones, han conducido a que la mayor parte de las poblaciones hayan sido reducidas drásticamente o estén en proceso de disminución (Eckert & Abreu-Grobois 2001). Las amenazas actuales incluyen la captura de hembras en playas de desove, el saqueo de nidadas, el comercio ilegal y la pesca intencional e incidental.

Una de las estrategias de manejo dirigidas a incrementar el número de crías de tortugas liberadas, es el uso de corrales o viveros. Idealmente, los huevos de tortugas marinas deben incubarse en sus nidos naturales en la playa. La decisión de reubicar la nidada a sitios protegidos como viveros o corrales debe considerarse sólo como un último recurso y en casos en los que la protección *in situ* sea imposible (Mortimer 2000). En la mayoría de las playas de anidación los programas de reubicación sólo se consideran beneficiosos para los nidos construidos en áreas propensas a circunstancias peligrosas, por ejemplo, los que son colocados cerca del nivel de marea alta, en sitios de erosión, en áreas de intenso tráfico de caminantes o sobre rutas para vehículos. En muchas partes del mundo la depredación de los huevos por humanos y animales asociados con el hombre (perros, cerdos, ratas, etc.) es tan intensa, que la mortalidad de cualquier nidada puede ser de 100%, si no es reubicada en viveros protegidos (Mortimer 2000).

La decisión de trasladar un nido basada en la consideración de los riesgos tanto naturales como antrópicos, es un aspecto clave para decidir la utilidad o futilidad de los traslados a viveros o a otras partes de las playas naturales de anidación. Adicionalmente, los programas con viveros tienen otros riesgos y serias limitaciones que pueden producir un impacto negativo real en las poblaciones de tortugas marinas. Por ello, debe haber una valoración de las técnicas de manejo, la disponibilidad

de sitios apropiados para el vivero, la proporción de huevos que se van a colectar y transportar de manera adecuada al vivero, el personal disponible y entrenado para custodiar las instalaciones y suficientes recursos financieros para el mantenimiento (Mortimer 2000, Restrepo *et al.* 2005).

La opinión general entre los biólogos de la conservación de tortugas marinas es que las metas finales son: a) que las playas de anidación actuales y antiguas se preserven lo más posible en su estado natural; b) que las tortugas marinas aniden, sin ser perturbadas, en las playas seleccionadas por ellas y c) que las nidadas eclosionen y los tortuguillos se dirijan al mar de una manera natural, con la menor intervención humana. Sin embargo, esta visión no es posible en muchos sitios del Caribe. Debido a que los viveros son costosos y su utilidad para la conservación de las tortugas marinas no ha sido probada, es necesario averiguar si los resultados documentados hasta ahora prueban un beneficio para la conservación de las tortugas marinas en cuanto a la relocalización de sus nidadas o, si por el contrario, es sólo una manera costosa de contribuir con la disminución de su población, en cuyo caso sería mejor invertir el dinero en educación y otros proyectos de conservación. El objetivo de esta revisión fue evaluar los resultados de proyectos de relocalización de nidadas a viveros implementados en la región del Gran Caribe, siendo las preguntas analizadas las siguientes: a) ¿El traslado de nidos de tortugas marinas del Caribe a viveros mejora el éxito de eclosión? y b) ¿Qué factores afectan la efectividad de la relocalización de las nidadas a viveros, en términos de su éxito de eclosión?

Métodos

Se buscaron estudios que incluyeran especies de tortugas marinas que anidan

en el Caribe, traslado de nidadas ya sea a otros lugares de la playa o a un vivero protegido como intervención de conservación y que presentaran porcentajes de eclosión en las nidadas trasladadas. Los estudios relevantes fueron identificados a través de una investigación computarizada empleando bases de datos electrónicas generales y de fuentes especializadas. Además, se consultaron 27 revistas arbitradas. La lista completa de las bases de datos y publicaciones consultadas se encuentra en www.environmentalevidence.org/SR53.html.

La búsqueda en revistas electrónicas y en bases de datos se basó en la combinación de las palabras “tortugas marinas” con los siguientes términos (en inglés y español): protección de nidadas, manejo de nidadas, viveros, manejo de viveros, relocalización de nidadas, éxito de emergencia, éxito de eclosión, éxito de eclosión de nidos reubicados, éxito de eclosión de nidos relocalizados, éxito de eclosión de nidos *in situ versus* relocalizados, factores que afectan la incubación en viveros, factores humanos que afectan el manejo de viveros, factores ambientales que afectan el manejo de viveros. Se identificaron los estudios cuyo título, resumen, o palabras clave incluyeran por lo menos uno de los términos antes mencionados. Todos los resúmenes de los documentos en formato *Pdf* o *Doc*, en inglés y español, generados por la búsqueda fueron examinados. Además, copias de las monografías, reportes técnicos, tesis, libros y notas publicadas referentes al manejo de nidadas en playas de anidación en el Caribe fueron solicitadas a organizaciones gubernamentales, organizaciones privadas y universidades. Por último, se consultó la opinión sobre la relocalización de nidadas a

27 miembros de la “lista del grupo de especialistas en tortugas marinas” de la Comisión de Supervivencia de las Especies de la UICN (mtsg-l@lists.iucn-mtsg.org).

Se realizó tres filtrados a fin de decidir la inclusión de los artículos relevantes para la revisión. Para la inclusión definitiva, los artículos aceptados por el título y resumen fueron evaluados en su texto completo por uno de los revisores, cuya selección a su vez fue leída por otro de los revisores. La metodología del criterio de inclusión/exclusión de los artículos seleccionados fue 100% verificada por consenso entre los dos revisores. Finalmente se escogieron artículos científicos y resúmenes de conferencias que cumplieran con los siguientes criterios: a) que reportaran éxito de eclosión como variable respuesta y b) que presentaran los siguientes estadísticos: media, desviación estándar y tamaño muestral. Para la segunda pregunta se obvió este requisito. Todos los estudios incluidos fueron sometidos a una evaluación metodológica de calidad, realizada por un solo revisor.

La información relevante para la revisión contenida en cada artículo fue resumida en forma tabular por uno de los revisores; esta base de datos fue analizada y modificada por un segundo revisor. En cuanto a las respuestas en el foro virtual, consideradas como el juicio de los expertos para intentar contribuir al esclarecimiento de la segunda pregunta, la opinión expresada por cada experto fue tabulada en categorías por un revisor.

Los resultados de los cuatro trabajos seleccionados para *Dermodochelys coriacea* se analizaron tanto para nidos *in situ*, como trasladados mediante un ANOVA usando el Programa Statgraphic plus 5.1™ (Statistical Graphics Corporation 2001). Para el meta-

análisis, tanto con los seis trabajos con tres especies como con los cuatro trabajos con *D. coriacea*, se usó el paquete estadístico R (R Core Development Team 2005).

Resultados

Para comparar el éxito de eclosión de nidadas relocadas *versus* nidadas *in situ*, de los 168 artículos seleccionados inicialmente, 43 contenían información sobre éxito reproductivo de nidadas relocadas bajo diferentes condiciones ambientales y de manejo. De estos, 16 trabajos fueron incluidos en el segundo filtrado y 6 en el tercer filtro. En lo referente a la información de la lista electrónica del MTSG, de las 27 participaciones, 23 contenían información útil.

De los 43 trabajos seleccionados en el primer filtro la mayoría (41%) trataron sobre *Dermochelys coriacea* y 28% sobre *Caretta caretta*. Todas las especies a excepción de *Eretmochelys imbricata* estuvieron representadas en la selección, e incluso, algunos trabajos trataron sobre más de una especie. Los seis trabajos en el tercer filtro incluían el porcentaje de éxito de eclosión de nidos *in situ* (control) y relocados (tratamiento), con su respectivo tamaño de muestra y desviación estándar. El resto de los trabajos eran principalmente descriptivos o carecían de datos comparables. De los seis seleccionados, uno corresponde a *Caretta caretta*, uno a *Chelonia mydas* y cuatro a *Dermochelys coriacea*. Con respecto al área geográfica, de estos seis estudios, cinco correspondieron al Caribe y uno al Atlántico oriental (Cabo Verde).

De los estudios que contenían datos relevantes, se encontró que la duración del período de incubación en los nidos *in situ* fue menor o igual que en los nidos trasladados. Con base en los datos que se observan en los seis trabajos, el porcentaje de éxito de eclosión fue mayor en los

nidos relocados en cuatro de ellos, con diferencias en las especies estudiadas (Tabla 1). En los cuatro trabajos donde la especie estudiada era *Dermochelys coriacea*, la mitad presentó valores mayores para el éxito de eclosión de las nidadas trasladadas, comparadas con las mantenidas *in situ*, mientras que la otra mitad de los trabajos expone lo contrario (Tabla 1).

Los cuatro trabajos sobre *Dermochelys coriacea* se compararon entre sí en el tratamiento *in situ* y en el tratamiento traslado. La comparación entre los éxitos de eclosión de nidadas *in situ* señala diferencias significativas (ANOVA; $F_{3,577} = 34,9$; $p < 0,0001$). Las varianzas no fueron homogéneas pero no se cuenta con la información necesaria para procesar de manera diferente los resultados (p.ej. transformaciones, pruebas Kruskal Wallis, etc.).

Los datos indican que los resultados *in situ* son diferentes entre todos los estudios, salvo el de Eckert y Eckert (1990) y el de Hernández y colaboradores (2005). Sin embargo, destaca que sólo uno de los trabajos, el de Rondón y otros autores (en prensa), mostró resultados claramente diferentes de los otros. La comparación entre los éxitos de eclosión de nidadas trasladadas señala diferencias significativas (ANOVA; $F_{3,1736} = 45,21$; $p < 0,0001$) aunque las varianzas no son homogéneas y, al igual que en el caso anterior, no se contó con datos para otros análisis. Los datos indican que los resultados de las nidadas trasladadas a viveros son diferentes entre los estudios, salvo al agrupar los resultados de Eckert y Eckert (1990) y de Rondón y colaboradores (en prensa) por un lado, y de Chacón-Chaverri (1999) y de Hernández y colaboradores (2005) por el otro. De estos análisis se deduce que la variabilidad entre “proyectos” del éxito de eclosión de nidos trasladados es mayor a la variabilidad entre “proyectos” del éxito de eclosión de nidos

in situ a pesar de que los grados de libertad dentro de los primeros (trasladados) son el triple que de los segundos (*in situ*).

En el primer meta-análisis se incluyó el total de los trabajos escogidos sobre tres especies diferentes: *Chelonia mydas*, *Caretta caretta* y *Dermochelys coriacea*. Los resultados indican que el efecto del traslado en nidadas es positivo (Fig. 1), pero no significativo para el modelo aleatorio ($p = 0,7725$); es decir, que el traslado de nidadas a viveros u otros lugares de la playa muestra un aumento en su éxito de eclosión en comparación a las nidadas dejadas en el sitio original. El modelo de efectos aleatorios resultó el más apropiado por la gran variabilidad observada. La alta heterogeneidad entre trabajos indica que pueden existir variables importantes que expliquen estas diferencias, tales como la falta de estandarización de los métodos (entre proyectos y en un mismo proyecto entre playas y/o temporadas) y la variabilidad en la calidad de las técnicas de traslado. Los resultados para el segundo metanálisis (Fig. 2), en el cual sólo se incluyó estudios sobre *Dermochelys coriacea*, con base en el modelo aleatorio, indican que el efecto del traslado de nidadas a un vivero o a otro sitio de la playa es negativo, aunque los resultados no son significativos ($p = 0,7108$); es decir, que aunque estadísticamente no es conclusivo, las nidadas trasladadas presentan una disminución en el porcentaje del éxito de eclosión en comparación con las nidadas que no fueron manipuladas (*in situ*).

Con respecto a la segunda pregunta involucrada en la revisión, sobre los factores que afectan la efectividad del traslado de nidadas, se encontró sólo dos trabajos con dos especies *Caretta caretta* y *Dermochelys coriacea*, y que se llevaron a cabo en el Gran Caribe y en el Atlántico oriental (Restrepo *et al.* 2005, Abella *et al.* 2007). Estos estudios evaluaron, de manera experimental y controlada, tres tipos de

factores de manejo diferentes: 1) tiempo entre desove y traslado, 2) profundidad de siembra de la nidada en el vivero y 3) distancia entre nidos contiguos en el vivero; por lo que no pudieron ser analizados de manera conjunta. Los análisis realizados fueron ANOVA y no suministraban datos cuantitativos básicos, lo que limitó las posibilidades de realizar análisis más detallados. Entre los factores de manejo evaluados, sólo se presentan diferencias significativas en el éxito de eclosión dependiendo de la profundidad de siembra, y se halló que los nidos con 60 cm de profundidad tienen mayor porcentaje de eclosión (Restrepo *et al.* 2005).

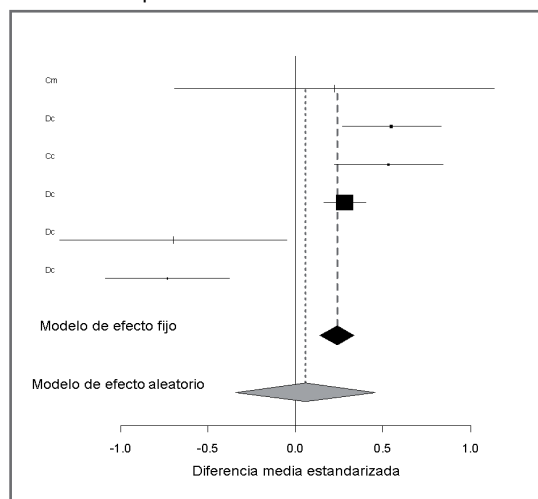
Discusión

No se halló evidencias de que el traslado de nidadas tanto a un vivero como a otro lugar de la playa, afecte el éxito de eclosión de manera significativa. Los trabajos con suficiente información para un análisis más extenso son muy limitados y entre estos se encontró diversos resultados que van desde neutros (sin diferencia en el éxito de eclosión entre los trasladados y los *in situ*), hasta con diferencias significativas a favor de nidadas *in situ* y de nidadas trasladadas. Las posibles causas de la ausencia de evidencias de la efectividad del traslado de nidadas, como medida de conservación, pueden ser de tres tipos: 1) biológicas, 2) metodológicas y 3) estadísticas. Con respecto a las primeras, la variación entre los resultados puede atribuirse a las diferencias en el comportamiento de las especies y por la escogencia del lugar y a la profundidad de las nidadas. Los problemas conceptuales debido a la falta de estandarización de métodos son otro factor importante que pudo afectar los resultados de la revisión, ya que en algunos estudios el éxito de eclosión *in situ* incluyó los nidos perdidos por erosión, mientras que en

Tabla 1. Resumen de los seis trabajos seleccionados para el análisis cuantitativo, incluyendo localidad del estudio, especie involucrada, tratamiento, éxito de eclosión, desviación estándar (DE) y número de nidadas (N).

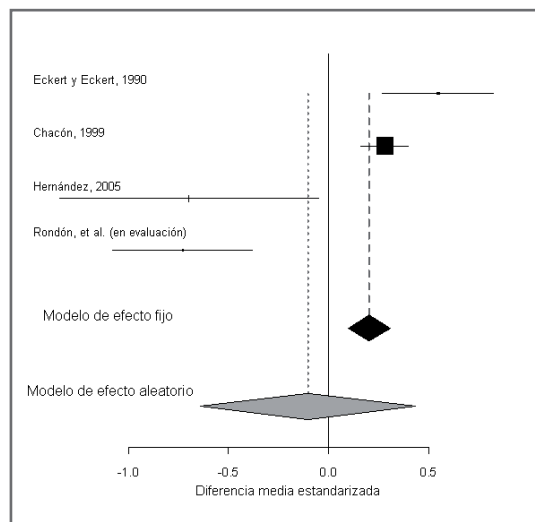
Estudio	Localidad	Especie	Tratamiento	Éxito de eclosión (%)	DE	N
Eckert & Eckert (1990)	St. Croix, Islas Vírgenes USA	<i>Dermochelys coriacea</i>	<i>In situ</i>	52,4	18,4	113
			Relocalizados	63,2	21	90
Chacón-Chaverri (1999)	Gandoca, Costa Rica	<i>Dermochelys coriacea</i>	<i>In situ</i>	39	25,8	418
			Vivero	46,1	25,1	726
Aiken <i>et al.</i> (2001)	Islas Caimán	<i>Chelonia mydas</i>	<i>In situ</i>	77	24	20
			Relocalizados	82	8	6
García-Cárcel & López Jurado (2001)	Islas de Cabo Verde	<i>Caretta caretta</i>	<i>In situ</i>	46,9	38,5	77
			Vivero	63,5	22,5	88
Hernández <i>et al.</i> (2005)	Parguito, Venezuela	<i>Dermochelys coriacea</i>	<i>In situ</i>	47,2	23,8	18
			Vivero	33,1	15,6	21
Rondón <i>et al.</i> (en prensa)	Cipara y Querepare, Venezuela	<i>Dermochelys coriacea</i>	<i>In situ</i>	80,2	16,9	32
			Vivero	59,9	27,9	903

Figura 1. Resultados del meta-análisis de las tres especies con datos (Cm: *Chelonia mydas*; Cc: *Caretta caretta*; Dc: *Dermochelys coriacea*). Las líneas horizontales indican la desviación de cada trabajo incluido. Las líneas punteadas verticales, la media agrupada y los rombos, oscuro y claro, muestran las desviaciones para cada modelo.



otros trabajos sólo se tomó en cuenta los nidos *in situ* controlados y que pudieron ser exhumados. Por último, los factores estadísticos pudieron ser responsables de la falta de evidencia observada. Aunque los trabajos seleccionados (6) presentan

Figura 2. Resultados del meta-análisis con sólo los estudios de *Dermochelys coriacea*. Las líneas horizontales indican la desviación de cada trabajo incluido. Las líneas punteadas verticales, la media agrupada y los rombos, oscuro y claro, muestran las desviaciones para cada modelo.



datos aceptables (678 nidadas *in situ* y 1.834 nidadas trasladadas), los números están desbalanceados, ya que las nidadas *in situ* evaluadas constituyen sólo la tercera parte de las trasladadas y entre las *in situ*, sólo un trabajo representa 62% de los datos

(Chacón-Chaverri 1999). De la misma manera, mientras el trabajo de Rondón y otros (en prensa) representa 49% de los datos de nidadas trasladadas, el de Aiken y colaboradores (2001) contiene sólo 0,3% de la información. Además, la potencia estadística, la capacidad de rechazar una hipótesis nula, varió considerablemente entre trabajos.

Durante la revisión se tuvo limitaciones importantes en cuanto a la información disponible. La primera se refiere a la calidad de la información publicada, ya que en la mayoría de los estudios los datos no eran comparables o carecían de los datos estadísticos necesarios. Otra limitación fue la escasez de publicaciones por áreas geográficas. Para el caso de Venezuela, sólo existen dos trabajos publicados y en el resto del Caribe las pocas publicaciones provienen principalmente de México, Estados Unidos, Brasil y Costa Rica. Es importante destacar que en Venezuela y probablemente en otros países del mundo, mucha de la información generada sobre tortugas marinas no se encuentra publicada y existen proyectos que han desarrollado durante años la estrategia de traslado de nidadas, sin que de ello haya quedado ningún reporte ya sea como literatura gris, como datos semi-procesados, o como datos crudos. Este esfuerzo con fines de conservación, pero sin ningún tipo de evaluación, puede ser contraproducente. La falta de información en el Caribe y el resto del mundo sobre esta herramienta de conservación, ampliamente empleada, hacen dudar de su efectividad y dificulta la toma de decisiones con respecto a su aplicabilidad.

Los resultados evidencian consecuencias negativas para la conservación de la especie si el traslado de nidadas no se realiza siguiendo una metodología rigurosa y sistemática, con personal altamente

capacitado y con datos comparables en el tiempo. Por otro lado, en muchas circunstancias el traslado de nidadas es la única alternativa de conservación, para aquellos sitios donde la pérdida de las nidadas es total, bien sea por depredación, por la presencia de mareas altas o por el saqueo continuo por humanos. Sólo en estos casos, cualquier porcentaje de éxito de eclosión es positivo. Si bien es cierto que el establecimiento de un vivero y un programa de control de nidadas puede ser una herramienta eficiente de divulgación y de formación de conciencia, tanto para turistas y público en general como para pobladores locales, este enfoque debe ser controlado cuidadosamente y no convertirse en un fin por sí mismo.

Finalmente, se considera que si la falta de estandarización de los métodos, criterios y técnicas del traslado y evaluación de las nidadas es la causa principal de la variabilidad entre los resultados de diferentes proyectos, es prioritario implementar planes de estandarización de métodos para los programas nacionales y/o regionales. Así mismo, si la principal condicionante para efectuar el traslado de nidadas es la capacitación adecuada y el entrenamiento óptimo del equipo de campo, es prioritario para dichos programas de conservación realizar cursos de formación e inclusive propiciar un sistema de acreditación con validez internacional/regional.

Referencias bibliográficas

- Abella, E., A. Marco & L.F. López-Jurado (2007). Success of delayed translocation of Loggerhead Turtle nests. *Journal of Wildlife Management* 71: 2290-2296.
- Aiken, J., C. Bell, J. Solomon & J. Clamp (2001). The reproductive status of marine turtles nesting in the Cayman Islands: Work

- in Progress. Marine Turtle Newsletter 95: 13-14.
- Chacón-Chaverri, D. (1999). Anidación de la tortuga *Dermochelys coriacea* (Testudines: Dermochelyidae) en Playa Gandoca, Costa Rica (1990 a 1997). Revista de Biología Tropical 47: 225-236.
- Eckert, K.L. & S.A. Eckert (1990). Embryo mortality and hatch success in *in situ* and translocated Leatherback Sea Turtle *Dermochelys coriacea* eggs. Biological Conservation 53: 37-46.
- Eckert, K.L. & F.A. Abreu-Grobois (eds.) (2001). Conservación de tortugas marinas en la región del Gran Caribe- Un diálogo para el manejo regional efectivo. WIDECAST, UICN/CSE Grupo Especialista de Tortugas Marinas (MTSG), WWF y el Programa Ambiental del Caribe del PNUMA, Santo Domingo, República Dominicana.
- García-Cárcel, M. & L. López-Jurado (2001). Comparison of the hatching success between translocated nest and *in situ* nest according to the type of substrate and the floods due to the tide. 21th Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-528, Philadelphia, USA.
- Hernández, R., J. Buitrago & H. Guada (2005). Evaluación de la anidación de la tortuga cardón, *Dermochelys coriacea* (Vandelli, 1761) (Reptilia: Dermochelyidae), en playa Parguito, Isla de Margarita, durante la temporada 2001. Memoria de la Fundación La Salle de Ciencias Naturales 161/162: 77-89.
- IUCN (2009). 2009 IUCN Red List of Threatened Species V [en línea]. Consultado el <1 jul. 2009> en <www.iucn.org>
- Mortimer, J. (2000). Reducción de las amenazas a los huevos y a las crías: los viveros. 2000. pp. 199-203. En: K.L. Eckert, K.A. Bjorndal, F.A. Abreu-Grobois & M. Donnelly (eds.). Técnicas de investigación y manejo para la conservación de las tortugas marinas. UICN/CSE Grupo Especialista de Tortugas Marinas Publicación N° 4, Washington, USA.
- R Core Development Team (2005). The R Project for Statistical Computing (v 2.3.1). Vienna, Austria.
- Restrepo, A., Ú. Jaramillo, P. Aubad, V.P. Páez, S. López, A.M. Suárez & A. Cano (2005). Efecto de la profundidad y la distancia entre nidadas trasladadas de *Dermochelys coriacea* (Linnaeus, 1766) sobre la temperatura de incubación y supervivencia de neonatos en La Playona, Chocó (Colombia). Actualidades Biológicas 27: 179-188
- Rondón, M., J. Buitrago & H. Guada (en prensa). Biología reproductiva de la Tortuga Cardón (*Dermochelys coriacea*) en las playas Cipara y Querepare, Península de Paria, Venezuela, durante las temporadas de anidación 2000-2006.
- Statistical Graphics Corporation (2001). Statgraphic plus 5.1™. Statistical Graphics Corporation, Rockville, USA.

Pedro Vernet P.,
Ángela Arias-Ortiz

¿Cuáles son las mejores prácticas para la protección de nidadas de tortugas marinas en playas de reproducción?

Resumen

La conservación de las tortugas marinas requiere la implementación de proyectos de conservación y manejo que permitan la recuperación de sus números poblacionales, por lo que es necesario mitigar y controlar los impactos en los hábitats de anidación. La etapa reproductiva es de vital importancia para poder mantener estable una población, y debido a esto, desde hace décadas se hacen esfuerzos significativos en manejo y protección de nidos y playas de reproducción de tortugas marinas. El objetivo de la revisión consistió en explorar las evidencias de éxito de los diferentes métodos y estrategias de protección y manejo de nidadas en playas de reproducción para evaluar su eficiencia y efectividad. La búsqueda de información se realizó a través de páginas y buscadores en Internet, así como en bibliotecas de instituciones y de investigadores. Se encontró un total de 355 artículos, de los cuales 40 resultaron relevantes para la revisión. Se evidenció que al intervenir en una playa de anidación de tortugas marinas, la pérdida de nidadas por saqueo se puede minimizar en más de 50% y colocarse por debajo de 15% si la intervención se mantiene en el tiempo. Según los resultados obtenidos, tanto de intervenciones complejas, donde se aplican varios métodos al mismo tiempo, como de las sencillas, se obtuvo resultados similares para todos los comparadores propuestos, de manera que el simple hecho de intervenir con actividades muy básicas y de bajo costo, o con la presencia de investigadores o personal de vigilancia en las playas de anidación, es posible reducir las amenazas, incluyendo el saqueo de los huevos. Estos resultados indican que es efectivo implementar y mantener este tipo de programas en la conservación de tortugas marinas.

Introducción

Las tortugas marinas son un grupo de reptiles exitoso que ha sobrevivido 110 millones de años en los mares tropicales y subtropicales (Secretaría CIT 2004). Sin embargo, en el último siglo la sobrevivencia de estas especies se ha visto amenazada a causa de actividades humanas, como el uso extractivo tradicional con fines de

Grupo de Trabajo en Tortugas
Marinas del Estado Nueva Esparta
Correo electrónico:
pedrovernet@gmail.com

consumo y comercio, lo cual se agrava por la sobreutilización, degradación y destrucción de sus hábitats reproductivos y de alimentación. Todas estas presiones sobrepasan la capacidad de recuperación por vías naturales de estos reptiles, que cuentan con un crecimiento lento, madurez tardía y ciclos de vida muy complejos (Frazier 2001).

La protección de las tortugas marinas requiere la implementación de proyectos de conservación y manejo que permitan la recuperación de sus números poblacionales, por lo que es necesario mitigar y controlar los impactos en los hábitats de anidación. La etapa reproductiva es de vital importancia para poder mantener estable una población (Shanker *et al.* 2003), y debido a esto, desde hace décadas en el mundo entero se realizan esfuerzos en manejo y protección de nidos y playas de reproducción de tortugas marinas. Sin embargo, la situación general de este grupo no ha mejorado, y recientemente la Unión Mundial para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, por sus siglas en inglés) elevó la categoría de amenaza de algunas especies: la caguama (*Caretta caretta*) pasó de la categoría “Vulnerable” a “En Peligro”, mientras que el cardón (*Dermochelys coriacea*) y la carey (*Eretmochelys imbricata*) fueron elevadas a “En Peligro Crítico” (IUCN 2007).

En base a esto, resultó necesario revisar las evidencias de éxito de los diferentes métodos y estrategias de protección y manejo de nidadas en playas de reproducción que se hayan realizado a nivel global, para evaluar su eficiencia y efectividad. De esta forma, se podrán realizar ajustes en los métodos, o implementar estrategias más novedosas, para optimizar este tipo de intervención

de manera de alcanzar un mayor éxito en la conservación y recuperación de los números poblacionales de las tortugas marinas.

Métodos

La búsqueda fue realizada en un primer nivel por Internet, en las páginas Web: www.elsevier.com, www.nature.com, www.sciencedirect.com, www.cturtle.org y en el buscador *Google*. Se utilizó el nombre común general del grupo (tortugas marinas), los nombres científicos (*Dermochelys coriacea*, *Eretmochelys imbricata*, *Chelonia mydas*, *Caretta caretta*) o los nombres comunes (cardón, carey, tortuga verde o blanca, caguama) combinados con las siguientes palabras clave: playas de anidación, conservación, problemas, impactos, degradación del hábitat, manejo de nidadas, métodos, protección. Las búsquedas se realizaron en español e inglés, independientemente. Otros artículos y tesis fueron ubicados en bibliotecas de la Universidad de Oriente, Provita, Fundación Los Roques y bibliotecas privadas de investigadores.

Los criterios de inclusión fueron implementados en tres etapas con la finalidad de filtrar los estudios más relevantes. Dichas etapas estuvieron definidas por la evaluación de los estudios a partir de: 1) título y palabras clave, 2) resumen, y 3) artículo completo. Esta selección final se realizó para incluir los artículos que cumplieran con los siguientes criterios: 1) Sujeto relevante: tortugas marinas; 2) Tipos de intervención: protección, manejo y control del saqueo de nidadas; 3) Comparadores presentes: porcentaje de saqueo de nidadas, éxito de puesta, éxito de eclosión y éxito de emergencia; 4) Tipos de respuesta a la intervención:

número de nidos protegidos, incremento de los porcentajes de eclosión y emergencia; 5) Tipos de estudio: estudios que contemplen la protección de nidadas en playas de anidación y que incorporen información sobre métodos, estrategias, técnicas y resultados cuantitativos; 6) Resultados: datos cuantitativos e información sobre controles para el parámetro de pérdida de nidadas por extracción o saqueo.

Los datos de los artículos se extrajeron en forma directa cuando los valores de base del cálculo estaban presentes, o indirecta, cuando se presentaban valores porcentuales y promedios. Para resumir la información extraída de los estudios seleccionados se utilizó una tabla en Excel, en la que se colocaron los siguientes datos: autor, año, especies, tipo de intervención, métodos utilizados, tiempo de ejecución, si existió una evaluación antes de la intervención y resultados.

La mayoría de los resultados de las intervenciones reportadas en los artículos seleccionados fueron presentados en forma de porcentajes y promedios, sin ningún tratamiento estadístico, lo que no permite aplicar un meta-análisis. Se realizó un análisis cualitativo de la información, ya que no se obtuvo los mismos datos para todos los estudios, lo que generó vacíos de información en la base de datos y la imposibilidad de aplicar pruebas estadísticas.

Resultados

De la búsqueda por Internet en buscadores y páginas Web se obtuvo un total de 332 estudios. A estos se sumaron 23 documentos ubicados en bibliotecas, distribuidos en 2 tesis de pregrado, 13 informes de proyectos institucionales, 3 libros y 5 planes de acción; para un total de 355 artículos. Durante la selección

de los trabajos 224 documentos fueron descartados por el título; de los 131 trabajos restantes se descartó otros 74 después de la lectura de los resúmenes, quedando 57 artículos para ser leídos detalladamente. De estos, se seleccionó 40 para la revisión. La selección inicial de los estudios fue realizada por los dos investigadores independientemente, siguiendo los criterios de búsqueda en forma estricta para probar si ésta podría ser replicada, obteniéndose una coincidencia de 67,4%.

Muy pocas de las publicaciones seleccionadas reportaban el total de los comparadores propuestos en la revisión. La mayoría de los estudios presentaron resultados sin suficientes elementos para extraer datos y descripciones limitadas de los métodos. Muy pocos casos incluían datos iniciales o controles. Debido a todo esto, los resultados poseen muchos vacíos, lo cual dificultó la comparación y el análisis e imposibilitó la realización de meta-análisis. En la mayoría de los estudios los métodos estaban descritos superficialmente o sin detalles de su aplicación. De igual forma, 82,5% (N = 33) de los casos en los artículos utilizaban la combinación de más de un método, por lo que no se pudo discriminar la eficiencia individual de cada uno. En los estudios se utilizaron cuatro métodos: caminatas diurnas, caminatas nocturnas, protección *in situ* y protección con manejo. No se observaron diferencias relevantes entre los comparadores de los estudios (éxito de puesta, éxito de eclosión, éxito de emergencia, porcentaje de nidos desarrollados) donde se aplicaron uno o más métodos de conservación en la playa. Por último, en los estudios que realizaron manejo de nidadas, en el éxito de eclosión y emergencia de nidos se tuvo porcentajes promedio someramente menores (eclo:

50,57%, N = 16; emer: 47,36%, N = 13) que las nidadas naturales (eclo: 59,64%, N = 31; emer: 52,63%, N = 26).

De los 40 artículos seleccionados, sólo 12 tuvieron controles dentro del diseño experimental. Estos reportaban resultados comparativos entre sitios de estudio con intervención y sin intervención, ya sea a través de evaluaciones iniciales antes de aplicar la intervención (temporal) o a través de levantamientos de información entre playas, intervenidas o no, durante la ejecución de las actividades (espacial). Al comparar el porcentaje de saqueo de nidadas o de recolección de huevos con fines de consumo y comercio, los estudios reportaron una importante reducción en la pérdida de nidadas como consecuencia de la intervención. El promedio de pérdida de nidadas por saqueo antes de la intervención en las playas de anidación era de 85,2% (n = 5; DE = 18,19; rango: 55-100), mientras que después del primer año de intervención ésta se redujo a 52,4% (n = 3; DE = 9,48; rango: 24-42,9), siendo aún mayor con el

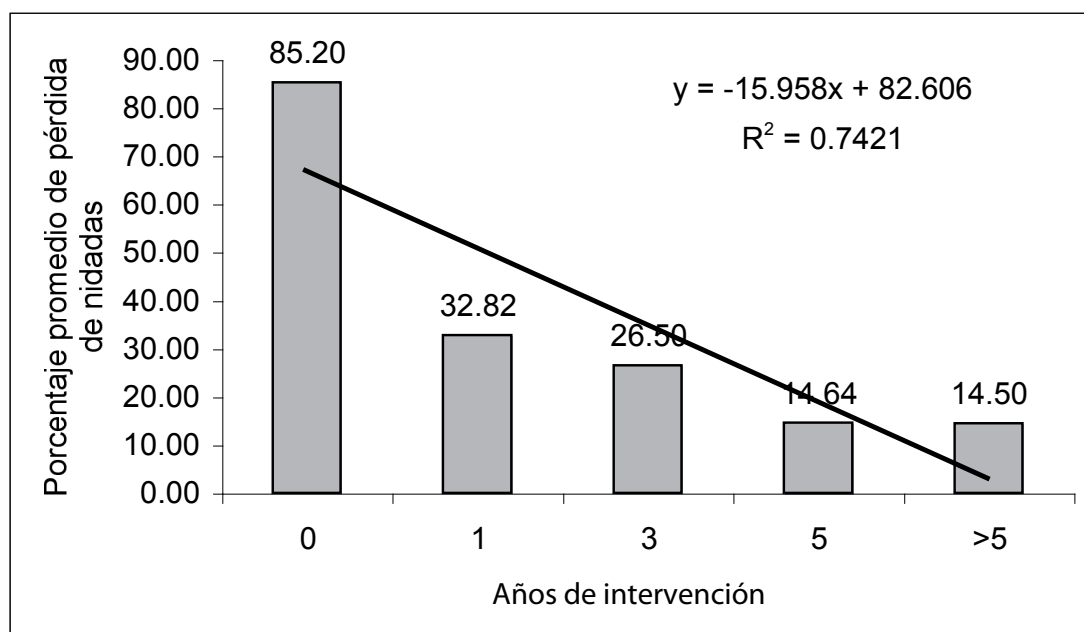
paso del tiempo (Richardson *et al.* 1999, Trujillo 2000, Hilterman 2001, Arteaga 2001; 2002, Arrauz *et al.* 2003, Provita 2003; 2004, Barreto 2005, Vernet & Gómez 2007). En la Figura 1 se puede observar cómo disminuye drásticamente la pérdida de nidadas al intervenir en una playa de anidación y cómo el tiempo de intervención está correlacionado con la disminución de este impacto.

Los artículos que reportaron comparaciones entre playas en un mismo año indicaron un promedio de 57% de nidos saqueados en las playas sin intervención o control (n = 2; DE = 18,38; rango: 44-70) [Chacón 2001, Harrison & Troëng 2003]. Para las playas con intervención sólo se reporta un promedio de 20% de pérdida de nidadas (n = 2; de = 14,14; rango: 10-30) lo que representa 37% de reducción en el saqueo de nidadas en áreas con protección de nidos.

Discusión

Las tortugas marinas presentan tasas de crecimiento lentas, lo que obstaculiza medir efectivamente cambios o tendencias poblacionales durante

Figura 1. Disminución de la pérdida de nidadas vs. Duración de la intervención.



períodos cortos y, como consecuencia, se dificulta la evaluación del éxito de los esfuerzos de conservación de estos reptiles (Meylan & Meylan 2000). Mediante esta revisión se evidenció que al intervenir una playa de anidación de tortugas marinas se puede minimizar en más de 50% la pérdida de nidadas por saqueo, y si esta intervención se mantiene en el tiempo el porcentaje puede colocarse por debajo de 15% de pérdida. Estos resultados indican que es efectivo implementar y mantener este tipo de programas en la conservación de tortugas marinas, porque la etapa reproductiva es de vital importancia para mantener poblaciones estables (Shanker *et al.* 2003). Sin embargo, estas estrategias deben ir acompañadas de distintas acciones en otras etapas del ciclo de vida de las tortugas marinas, sobre todo en áreas de alimentación, ya que el manejo y la protección de playas de anidación se ha aplicado en el mundo entero desde hace décadas y la situación general de este grupo no ha mejorado considerablemente.

Según los resultados obtenidos, tanto de intervenciones complejas, donde se aplican varios métodos al mismo tiempo, como de las sencillas, se obtuvo resultados similares para todos los comparadores propuestos, de manera que el simple hecho de intervenir con actividades muy básicas y de bajo costo, o con la presencia de investigadores o personal de vigilancia en las playas de anidación, es posible reducir las amenazas, incluyendo el saqueo de los huevos (Boulon 2000).

Por último, es importante considerar que en comparación con los nidos naturales, son más bajos los porcentajes de éxito de nidos manejados en las intervenciones en playas de anidación de tortugas marinas.

A pesar de que los autores no mencionan las razones para realizar el manejo, esa pequeña diferencia sería insignificante si estuviera vinculada exclusivamente con nidadas en peligro crítico de pérdida por cualquier razón (saqueo, mareas o conflictos de uso dentro de las playas); de otra manera habría que considerar si realmente es necesaria esta práctica.

Referencias bibliográficas

- Arteaga, A. (2001). Informe final año 2001 Programa Procosta. Provita, Caracas, Venezuela. 4 p.
- Arteaga, A. (2002). Informe año 2002 Programa Procosta. Provita, Caracas, Venezuela. 7 p.
- Arrauz, R., E. López, E. Lyons, B. Wilton, L. Verrier & W. Reyes (2003). Conservación e investigación de tortugas marinas utilizando a las organizaciones comunales costeras como base de apoyo. Reporte julio-diciembre 2002, PRETOMA Programa Restauración de Tortugas Marinas. Costa Rica. 25 p.
- Barreto, Y. (2005). Informe anual Programa Procosta 2005. Provita, Caracas, Venezuela. 4 p.
- Boulon, Jr., R.H. (2000). Reducción de las amenazas a los huevos y las crías: protección *in situ*. pp. 192-198. En: K.L. Eckert, K.A. Bjorndal, F.A. Abreu-Grobois & M. Donnelly (eds.). Técnicas de investigación y manejo para la conservación de las tortugas marinas. UICN/CSE Grupo Especialistas de Tortugas Marinas Publicación N° 4, Washington, USA.
- Chacón, D. (2001). Informe de actividades del Proyecto de Conservación de las Tortugas Marinas del Caribe Sur, Talamanca, Costa Rica. Asociación ANAI, Costa Rica. 65 p.

- Frazier, J. (2001). Generalidades de la historia de vida de las tortugas marinas. pp. 3-18. En: K.L. Eckert & F. Alberto Abreu Grobois (eds.). Conservación de las tortugas marinas en el Gran Caribe: un diálogo para el manejo regional efectivo. WIDECAS, UICN/CSE Grupo Especialistas en Tortugas Marinas (MTSG), WWF y el Programa Ambiental del Caribe del PNUMA. Santo Domingo, República Dominicana.
- Harrison, E. & S. Troëng (2003). Reporte Programa de Tortuga Baula 2002, Tortuguero, Costa Rica. Caribbean Conservation Corporation. San Pedro, Costa Rica. 33 p.
- Hilterman, M.L. (2001). The Sea Turtles of Suriname, 2000. BIOTOPIC-STINASU, WWF-Guianas. Technical Report GFECPI1. Amsterdam, The Netherlands. 65 p.
- IUCN (2007). 2007 IUCN Red List Of Threatened Species [en línea]. Consultado el <1 mar. 2008> en <www.iucnredlist.org>
- Meylan, A.B. & P.A. Meylan (2000). Introducción a la evolución, historias de vida y biología de las tortugas marinas. pp. 3-5. En: K.L. Eckert, K.A. Bjorndal, F.A. Abreu-Grobois & M. Donnelly (eds.). Técnicas de investigación y manejo para la conservación de las tortugas marinas. UICN/CSE Grupo Especialistas de Tortugas Marinas Publicación N° 4, Washington, USA.
- Provita (2003). Informe Programa Procosta 2003. Provita, Caracas, Venezuela. 18 p.
- Provita (2004). Informe de anidación 2004. Provita, Caracas, Venezuela. 7 p.
- Richardson, J., R. Bell & T.H. Richardson (1999). Population Ecology and Demographic Implications Drawn from an 11-year Study of Nesting Hawksbill Turtles, *Eretmochelys imbricata*, at Jumby Bay, Long Island, Antigua, West Indies. Chelonian Conservation and Biology by Chelonian Research Foundation, 3 (2); pp. 244-250.
- Secretaría CIT (2004). Convención Interamericana para la Protección y Conservación de las Tortugas Marinas: una Introducción. Secretaría *pro tempore* de la Convención Interamericana para la Protección y Conservación de las Tortugas Marinas, San José, Costa Rica.
- Shanker, K., B. Pandav & B.C. Choudhury (2003). Sea turtle conservation: population census and monitoring. A GOI-UNDP Project Manual. Centre for Herpetology/Madras Crocodile Bank Trust, Mamallapuram, Tamil Nadu, India.
- Trujillo, A. (2000). Informe anual Programa Procosta. Provita, Caracas, Venezuela. 21 p.
- Vernet, P. & A. Gómez (2007). Red de Aviso Oportuno: Estrategia para la conservación de las Tortugas Marinas en la Isla de Margarita, Venezuela. Memoria de la Fundación La Salle de Ciencias Naturales 167: 101-110.

Adriana Rodríguez-Ferraro

Efectividad de las áreas protegidas en la conservación de especies amenazadas del género *Amazona*

Resumen

Dieciséis especies del género *Amazona* se encuentran actualmente amenazadas a consecuencia del saqueo y la destrucción del hábitat. La preservación de especies amenazadas dentro de áreas protegidas se considera como una de las estrategias más eficientes para su conservación, sin embargo existe poca información sobre su efectividad para la conservación de loros del género *Amazona*. La creación de áreas protegidas como estrategia para la conservación de loros *Amazona* ha sido usada principalmente en las islas del Caribe. Debido a las amenazas inminentes que enfrentan estos psitácidos, se evaluó la eficiencia de las áreas protegidas neotropicales en conservar poblaciones viables. Se realizaron búsquedas en bases de datos generales y especializadas, en bibliotecas y páginas Web sobre el tópico de la revisión. Además, se consultó a investigadores que trabajan con loros *Amazona* para obtener literatura gris. Se seleccionaron 19 documentos para ser incluidos en la revisión. La mayoría se relacionaba con distribución y ecología de las especies, tamaño poblacional y estatus de conservación. Sólo 13, de las 16 especies amenazadas del género *Amazona*, estuvieron representadas en los documentos seleccionados. La evidencia disponible en los estudios seleccionados fue insuficiente para determinar la efectividad de las áreas protegidas en la conservación de las especies amenazadas de *Amazona*. Sin embargo, algunos estudios indican que si se controlan algunas actividades humanas (deforestación y saqueo) que actualmente amenazan la sobrevivencia de los loros aún dentro de las áreas protegidas, dichas áreas serían de gran importancia en la conservación de estas especies.

Introducción

Algunas familias de aves contienen un número significativamente mayor de especies amenazadas del que se esperaría sólo por azar (Bennett & Owens 2002). Específicamente, la familia Psittacidae es una de las que acusa una alta proporción de especies amenazadas, y que se estima en 28% de todas las especies (Snyder *et al.* 2000, Bennett & Owens 2002).

Departamento de Estudios
Ambientales, Universidad Simón
Bolívar. Apdo. 89000, Sartenejas
1080-A, Miranda, Venezuela
Correo electrónico:
adri2312@yahoo.com

Las causas extrínsecas que amenazan la sobrevivencia de los psitácidos son bien conocidas, y entre las más importantes están la destrucción del hábitat y el comercio ilegal (Juniper & Parr 1998, Snyder *et al.* 2000).

Dentro de la familia Psittacidae, el género *Amazona* contiene 33 especies que se distribuyen exclusivamente en el Neotrópico, incluyendo las Antillas Mayores y Menores, donde pueblan diferentes tipos de hábitats, que incluyen desde zonas áridas hasta bosques lluviosos tropicales (Forshaw 1989, Juniper & Parr 1998). Los loros de este género poseen un tamaño que va de mediano (23-35 cm) a grande (37-45 cm) y presentan una coloración verde en su mayoría (Forshaw 1989, Juniper & Parr 1998). Del total de especies conocidas actualmente dentro del género *Amazona*, a nivel global 16 (48%) se consideran dentro de alguna categoría de amenaza: En Peligro Crítico, En Peligro, o Vulnerable (Snyder *et al.* 2000, IUCN 2007). Los tamaños poblacionales de nueve de estas especies se encuentran declinando, los de cinco se han mantenido estables, y dos han aumentado en años recientes (BirdLife International 2000). Cuando se consideran las amenazas a su sobrevivencia, el saqueo es la principal causa que afecta a ocho especies, seguida por la deforestación o modificación del hábitat, durante tiempos históricos o recientes, que influye sobre cuatro especies; y las cuatro restantes se encuentran amenazadas por una combinación de ambas causas (Snyder *et al.* 2000).

El establecimiento de áreas protegidas y reservas ha sido considerado durante las últimas décadas como una de las estrategias más eficientes para la conservación de ecosistemas y especies amenazadas (Caughley 1994). Debido a que la destrucción de hábitat es uno de los factores causantes de las reducciones poblacionales de loros, la designación y el establecimiento

de áreas protegidas destinadas a la protección de hábitats críticos (zonas de alimentación y/o reproducción) para las especies del género *Amazona* ha sido una estrategia ampliamente impulsada por conservacionistas y entes gubernamentales del Neotrópico (Snyder *et al.* 2000). Las áreas protegidas también son importantes para la conservación, ya que la protección de las zonas de anidación puede reducir considerablemente los niveles de saqueo, una de las causas principales de pérdida de nidos en los psitácidos neotropicales (Wright *et al.* 2001).

Aunque en la actualidad se considera que 11,5% de la superficie terrestre del planeta se encuentra resguardada, estudios recientes señalan que la red de áreas protegidas a nivel mundial no es suficiente ni eficiente para conservar la biodiversidad terrestre (Bruner *et al.* 2001, Chape *et al.* 2003, Brooks *et al.* 2004, Rodrigues *et al.* 2004). En el Neotrópico, sin embargo, existe poca información sobre la efectividad de las áreas protegidas para conservar especies amenazadas, como los loros del género *Amazona*. Debido al grado de amenaza que enfrentan dichas especies, el objetivo de esta revisión fue evaluar la efectividad de las áreas protegidas en la conservación de las especies del género *Amazona*.

Métodos

En el propósito de evaluar la efectividad de las áreas protegidas para la conservación de especies amenazadas del género *Amazona*, se consideraron las publicaciones que incluyeran cualquiera de las siguientes intervenciones estratégicas: a) establecimiento de áreas protegidas para la conservación de especies del género *Amazona*; b) manejo de poblaciones del género *Amazona* dentro de áreas protegidas creadas para la protección de otros elementos de la

biodiversidad; c) control de captura y comercio ilegal de loros *Amazona*; y d) manejo y restauración del hábitat de especies del género *Amazona* dentro y fuera de áreas protegidas. Se consideraron como especies de interés para la revisión sistemática las 16 especies del género *Amazona* clasificadas globalmente amenazadas por la UICN (2007). Dichas especies son: En Peligro Crítico (*Amazona vittata*); En Peligro (*A. imperialis*, *A. oratrix*, *A. rhodocorytha* y *A. viridigenalis*); Vulnerable (*A. agilis*, *A. arausiaca*, *A. barbadensis*, *A. brasiliensis*, *A. collaria*, *A. finschi*, *A. guildingii*, *A. pretrei*, *A. ventrales*, *A. versicolor* y *A. vinacea*).

Para compilar la información se realizaron búsquedas temáticas en siete bases de datos de temas científicos: *ISI Web of Knowledge*, *Google Scholar*, *Jstor*, *BioOne*, *Biological Abstracts*, *ScienceDirect* y *Searchable Ornithological Research Archive*. Para las búsquedas se utilizó como palabra clave *Amazona* y combinaciones de ésta con cada una de las siguientes palabras en inglés y en español: áreas protegidas, parque nacional, destrucción de hábitat, saqueo, comercio, conservación y manejo. Además, se visitaron las bibliotecas de instituciones públicas y privadas a nivel nacional. Para conocer la existencia de literatura gris se realizaron consultas con ornitólogos del Neotrópico a través de foros y redes electrónicas de discusión, como NEOORN, NOS, Amazona Research Forum y OVUM. Por último, se consultaron las páginas Web de las siguientes instituciones y organizaciones: BirdLife International, IUCN-World Commission on Protected Areas, World Parrot Trust, Rare Species Conservatory Foundation, ParksWatch, The Nature Conservancy y Loro Parque Fundación.

Todos los documentos encontrados durante el proceso de búsqueda fueron

evaluados a fin de determinar su relevancia para la revisión en base a los títulos. Los resúmenes de todos los documentos con títulos relevantes fueron leídos para realizar una segunda selección, al cabo de la cual se leyeron completamente. Los estudios seleccionados fueron evaluados con base en su calidad, y se les clasificó en seis categorías que van de I (máxima) a VI (mínima) usando los criterios establecidos por Pullin y Knight (2001, 2003). Debido a que no se encontraron documentos de alta calidad (categorías I, II-1) relacionados con la pregunta de la revisión, se incluyeron estudios usualmente considerados de menor calidad (categorías II-2, II-3, III) para una revisión sistemática.

De cada estudio se extrajeron datos cualitativos y cuantitativos, como especie, área protegida, país y tipo de intervención estratégica. También se tomaron datos acerca del tamaño poblacional y del nivel de saqueo y/o deforestación, en los casos en que la información estuviera disponible. Además, se extrajo información adicional que podía incorporar heterogeneidad en los resultados, tanto a nivel ecológico (especie, tipo y tamaño del área protegida, tipo de hábitat) como metodológico (uso de control, replicación). Ninguno de los seleccionados proporcionó datos numéricos suficientes para realizar comparaciones estadísticas y obtener inferencias sobre la variación entre los diferentes estudios. Como consecuencia, no se pudo realizar un meta-análisis de los datos y todos los análisis realizados fueron cualitativos.

Resultados

Como resultado de las búsquedas en bases de datos electrónicas se recuperaron 1.022 documentos relacionados, de los cuales sólo 93 fueron relevantes para la revisión en base al

título y el resumen. Las búsquedas en páginas Web proporcionaron 297 documentos (reportes, noticias y planes de acción), pero sólo 21 fueron relevantes para la revisión, mientras que las visitas a las bibliotecas y el contacto con investigadores del exterior permitieron agregar 4 documentos más. Al revisar las bibliografías de los documentos seleccionados se encontraron otros 6 artículos relevantes. De los 124 documentos encontrados y que serían revisados en su totalidad, sólo 19 se seleccionaron para ser incluidos en la revisión (Tabla 1). De estos documentos, había doce artículos publicados en revistas arbitradas, dos artículos en revistas no arbitradas, dos reportes técnicos, una nota corta en un boletín, un artículo en las memorias de una conferencia y un plan de acción.

La mayoría de los estudios incluidos en la revisión trataban temas relacionados con ecología y distribución de los loros, tamaño poblacional y estatus de conservación, este último tópico con varios análisis sobre las amenazas a la sobrevivencia de las especies. Sólo un estudio, centrado en *Amazona rhodocorytha*, señalaba el efecto del tamaño de las áreas protegidas sobre la abundancia de esta especie, y reportaba que la densidad de loros dentro de una reserva grande fue mayor que en una reserva pequeña y que en fragmentos de bosque.

Los estudios en cuestión fueron realizados entre 1991 y 2008. Al considerar el ámbito geográfico de estos, la mayoría se relacionaban con especies de las islas del Caribe (11), seguidos por estudios de Suramérica (6), mientras que las especies de Centroamérica (2) estuvieron escasamente representadas

(Tabla 1). En cuanto a la representación taxonómica en los estudios incluidos en la revisión, de las 16 especies amenazadas de *Amazona* 13 estaban en al menos un artículo (Tabla 1), y para las otras tres especies (*A. viridigenalis*, *A. finschi*, *A. pretrei*) no se encontró información publicada. Se evidenció un sesgo hacia las dos especies endémicas de la isla de Dominica (*A. imperialis* y *A. arausiaca*) con seis artículos. El número de especies tratadas por artículo varió de 1 a 8, pero la mayoría de los estudios (13) estuvieron enfocados en una sola, mientras que cinco se centraron en 2 especies (*A. imperialis* y *A. arausiaca*), y los dos restantes en 5 y en 8 especies, respectivamente.

Al considerar la frecuencia de los estudios en base a la categoría de amenaza de las especies, se encontró una relación inversa a la esperada: hubo menos estudios sobre las especies que se encuentran clasificadas en las categorías de mayor amenaza (Tabla 1). Esto es un reflejo del número de especies en cada categoría, ya que hay más especies en la categoría “Vulnerable” que en las otras dos categorías combinadas.

En la revisión sistemática se evidenció que la creación de áreas protegidas como una estrategia para conservar especies amenazadas del género *Amazona* se ha utilizado principalmente en las Antillas Menores, donde extensiones considerables de terreno han sido destinadas a la protección del hábitat. Como consecuencia, ha sido protegido 80% del hábitat del loro de Santa Lucía (*A. versicolor*), lo cual representa 25% del territorio de esa isla; 60% del hábitat del loro de Saint Vincent (*A. guildingii*) y 70% del hábitat utilizado por los loros de Dominica (*A.*

Tabla 1. Especies del género *Amazona* y estudios incluidos en la revisión sistemática.

Especie	Categoría UICN	País del estudio	Referencia
<i>A. vittata</i>	En Peligro Crítico	Puerto Rico	Engeman <i>et al.</i> (2006)
<i>A. oratrix</i>	En Peligro	Guatemala	Eisermann (2003)
<i>A. rhodocorytha</i>	En Peligro	Brasil	Marsden <i>et al.</i> (2000)
<i>A. imperialis</i> <i>A. arausiaca</i>	En Peligro Vulnerable	Dominica	Christian <i>et al.</i> (1994), Reillo (2000, 2001), Reillo <i>et al.</i> (2003)
<i>A. guildingii</i> <i>A. vittata</i> <i>A. versicolor</i> <i>A. imperialis</i> <i>A. arausiaca</i>	Vulnerable En Peligro Crítico Vulnerable En Peligro Vulnerable	Antillas Mayores y Menores	Christian <i>et al.</i> (1996)
<i>A. agilis</i> <i>A. collaria</i> <i>A. vittata</i> <i>A. guildingii</i> <i>A. ventralis</i> <i>A. versicolor</i> <i>A. imperialis</i> <i>A. arausiaca</i>	Vulnerable Vulnerable En Peligro Crítico Vulnerable Vulnerable Vulnerable En Peligro Vulnerable	Antillas Mayores y Menores	Wiley <i>et al.</i> (2004)
<i>A. guildingii</i>	Vulnerable	San Vicente y Granadinas	Christian (1993), Culzac-Wilson (2005)
<i>A. vinacea</i>	Vulnerable	Argentina y Paraguay	Cockle <i>et al.</i> (2007)
<i>A. vinacea</i>	Vulnerable	Brasil	Carrara <i>et al.</i> (2008)
<i>A. barbadensis</i>	Vulnerable	Venezuela	Desenne & Strahl (1991)
<i>A. brasiliensis</i>	Vulnerable	Brasil	Martuscelli (1995), Galetti <i>et al.</i> (2006)
<i>A. oratrix</i>	Vulnerable	Mexico	Parkswatch (2003)
<i>A. ventralis</i>	Vulnerable	República Dominicana	Woolaver (2006), Peña (2007)

imperialis y *A. arausiaca*). Seis estudios trataron acerca de la creación de áreas protegidas especialmente designadas para la conservación y recuperación poblacional de las dos especies de la isla de Dominica. Aunque los estudios indican un incremento poblacional de las especies *A. imperialis* y *A. arausiaca*, este resultado no es sólo por la creación de reservas sino por la aplicación de una estrategia que combina conservación del hábitat, protección legal de las especies, y una extensa campaña educativa.

Seis estudios incluidos en la revisión resaltaron la necesidad de nuevas áreas protegidas, y otros siete indicaron la implementación de estrategias más eficientes dentro de las áreas protegidas ya existentes para controlar el tráfico

ilegal de loros y la deforestación de sus hábitats. En ocho estudios se evidenció la persistencia de amenazas a la sobrevivencia a largo plazo de las especies de loros dentro de áreas protegidas. El saqueo de pichones fue reportado dentro de áreas protegidas en Brasil, Guatemala y República Dominicana; también en Brasil ha sido registrada la alteración del hábitat principal de los loros como consecuencia de la extracción de madera y los incendios, al igual que en Guatemala debido al pastoreo por ganado vacuno.

En Puerto Rico fue reportada la mortalidad de loros a causa de depredadores nativos y exóticos. Incluso, dos estudios indicaron que las áreas protegidas no fueron suficientes

para evitar la extinción de especies de *Amazona*. En Argentina, el estudio enfocado en *A. vinacea* señala que la especie se extinguió a nivel local dentro del Parque Nacional Iguazú, y lo mismo ocurrió en México con *A. oratrix* dentro de la Reserva de Biosfera Chamela-Cuixmala. Los documentos completos del protocolo y la revisión sistemática pueden obtenerse en: <http://www.environmentalevidence.org/SR61.html>.

Discusión

La información recopilada de los estudios incluidos en la revisión sistemática no fue suficiente para evaluar la efectividad de las áreas protegidas para conservar las especies amenazadas de *Amazona*. Ninguno de los estudios encontrados se diseñó para evaluar la efectividad de las áreas protegidas. Aunque en algunos casos, como en la isla de Dominica, pareciera que las áreas protegidas han tenido un impacto positivo en la conservación de los loros *Amazona*, las metodologías utilizadas en los artículos y la inclusión de varias intervenciones en un sólo artículo no permiten conclusiones claras al respecto.

A pesar de la poca calidad de los datos encontrados en los artículos, se pudo detectar algunas fallas en el manejo de las áreas protegidas en relación con la conservación de loros *Amazona*. La persistencia dentro de las áreas protegidas de factores que amenazan la sobrevivencia de estas especies, principalmente saqueo y alteración del hábitat, sugiere que algunas de estas reservas se encuentran en condiciones precarias y no cumplen con la función para la cual fueron creadas. Esta situación no es rara en los trópicos, donde se reporta que las reservas de bosques están sometidas, en promedio, a 3,3 diferentes tipos de amenazas para la biodiversidad que albergan (van

Schaik *et al.* 1997). Particularmente en el Neotrópico, la persistencia de amenazas para la biodiversidad dentro de áreas protegidas ocurre debido a la baja capacidad o poco interés en implementar medidas de conservación de las agencias gubernamentales responsables, y con frecuencia, los guardaparques están mal entrenados y tienen salarios muy bajos; convirtiéndose las áreas protegidas en lo que se ha llamado “parques de papel” (Terborgh & van Schaik 1997).

Aunque en la evidencia recopilada no se encontró conclusiones acerca de la efectividad de las áreas protegidas para conservar las especies amenazadas de *Amazona*, resulta pertinente que se considere modificar las estrategias de manejo que se implementan dentro de ellas. Es primordial el control de actividades humanas que actualmente amenazan la sobrevivencia a largo plazo de los loros *Amazona*, principalmente el saqueo y la deforestación. Al eliminar estas actividades negativas, las áreas protegidas probablemente tendrían mayor efectividad en la conservación de estos psitácidos. Además, se debe tomar en cuenta que para lograr una estrategia de conservación exitosa no es suficiente declarar áreas protegidas si su declaración no va acompañada de campañas educativas y de una buena legislación, tal como lo demuestran algunos ejemplos de recuperación poblacional de loros en las Antillas Menores.

Referencias bibliográficas

- Bennett, P.M. & I.P.F. Owens (2002). Evolutionary ecology of birds. Life histories, mating systems and extinction. Oxford University Press, New York, USA.
- BirdLife International (2000). Threatened birds of the world. Lynx Edicions and BirdLife International, Barcelona, España & Cambridge, Reino Unido.

- Brooks, T.M., M.I. Bakarr, T. Boucher, G.A.B. da Fonseca, C. Hilton-Taylor, J.M. Hoekstra, T. Moritz, S. Olivieri, J. Parrish, R.L. Pressey, A.S.L. Rodrigues, W. Sechrest, A. Stattersfield, W. Strahm & S.M. Stuart (2004). Coverage provided by the global protected-area system: Is it enough? *BioScience* 54: 1081-1091.
- Bruner, A.G., R.E. Gullison, R.E. Rice & G.A.B. Da Fonseca (2001). Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. *Science* 291: 125-128.
- Caughley, G. (1994). Directions in conservation biology. *Journal of Animal Ecology* 63: 215-244.
- Carrara, L.A., L.C.P. Faria, J.R. Matos & P. de Tarzo Z. Antas (2008). Papagaio-de-peito-roxo *Amazona vinacea* (Kuhl) (Aves: Psittacidae) no norte do Espírito Santo: redescoberta e conservação. *Revista Brasileira de Zoologia* 25: 154-158.
- Chape, S., L. Fish, P. Fox & M. Spalding. 2003. United Nations List of Protected Areas. IUCN/UNEP, Gland, Suiza & Cambridge, Reino Unido.
- Christian, C.S. (1993). The challenge of parrot conservation in St. Vincent and the Grenadines. *Journal of Biogeography* 20: 463-469.
- Christian, C.S., T.E. Lacher Jr., M.P. Zamore, T.D. Potts & W. Burnett (1996). Parrot conservation in the Lesser Antilles with some comparison to the Puerto Rican efforts. *Biological Conservation* 77: 159-167.
- Christian, C.S., M.P. Zamore & A.E. Christian (1994). Parrot conservation in a small island-nation: case of the Commonwealth of Dominica. *Human Ecology* 22: 495-504.
- Cockle, K., G. Capuzzi, A. Bodrati, R. Clay, H. del Castillo, M. Velázquez, J.I. Areta, N. Fariña & R. Fariña (2007). Distribution, abundance, and conservation of Vinaceous Amazons (*Amazona vinacea*) in Argentina and Paraguay. *Journal of Field Ornithology* 78: 21-39.
- Culzac-Wilson, L. (2005). Species conservation plan for the St. Vincent Parrot *Amazona guildingii*. Loro Parque Fundacion, Puerto de la Cruz, Tenerife.
- Desenne, P. & S.D. Strahl (1991). Trade and the conservation status of the family Psittacidae in Venezuela. *Bird Conservation International* 1: 153-169.
- Eisermann, K. (2003). Status and conservation of Yellow-headed Parrot *Amazona oratrix* "guatemalensis" on the Atlantic coast of Guatemala. *Bird Conservation International* 13: 361-366.
- Engeman, R., D. Whisson, J. Quinn, F. Cano, P. Quñones & T.H. White, Jr. (2006). Monitoring invasive mammalian predator populations sharing habitat with the Critically Endangered Puerto Rican Parrot *Amazona vittata*. *Oryx* 40: 95-102.
- Forshaw, J.M. (1989). Parrots of the World. 3rd.ed. Lansdowne Editions, Melbourne, Australia.
- Galetti, M., F. Schunck, M. Ribeiro, A.A. Paiva, R. Toledo & L. Fonseca (2006). Distribuição e tamanho populacional do papagaio-de-cara-roxa *Amazona brasiliensis* no estado de São Paulo. *Revista Brasileira de Ornitologia* 14: 239-247.
- IUCN (2007). 2007 IUCN Red List of Threatened Species [en línea]. Consultado el <28 jul. 2008> en <www.iucnredlist.org>
- Juniper, T. & M. Parr (1998). Parrots. A Guide to Parrots of the World. Yale University Press, New Heaven, USA.
- Marsden, S.J., M. Whiffin, L. Sadgrove & P. Guimarães, Jr. (2000). Parrot populations and habitat use in and around two lowland Atlantic forest reserves, Brazil. *Biological Conservation* 96: 209-217.

- Martuscelli, P. (1995). Ecology and conservation of the Red-tailed Amazon *Amazona brasiliensis* in south-eastern Brazil. *Bird Conservation International* 5: 405-420.
- Parkswatch (2003). Park Profile-Mexico Chamela-Cuixmala Biosphere Reserve. Parkswatch: 1-18.
- Peña, J., B. Cabrera & L. Perdomo (2007). Local team analyzes threats to IBAs in the Dominican Republic. *Birds Caribbean* 05-06: 17-18.
- Pullin, A.S. & T.M. Knight (2001). Effectiveness in conservation practice: pointers from medicine and public health. *Conservation Biology* 15: 50-54.
- Pullin, A.S. & T.M. Knight (2003). Support for decision making in conservation practice: an evidence-based approach. *Journal for Nature Conservation* 11: 83-90.
- Reillo, P.R. (2000). Sisserou to the Rescue-How an endangered parrot promotes biodiversity protection in Dominica. *PsittaScene* 12: 2-5.
- Reillo, P.R. (2001). Imperial Recovery: Dominica's flagship parrot on the comeback. *PsittaScene* 13: 4-5.
- Reillo, P.R., S. Durand, R. Winston, M. Maximea & D. Williams (2003). Flying high with the Jaco and Sisserou: Real-time parrot conservation on Dominica, natural island of the Caribbean. *Proceedings of the International Aviculturists Society*.
- Rodrigues, A.S.L., S.J. Andelman, M.I. Bakarr, L. Boitani, T.M. Brooks, R.M. Cowling, L.D.C. Fishpool, G.A.B. da Fonseca, K.J. Gaston, M. Hoffmann, J.S. Long, P.A. Marquet, J.D. Pilgrim, R.L. Pressey, J. Schipper, W. Sechrest, S.N. Stuart, L.G. Underhill, R.W. Waller, M.E.J. Watts & X. Yan (2004). Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature* 428: 640-643.
- Snyder, N., P. McGowan, J. Gilardi & A. Grajal (eds.) (2000). Parrots. Status survey and conservation action plan 2000-2004. IUCN, Gland, Suiza & Cambridge, Reino Unido.
- Terborgh, J. & C.P. van Schaik (1997). Minimizing species loss: the imperative of protection. pp. 15-35. En: R. Kramer, C.P. van Schaik & J. Johnson (eds.). *Last Stand: protected areas and the defense of tropical biodiversity*. Oxford University Press, New York, USA.
- van Schaik, C.P., J. Terborgh & B. Dugelby (1997). The silent crisis: the state of rain forest nature preserves. pp. 64-89. En: R. Kramer, C.P. van Schaik & J. Johnson (eds.). *Last Stand: protected areas and the defense of tropical biodiversity*. Oxford University Press, New York; USA.
- Wiley, J.W., R.S. Gnam, S.K. Koenig, A. Dornelly, X. Gálvez, P.E. Bradley, T. White, M. Zamore, P.R. Reillo & D. Anthony (2004). Status and conservation of the Family Psittacidae in the West Indies. *Journal of Caribbean Ornithology (Special Issue honoring Nedra Klein)*: 94-154.
- Woolaver, L. (2006). Ecology and conservation of endangered birds in the Dominican Republic, Hispaniola. *Progress Report 2006, Wildlife Preservation Canada, Canada*.
- Wright, T.F., C.A. Toft, E. Enkerlin-Hoeflich, J. González-Elizondo, M. Albornoz, A. Rodríguez-Ferraro, F. Rojas-Suárez, V. Sanz, A. Trujillo, S. R. Beissinger, V. Berovides, X. Gálvez, A.T. Brice, K. Joyner, J. Eberhard, J. Gilardi, S.E. Koenig, S. Stoleson, P. Martuscelli, J.M. Meyers, K. Renton, A.M. Rodríguez, A. C.Sosa-Asanza, F. Vilella & J.W. Wiley (2001). Nest poaching in Neotropical parrots. *Conservation Biology* 15: 710-720.

Dorixa Monsalve Dam¹,
Ada Sánchez-Mercado²,
Edgard Yerena¹,
Shaenandhoa García-Rangel³,
Denis Torres⁴

Efectividad de las áreas protegidas para la conservación del oso andino (*Tremarctos ornatus*) en los andes suramericanos

Resumen

Utilizando el enfoque de revisión sistemática, se evaluó la efectividad de las áreas protegidas para preservar las poblaciones de oso andino, reducir su cacería y la pérdida y degradación de su hábitat a lo largo de la cordillera de los Andes. Se realizó una búsqueda extensiva y sistemática de información en tres tipos de fuentes: instituciones gubernamentales y no gubernamentales tanto nacionales como internacionales; investigadores, estudiantes, técnicos con experiencia en la especie; y bases de datos de buscadores electrónicos. De 10.206 referencias localizadas, para la revisión se eligió 45 artículos de los cinco países andinos. La mayor parte provino de Venezuela (23,9%) y Perú (19,6%), seguidos por Ecuador (17,4%), Colombia (15,2%) y Bolivia (13%). La evidencia encontrada fue muy escasa para determinar el grado de impacto de las áreas protegidas sobre la conservación de la especie. La evaluación cualitativa sugiere que las áreas protegidas no parecen estar siendo efectivas para la conservación del oso andino. El meta-análisis indicó un efecto positivo leve (magnitud del efecto total = 0,32), lo cual indica que las áreas protegidas tienen poco efecto en favorecer al oso andino. Con respecto a la cacería, el efecto resultó negativo (magnitud del efecto total = - 0,25), sugiriendo que las áreas protegidas no son efectivas para aminorarla. Respecto a si las áreas protegidas son efectivas para proteger el hábitat del oso andino, la evidencia indica tendencias opuestas pero el efecto conjunto de los estudios analizados (magnitud del efecto total = 0,43), señala que éstas han favorecido el mantenimiento y/o recuperación de la cobertura vegetal, aunque sus márgenes y/o zonas de amortiguamiento han sido degradadas.

¹Departamento de Estudios Ambientales, Universidad Simón Bolívar. Apdo. 89000, Sartenejas 1080-A, Venezuela

²Centro de Ecología, Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas. Apdo. 20632, Caracas 1020-A, Venezuela

³Departamento de Anatomía, Universidad de Cambridge, Cambridge CB2 3DY, Reino Unido

⁴Fundación AndígenA. Apdo. 210, Mérida 5101-A, Venezuela

Correo electrónico:
dorixamonsalve@gmail.com

Introducción

En un mundo rápidamente cambiante, las áreas protegidas son una herramienta fundamental para la conservación *in situ* de la biodiversidad (Lockwood *et al.* 2006). Figuras como los parques nacionales (PNs) han demostrado ser claves para la reducción de la deforestación en zonas tropicales, y en la recuperación de especies

animales que han estado sujetas a cacería indiscriminada (World Bank/WWF 1999, Woodroffe 2001, Lockwood *et al.* 2006). Su efectividad, sin embargo, está limitada por restricciones de diseño y manejo, así como por efectos colaterales propiciados por su declaración (Bennet 1998). El tamaño de un área protegida puede limitar la viabilidad poblacional de una especie; una alta proporción perímetro/área puede magnificar el llamado “efecto de borde”; la deforestación fuera de sus fronteras genera aislamiento y las deficiencias de administración y patrullaje reducen la protección contra amenazas (Naughton-Treves *et al.* 2005, Lockwood *et al.* 2006).

El oso andino (*Tremarctos ornatus*) es el único úrsido de Suramérica. Se distribuye a lo largo de la cordillera de los Andes, desde Venezuela hasta Bolivia, y ocupa diversos ambientes a lo largo de un amplio gradiente altitudinal desde 400 hasta 5.000 m de altitud (Peyton *et al.* 1998). El oso andino ha sido catalogado como Vulnerable, debido a amenazas como la cacería ilegal y la pérdida, degradación y/o fragmentación de hábitat (IUCN 2009). Los esfuerzos para su conservación se iniciaron en la década de 1980 con campañas de divulgación, proyectos de educación ambiental e investigación y una política de protección legal a través de la creación e interconexión de numerosas áreas protegidas dentro de su distribución (Yerena 1994a, Yerena 1998, Yerena *et al.* 2007). Actualmente se cree que hay poblaciones de oso andino en al menos 60 áreas protegidas, que cubren cerca de 22% de su distribución total (Rodríguez *et al.* 2003).

A pesar de su popularidad como herramienta para la conservación del oso

andino, el éxito de las áreas protegidas en alcanzar este objetivo no ha sido evaluado hasta los momentos. Por esto, es necesario llevar a cabo evaluaciones detalladas sobre el alcance de los objetivos de conservación para los cuales fueron establecidas. En este estudio, mediante una revisión sistemática, se planteó evaluar la efectividad de las áreas protegidas en la preservación de poblaciones de oso andino y en la reducción de sus amenazas.

Métodos

La pregunta específica abordada en esta revisión se compone de tres elementos: 1) Sujeto: Oso andino (*Tremarctos ornatus*), 2) Intervención: establecimiento de diversos tipos o categorías de áreas protegidas dentro de la distribución del oso andino y 3) Resultados: a) reportes de presencia, abundancia o estimados de densidad; b) cantidad y/o calidad de hábitat y c) reportes de cacería o conflictos oso-hombre.

A fin de solicitar la literatura gris de interés para esta revisión, se contactó a investigadores, organizaciones gubernamentales y no gubernamentales que realizan o hayan realizado proyectos de conservación en áreas protegidas a lo largo de la distribución de la especie. Para localizar la literatura publicada se acudió a buscadores científicos, en páginas Web especializadas y de instituciones relevantes. La búsqueda en páginas Web o bases de datos fueron hechas por tres personas de forma independiente, utilizando las palabras: oso de anteojos, oso frontino, oso andino, *Jukumari*, *Jucumari*, *Ukuku*, *Tremarctos ornatus*, parques nacionales, áreas protegidas, reserva, fragmentación, hábitat, cacería furtiva, conservación de fauna silvestre, cordillera de los Andes,

cordillera andina, cobertura boscosa, cobertura vegetal, conflicto hombre-oso, bosque nublado, bosque nuboso, bosque lluvioso tropical, páramos, pajonales y praderas de puna.

Se revisaron todas las referencias obtenidas en cada búsqueda, pero para las consultas en buscadores Web sólo serían evaluadas las primeras 100. Los estudios seleccionados fueron clasificados de acuerdo con las características de sus resultados en:

a) narrativo, b) cualitativo y c) cuantitativo. La calidad metodológica de los estudios cuantitativos fue evaluada asignando un puntaje a los distintos aspectos del diseño y posibles sesgos. La puntuación máxima de este análisis es 11, y la mínima 0. La descripción completa de cómo se asignaron los puntajes puede obtenerse en: <http://www.environmentalevidence.org/SR47.html>.

Con el propósito de hacer una evaluación cualitativa e informal del efecto de la intervención, todos los estudios fueron analizados a fin de precisar si aportan elementos que permitan inferir si el área protegida es efectiva (sí, no, no concluyente) y si se reportan o no amenazas (pérdida de hábitat y cacería/conflictos) dentro de la misma. Para el análisis de los estudios cuantitativos, se elaboró una tabla con valores de presencia, hábitat o cacería/conflictos del oso andino dentro y fuera del área protegida. En la tabla se insertó cinco (5) columnas que describían los factores potenciales de heterogeneidad: tipo de área protegida según la UICN (2005) y la WDPA (2009); país, área, vegetación predominante, e intervalo altitudinal. La inclusión de un índice (r) para escalar los valores reportados fue fundamental, ya que de esta forma, si un estudio reportaba en total diez (10) registros de presencia y cinco (5) de estos estaban

dentro del área protegida, el valor de r era igual a 0,5.

La información resultante de la evaluación cualitativa e informal del efecto de la intervención fue sintetizada por conteo de votos y expresada en porcentajes. Los trabajos cuantitativos encontrados reportaron sus resultados en términos de las siguientes variables indicadoras: número de registros de presencia, estimaciones indirectas de abundancia, número de eventos de cacería y valores de cantidad/calidad de hábitat dentro y/o fuera de las áreas protegidas. Para incrementar el número de datos, se simplificó la información para manejar variables indicadoras binarias.

Se utilizó el paquete *metabin* del programa R, el cual permite estimar la magnitud del efecto a partir de datos binarios (R core development team 2005). Se realizó el meta-análisis de efectos aleatorios y efectos mixtos para estimar la magnitud del efecto conjunto (Egger *et al.* 1997). Además, para determinar si existía una relación entre los factores de heterogeneidad y la magnitud del efecto, se realizó un modelo lineal generalizado suponiendo una distribución binomial de los errores (Quinn & Keough 2002).

Resultados

Mediante contactos directos con investigadores y organizaciones, se localizaron 168 referencias, además de 10.038 a través de la búsqueda electrónica. Para efectos de la revisión, se eligió 45 artículos de los cinco países andinos, verificados por un segundo revisor y, en todos los casos, los análisis de concordancia (*Kappa*) dieron valores superiores a 0,6.

Del total de artículos analizados la mayor parte provino de Venezuela (23,9%) y Perú (19,6%), seguidos por Ecuador (17,4%), Colombia (15,2%) y Bolivia (13%), además de estudios regionales que contemplaron más de un país (10,9%). En la mayoría de los estudios no se planteó explícitamente evaluar la efectividad de las áreas protegidas para la conservación del oso andino. Sólo dos investigaciones realizaron esta comparación (Peyton 1983, Sandoval 2000). Otros estudios formulaban expresamente esta pregunta o proporcionaron evidencias de efectividad de estas áreas para conservar la especie. Cuatro estudios reportaron registros de presencia dentro y fuera de áreas protegidas (Rodríguez & Cadena 1991, Torres *et al.* 1995, Sandoval 2000, Sánchez *et al.* 2003). Tres estudios reportaron cacería o conflictos hombre-oso (Rodríguez & Cadena 1991, Goldstein 2002, Sánchez-Mercado *et al.* 2008). Cinco estudios, aunque no se enfocaron directamente en el oso andino, evaluaron cambios temporales en la cobertura boscosa de 7 áreas protegidas donde está presente la especie (Keating 1997, DeFries *et al.* 2005, Gómez López 2005, Kintz *et al.* 2006, Aldana-Dezzeo & Bosque Sendra 2008).

Del total de estudios incluidos, 6,5% (3) fueron de tipo narrativo, 23,9% (11) reportaron resultados cualitativos y 69,6% (31) arrojaron datos cuantitativos. Para los cuantitativos, 14 trabajos presentaron comparadores espaciales o temporales. La evaluación cualitativa indica que las áreas protegidas no parecen estar siendo efectivas, ya que una proporción significativa de trabajos (43 estudios) reportaron pérdida de hábitat y/o cacería dentro de las áreas evaluadas. De estos, 17 indican que las poblaciones de oso presentes en esas áreas están sometidas a amenazas que

pueden poner en riesgo su viabilidad y/o no proporcionan suficiente cantidad/calidad de hábitat apropiado para la especie; y sólo 7 estudios indican que el oso andino (a pesar de las amenazas presentes) tiene buen estado de conservación en el área considerada. En relación a los estudios que evalúan la efectividad que han tenido las áreas protegidas para controlar la pérdida de cobertura boscosa, los resultados tienden a ser ligeramente positivos: tres estudios encuentran una disminución leve en la cobertura boscosa de 4 áreas protegidas y coinciden en indicar que la declaratoria de los parques nacionales ha limitado la actividad humana, aunque no la ha eliminado. Por otra parte, otros dos estudios encuentran un significativo aumento en la cobertura boscosa de 2 áreas evaluadas pero indican que las zonas de amortiguamiento han sido degradadas, aislando las áreas protegidas.

En relación con la capacidad de las áreas protegidas para sostener poblaciones viables de oso andino se contó con siete estudios que abordaron este aspecto explícitamente (Peyton 1983, Rodríguez & Cadena 1991, Peyton *et al.* 1998, Yerena 1998, Amanzo *et al.* 2003, Yerena *et al.* 2003, Gómez-Cerveró 2004, Ledezma *et al.* 2004). Dos de estos trabajos hacen análisis generales de las 58 áreas protegidas a lo largo de la distribución de la especie (Peyton *et al.* 1998, Yerena 1998). Una advertencia que resulta de estos estudios es que la mayoría de las áreas protegidas andinas sólo pueden asegurar realmente la viabilidad de las poblaciones de oso andino si su rango de protección es ampliado o los parches boscosos de conexión entre éstas son protegidos.

En el meta-análisis, el efecto conjunto de los resultados reportados por los

cuatro estudios analizados mostró que las áreas protegidas fueron levemente efectivas en favorecer la presencia del oso andino (magnitud del efecto total = 0,32) [Fig. 1]. La gran heterogeneidad de los estudios, sin embargo, sugiere que este efecto conjunto positivo no es muy confiable, ya que apenas dos (2) de los seis (6) resultados tuvieron magnitud de efecto positivo. Los resultados provenientes de Colombia no tuvieron un efecto significativo, pero la evidencia proveniente de Ecuador y Venezuela sí señala un efecto positivo, encontrando que el reporte de Ecuador el más robusto por su mayor tamaño muestral

Figura 1. Meta-análisis de los reportes de presencia dentro y fuera de las áreas protegidas descritos en (a,b) Rodríguez & Cadena (1991); (c) Sandoval (2000); (d) Sánchez *et al.* (2003); (e,f) Torres *et al.* (1995). Las áreas protegidas incluidas son: (a) Parque Nacional Las Orquídeas, Colombia; (b) Zona Protectora Páramos del Sol, Colombia; (c) Parque Nacional La Planada, Colombia; (d) Parque Nacional Sangay, Ecuador; (e) Zonas de páramo del Parque Nacional La Culata, Venezuela; (f) Zonas boscosas del Parque Nacional La Culata, Venezuela. Los cuadros negros indican el valor promedio de la magnitud del efecto, el tamaño del cuadrado es proporcional al tamaño muestral. Las líneas horizontales indican la desviación estándar de la magnitud del efecto. El diamante gris indica la magnitud del efecto total estimada utilizando un modelo de efectos fijos (todos estiman el mismo efecto y las diferencias observadas responden al azar).

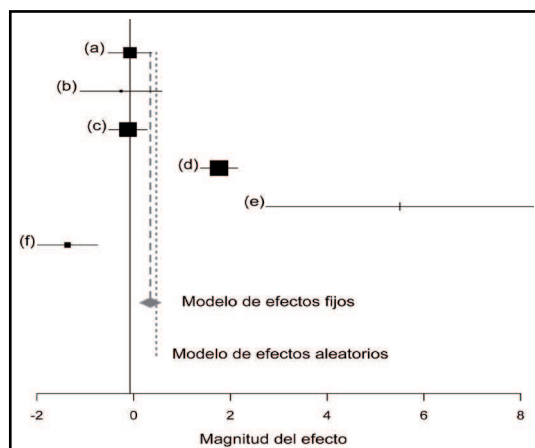
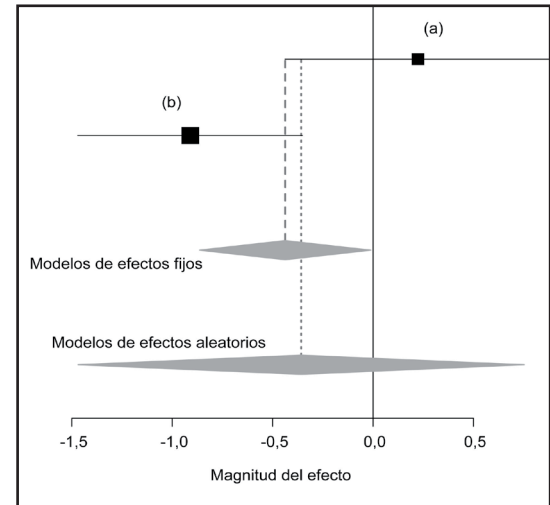


Figura 2. Meta-análisis de los reportes de cacería dentro y fuera de las áreas protegidas descritas en: (a) Rodríguez & Cadena (1991) en el Parque Nacional Las Orquídeas, Colombia; (b) Sánchez-Mercado *et al.* (2008) en varios parques nacionales de la cordillera de Mérida, Venezuela. Los cuadros negros indican el valor promedio de la magnitud del efecto, el tamaño del cuadrado es proporcional al tamaño muestral. Las líneas horizontales indican la desviación estándar de la magnitud del efecto. El diamante gris indica la magnitud del efecto total estimada utilizando un modelo de efectos fijos.



y la baja incertidumbre del estimado. Probablemente el efecto conjunto positivo se deba a este estudio. En el meta-análisis de la cacería, el efecto conjunto de los resultados reportados por dos estudios, mostró que las áreas protegidas fueron poco efectivas en disminuir la cacería del oso andino (magnitud del efecto total = -0,4 [Fig. 2]. Dichos estudios proveen evidencia opuesta acerca de la efectividad de las áreas protegidas, aunque el reporte negativo de Venezuela es más contundente por su mayor tamaño muestral. En cuanto al meta-análisis de hábitat, el efecto conjunto de todos los resultados reportados en los cuatro estudios analizados, sugiere que las áreas protegidas han sido ligeramente efectivas en reducir la pérdida de cobertura boscosa (magnitud del efecto total = 0,43) [Fig. 3]. La evidencia más fuerte

proviene de Perú, donde el área analizada es considerablemente mayor.

Discusión

En general, los estudios narrativos y cualitativos analizados plantearon que las principales limitaciones de las áreas protegidas para conservar las poblaciones de oso andino son: 1) su tamaño reducido y la desconexión entre las áreas protegidas; 2) la alta incidencia de cacería en las áreas protegidas o zonas cercanas a éstas; 3) la pérdida de cobertura vegetal dentro o en las márgenes del área protegida y 4) las dificultades de manejo de las áreas protegidas debido a la falta de guardería ambiental y el escaso financiamiento. La poca efectividad de las áreas protegidas fue confirmada parcialmente por el efecto conjunto obtenido a partir de los resultados cuantitativos cuando se utilizaron la presencia y la cacería como variables indicadoras de efectividad. Aunque heterogénea, la evidencia encontrada señala que las áreas protegidas han favorecido la presencia del oso andino. Sin embargo, la presencia tiene limitaciones como indicador, dado que generalmente las áreas protegidas son declaradas en zonas donde originalmente hay mayor biodiversidad. De hecho, muchas áreas de la región andina han sido declaradas teniendo en cuenta las necesidades del oso andino (Yerena 1994a). Para que la presencia de la especie sea una variable indicadora robusta se requieren estudios que cuantifiquen antes y después del establecimiento del área protegida, o durante un intervalo de varios años de funcionamiento de la misma.

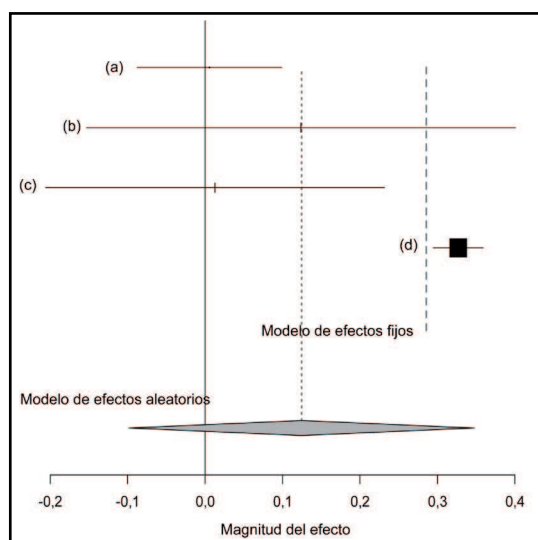
El hecho de que la cacería no parece ser mitigada por las áreas protegidas, podría deberse a factores como la búsqueda activa de la especie en estas

áreas, incremento de conflictos hombre-oso, falta de guardería ambiental, entre otros. La evidencia más robusta sobre la efectividad de las áreas protegidas para controlar la cacería del oso andino proviene del trabajo de Sánchez-Mercado y colaboradores (2008), que incluye 12 áreas a lo largo de la cordillera de Mérida en Venezuela. No obstante, en sus conclusiones destaca que el menor riesgo de cacería estuvo asociado significativamente con áreas protegidas, lo cual contradice los hallazgos del meta-análisis. Esta aparente contradicción se debe a que en ese trabajo, se consideró explícitamente el efecto introducido por el sesgo espacial en el esfuerzo de muestreo para hacer la predicción del riesgo de cacería, lo que no pudo hacerse en el meta-análisis.

En general, las áreas protegidas resultaron levemente efectivas en la preservación del hábitat del oso andino (Kintz *et al.* 2006; Aldana-Dezzeo & Bosque Sendra 2008). Estudios globales sobre la efectividad de las áreas protegidas a nivel mundial, indican que las áreas de bosque lluvioso tropical parecieran estar aminorando el proceso de conversión de hábitats silvestres a hábitats intervenidos, aun cuando las áreas protegidas no tienen soporte político ni financiero adecuados y enfrentan amenazas significativas (Bruner *et al.* 2001).

Con la presente revisión se pretendió determinar las características de las áreas protegidas que incrementan su efectividad para la preservación del oso andino. Sin embargo, debido a la gran heterogeneidad de los estudios encontrados, ninguna de las variables analizadas (país, tipo de área protegida, área, amplitud altitudinal y tipo de vegetación) pudo ser relacionada

Figura 3. Meta-análisis de las mediciones de área de cobertura boscosa antes y después de varios años de funcionamiento de las áreas protegidas descritas en: (a) Aldana-Dezzeo & Bosque Sendra (2008) en el Parque Nacional Sierra de La Culata, Venezuela; (b) Gómez (2005) en el Parque Nacional Yacambú, Venezuela; (c) Keating (1997) en el Parque Nacional Podocarpus, Ecuador; (d) Kintz *et al.* (2006) en el Parque Nacional Río Abiseo, Perú. El cuadro negro indica el valor promedio de la magnitud del efecto, el tamaño del cuadrado es proporcional al tamaño muestral. Las líneas horizontales indican la desviación estándar de la magnitud del efecto. El diamante gris indica la magnitud del efecto total estimada utilizando un modelo de efectos fijos y el diamante blanco indica la magnitud del efecto total estimada utilizando un modelo de efectos aleatorios.



significativamente a la magnitud del efecto.

Como conclusión, se considera que la evidencia encontrada fue muy escasa para poder determinar el grado de aporte que las áreas protegidas están teniendo sobre la conservación del oso andino. Los resultados obtenidos tienden a ser contradictorios o al menos apuntan hacia diferentes direcciones. Por una parte, la mayoría de los estudios documentan numerosas amenazas sobre las áreas protegidas y la especie, las estimaciones de su capacidad para mantener poblaciones viables de oso andino son poco optimistas y la cacería no parece

estar controlada efectivamente por éstas. Pero, por otro lado, la presencia de la especie y la preservación de su hábitat parecen ser favorecidas por la figura de protección. Se evidencia un vacío de información a través de la revisión sistemática. Es necesario que la investigación se oriente a estudios que evalúen, bajo diseños experimentales robustos, los indicadores de efectividad directamente en áreas protegidas ya sea a lo largo del tiempo o en comparación con áreas similares no protegidas.

Referencias bibliográficas

Aldana-Dezzeo, A. & J. Bosque Sendra (2008). Cambios ocurridos en la cobertura/uso de la tierra del Parque Nacional Sierra de la Culata. Mérida-Venezuela. Período 1988-2003. *GeoFocus* 8: 139-168.

Amanzo, J., C. Chung, M. Zagal & V. Pacheco (2003). Estado de las poblaciones del Oso Andino (*Tremarctos ornatus*) y de su hábitat fuera de las áreas protegidas en el Perú: base para el establecimiento de corredores biológicos. Fase I: Departamentos de Piura y Cajamarca. Informe presentado a la Dirección de Biodiversidad-IFFS-INRENA, Lima, Perú.

Bennet, A.F. (1998). Linkages in the landscape: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation. IUCN, Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido.

Bruner, A.G., R.E. Gullison, R.E. Rice & G.A.B. Da Fonseca (2001). Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. *Science* 291: 125-128.

DeFries, R., A. Hansen, A.C. Newton & M.C. Hansen (2005). Increasing

- isolation of protected areas in tropical forests over the past twenty years. *Ecological Applications* 15: 19-26.
- Egger, M., G.D. Smith & A.N. Phillips (1997). Meta-analysis: principles and procedures. *Biomedical Journal* 315: 1533-1537.
- Goldstein, I. (2002). Andean bear-cattle interactions and tree nest use in Bolivia and Venezuela. *Ursus* 13: 369-372.
- Gómez-Cerveró, L.H. (2004). Usando el Jucumari (*Tremarctos ornatus*) para determinar áreas prioritarias para la conservación en el área natural de manejo integrado Apolobamba (La Paz, Bolivia): El enfoque de las especies paisajes. Tesis de Maestría, Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica.
- Gómez López, I. (2005). Análisis espacio-temporal de la cobertura arbórea en la Zona Protectora de la Cuenca del Río Yacambú, Sierra de Portuguesa, andes de Venezuela. Tesis Especial de Grado, Universidad Central de Venezuela, Caracas, Venezuela.
- IUCN (2005). World Conservation Union 2004 Red List of Threatened Species [en línea]. Consultado el <23 may. 2006> en <www.iucnredlist.org>
- IUCN (2009). 2009 IUCN Red List of Threatened Species V [en línea]. Consultado el <1 jul. 2008> en <www.iucn.org>
- Keating, P.L. (1997). Mapping vegetation and anthropogenic disturbances in southern Ecuador with remote sensing techniques: implications for park management. *Yearbook-Conference of Latin Americanist Geographers* 23: 77-90.
- Kintz, D.B, K.R. Young & K.A. Crews-Meyer (2006). Implications of land use/land cover change in the buffer zone of a national park in the tropical Andes. *Environmental Management* 38: 238-252.
- Ledezma, P.J.C., L. Painter & R. Wallace (2004). Identificación de vacíos de conservación y áreas posibles para conservación de poblaciones mínimas viables de especies con amplios requerimientos espaciales. *Wildlife Conservation Society*. Documento de trabajo. La Paz.
- Lockwood, M., G.L. Worboys & A. Kothari (eds.) (2006). *Managing protected areas: a global guide*. Earthscan Publications, Londres, Reino Unido.
- Naughton-Treves, L., M.B. Holland & K. Brandon (2005). The role of protected areas in conserving biodiversity and sustaining local livelihoods. *Annual Review of Environment and Resources* 30: 219-252.
- Peyton, B. (1983). Uso de hábitat por el Oso Frontino en el Santuario Histórico de Machu Picchu y zonas adyacentes en el Perú. pp. 23-31. Simposio sobre Conservación y Manejo de Fauna Silvestre Neotropical, IX Congreso Latinoamericano de Zoología, Arequipa, Perú.
- Peyton, B., E. Yerena, D.I. Rumiz, J. Jorgenson & J. Orejuela (1998). Status of wild Andean Bears and policies for their management. *Ursus* 10: 87-100.
- Quinn, G.P. & M.J. Keough (2002). *Experimental design and data analysis for biologists*. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido.

- R Core Development Team (2005). The R Project for Statistical Computing (v 2.3.1). Vienna, Austria.
- Rodríguez, E.D. & A Cadena (1991). Evaluación y uso del hábitat natural del Oso Andino *Tremarctos ornatus* (F. Cuvier, 1825) y un diagnóstico del estado actual de la subpoblación del Parque Nacional Natural de Las Orquídeas (Antioquia-Colombia). Trabajo Especial de Grado, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia.
- Rodríguez, D., F. Cuesta, I. Goldstein, A. Bracho, L.G. Naranjo & O.L. Hernández (2003). Estrategia ecorregional para la conservación del Oso Andino (*Tremarctos ornatus*) en los Andes del Norte. WWF Colombia, Fundación Wii, Ecociencia, y Wildlife Conservation Society, Cali, Colombia.
- Sánchez-Mercado, A., J.R. Ferrer-Paris, E. Yerena, S. García-Rangel & K.M. Rodríguez-Clark (2008). Factors affecting poaching risk to Andean Bears *Tremarctos ornatus* in the Cordillera de Mérida, Venezuela: space, parks, and people. *Oryx* 42: 437-447.
- Sánchez, D., F. Cuesta, G. Remache & M. Peralvo (2003). Disponibilidad del hábitat del Oso Andino en la porción centro y sur del Parque Nacional Sangay y su área de influencia. EcoCiencia y Fundación Natura, Quito, Ecuador.
- Sandoval, S. (2000). Dieta y uso de hábitat por parte del Oso Andino en la Reserva Natural La Planada, Nariño. Trabajo Especial de Grado, Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá, Colombia.
- Torres, D., A. Lobo, R. Ascanio & G. Lobo (1995). Monitoring the Spectacled Bear (*Tremarctos ornatus*) populations in the watershed of the Capaz river, Merida state, Venezuela. *Memoria Sociedad de Ciencias Naturales La Salle* LV: 25-40.
- WDPA (2009). World Data Base on Protected Areas [en línea]. Consultado el <15 mar. 2009> en <www.wdpa.org>
- Woodroffe, R. (2001). Strategies for carnivore conservation: lessons from contemporary extinctions. pp. 61-92. En: J.L. Gittleman, R.K. Wayne, D.W. Macdonald & S.M. Funk (eds.). *Carnivore conservation*. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido.
- World Bank/WWF Alliance for Forest Conservation and Sustainable Use (1999). Threats to forest protected areas: a survey of 10 countries. IUCN, Gland, Suiza.
- Yerena, E. (1988). Planing for Spectacled Bear conservation in Venezuela. Proceedings of the First International Symposium on the Spectacled Bear. Lincoln Park Zoological Gardens, Chicago, USA.
- Yerena, E. (1994a). Parques nacionales y conservación ambiental: Corredores ecológicos en los Andes venezolanos. Fundación Polar, Caracas, Venezuela.
- Yerena, E. (1994b). Plan de acción para la conservación del Oso Andino (*Tremarctos ornatus*) en Venezuela. Fudena, Banco Andino, Brigada Conservacionista *Tremarctos ornatus*, Centro de Recuperación de Especies en Extinción (CREE), Fundación Parques Zoológicos y Acuarios (FUNPZA), Instituto Nacional de Parques (Inparques), Provita, Servicio Autónomo de Fauna del Ministerio del Ambiente (Profauna),

Zoológico Miguel Romero Antoni de Barquisimeto, Caracas, Venezuela.

Yerena, E. (1998). Protected areas for the Andean bear in South America. *Ursus* 10: 101-106.

Yerena, E., D. Monsalve Dam, D.A. Torres, A. Sánchez, A. García-Rangel, A.E. Bracho, Z. Martínez & I. Gómez (eds.) (2007). Plan de acción para la conservación del Oso Andino (*Tremarctos ornatus*) en Venezuela (2006-2016). Fundación Andígena, FUDENA y Universidad Simón Bolívar, Caracas, Venezuela.

Yerena, E., J. Padrón, R. Vera, Z. Martínez & D. Bigio (2003). Building consensus on biological corridors in the Venezuelan Andes. *Mountain Research and Development* 23: 215-218.

Ada Sánchez-Mercado¹,
Edgard Yerena²,
Dorixa Monsalve Dam²,
Shaenandhoa García-Rangel³,
Denis Torres⁴

Efectividad de las iniciativas de educación ambiental para la conservación del oso andino (*Tremarctos ornatus*) en la cordillera andina

Resumen

La herramienta usada con más frecuencia para sensibilizar comunidades hacia especies amenazadas ha sido la educación ambiental. En esta revisión sistemática, se evaluó la efectividad de la educación ambiental como estrategia para generar actitudes positivas hacia la conservación del oso andino. Sólo Venezuela (50%), Ecuador (46%) y Colombia (4%) presentaron trabajos que describieron la educación ambiental como estrategia para mitigar las amenazas sobre la especie. Se encontró gran variabilidad en el medio utilizado para transmitir el mensaje educativo y el tipo de participante involucrado, siendo la propaganda la herramienta más empleada y la comunidad general o escolar los involucrados con mayor frecuencia. El mensaje más utilizado fue el valor natural de la especie. Sólo tres referencias evaluaron la efectividad de programas educativos con estimaciones de cambios en conocimiento y/o actitudes antes y después de la intervención. Únicamente aquellas poblaciones sin contacto con la especie ni historial de conflictos presentaron incrementos significativos en su conocimiento sobre el oso andino. Los programas de educación implementados no han generado cambios de actitudes en los participantes en contacto con la especie y con historial de conflicto, debido probablemente a la descontextualización del mensaje y la falta de continuidad de las actividades. En consecuencia, los proyectos educativos deben ser formulados en función de la relación comunidad-especie existente, deben venir acompañados de soluciones prácticas para los problemas de los pobladores y establecerse a mediano y largo plazo. Los programas de educación existentes deben ser evaluados y adaptados, para asegurar un cambio de actitud y comportamiento en los participantes.

Introducción

La herramienta utilizada con mayor frecuencia para lograr la sensibilización de las comunidades ha sido la educación ambiental, la cual busca generar cambios en el comportamiento de la población con el fin de alcanzar una gestión racional del ambiente y sus recursos (Álvarez Irarorri 2001). Tradicionalmente, el

¹Centro de Ecología, Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas. Apdo. 20632, Caracas 1020-A, Venezuela

²Departamento de Estudios Ambientales, Universidad Simón Bolívar. Apdo. 89000, Sartenejas 1080-A, Venezuela

³Departamento de Anatomía, Universidad de Cambridge, Cambridge CB2 3DY, Reino Unido

⁴Fundación Andígena. Apdo. 210, Mérida 5101-A, Venezuela
Correo electrónico:
asanchez@ivic.ve

mecanismo utilizado para generar cambios en el comportamiento ambiental ha sido la enseñanza de temas fundamentalmente ecológicos y sobre un marco educativo derivado de la enseñanza de las ciencias. Sin embargo, este sistema ha sido cuestionado recientemente porque no toma en cuenta las raíces sociales y culturales del deterioro ambiental. El nuevo paradigma en educación ambiental plantea que los programas deberían incorporar en sus contenidos educativos temas como ética, participación, solidaridad, pobreza y equidad entre otros, a fin de promover el desarrollo de comunidades críticas, participativas y responsables de su entorno (Jacobson 1991, Medrano Cabrerizo 1997, Dettmann-Easler & Pease 1999, Álvarez Iragorry 2001).

Son escasas las iniciativas de educación dirigidas a la conservación de especies amenazadas que han logrado cambios significativos en las actitudes y acciones de los participantes. La poca efectividad de las iniciativas de educación para la conservación de especies amenazadas ha sido atribuida a dos fallas principales: 1) a la transferencia vertical y unilateral de información culturalmente sesgada, dirigida a personas cuyas percepciones y conocimientos propios son desacreditados u omitidos (Tréllez & Wilches-Chaux 1999) y 2) a la inconstancia y brevedad de los programas de educación (Aguilar 1997).

El oso andino (*Tremarctos ornatus*) está amenazado a lo largo de toda su distribución por la cacería furtiva y la deforestación de su hábitat (Rodríguez & Rojas-Suárez 2008). La protección de áreas boscosas y la prohibición de su cacería y comercialización han sido las principales estrategias utilizadas para su conservación. Sin embargo, debido

al fuerte componente socio-cultural de las amenazas, el éxito asociado a estas acciones depende en gran medida de la sensibilización de las comunidades hacia la problemática de la especie, y del conocimiento que éstas tengan sobre los beneficios generados por la preservación de su hábitat (Nagagata 1994). En el caso del oso andino, desde hace más de 20 años, un gran número de organizaciones han llevado a cabo iniciativas de sensibilización y educación dirigidas a distintos grupos humanos (escolar, comunidades rurales y urbanas). Además, la educación ambiental ha desempeñado una tarea importante en el posicionamiento de la especie como símbolo de conservación y apoyo del público en general. Actualmente la especie es emblema de múltiples servicios, organizaciones, productos y eventos públicos y ocupa un importante espacio dentro de la identidad regional.

A pesar de los evidentes beneficios que las iniciativas de divulgación y programas de educación ambiental han reportado a la difusión de la problemática e importancia del oso andino, el impacto de estas estrategias para reducir sus principales amenazas no se ha evaluado dentro de un marco objetivo. Una de las pocas evaluaciones disponibles, indica que la aplicación de instrumentos de educación específicos mejoró el conocimiento acerca del oso andino en algunas comunidades rurales de Colombia, a pesar de que no se logró un cambio de actitud en las comunidades donde existía la percepción de que el oso andino es una especie dañina (Otálora 2007). Resultados similares también han sido reportados para otros carnívoros, poniendo en duda la eficacia de la educación ambiental como herramienta de conservación. Por esta

razón, utilizando el enfoque de revisión sistemática, se evaluó la efectividad de la educación ambiental como estrategia para generar actitudes positivas en la población, que se traduzcan en una reducción de la cacería del oso andino y de la deforestación de su hábitat.

Métodos

La pregunta específica para la revisión sistemática fue formulada en el marco de una discusión interactiva entre el equipo de Provita vinculado al proyecto sobre conservación basada en evidencias, y un grupo de especialistas en la especie, ambas partes reunidas para constituir el equipo de revisores. A fin de solicitar la literatura gris de interés para la revisión (informes técnicos, monografías, tesis, reportes, etc.), se contactó directamente a investigadores, organizaciones gubernamentales y privadas que estuviesen desarrollando o hubiesen ya ejecutado alguna iniciativa de educación ambiental para la conservación del oso andino a lo largo de su gradiente de distribución. Para la búsqueda de literatura publicada, se utilizó buscadores científicos, páginas Web especializadas y las de instituciones relevantes. En las búsquedas se utilizaron las siguientes palabras clave en español y en inglés: 1) términos que definen al sujeto de la revisión: oso frontino, oso de anteojos, oso andino, Jukumari, *Tremarctos*; y 2) términos que definen la intervención: educación, conservación, educación ambiental, educación para la conservación de fauna, iniciativas de educación, deforestación, caza furtiva, caza, pérdida de hábitat, conflictos con humanos, mitigación de conflictos. La búsqueda en páginas

Web o bases de datos fue realizada por tres personas de forma independiente, observando las siguientes reglas:

- 1) que alguna de las palabras del título estuviera en todas las búsquedas;
- 2) que los términos referidos al sujeto de la revisión estuvieran en el texto y 3) que con el resto de las palabras clave, se realizaran combinaciones sistemáticas.

Los criterios para seleccionar los estudios fueron: 1) Sujeto relevante: oso andino (*Tremarctos ornatus*); 2) Tipos de intervención: educación ambiental; 3) Tipos de comparadores: actitud de los participantes y conocimiento previo a la implementación de la iniciativa de educación *versus* zonas donde no se aplicó la iniciativa; 4) Tipos de resultados: conocimientos y actitudes de los participantes en relación con la especie y sus problemas de conservación; 5) Tipos de estudios: estudios cuantitativos de iniciativas o proyectos de educación orientados hacia la especie, que hayan sido ejecutados o que tengan algún resultado preliminar (fase intermedia, final). Se revisaron todas las salidas obtenidas en cada búsqueda menos para las consultas en buscadores Web, en los cuales sólo se evaluaron las primeras 100 salidas. Para incluir un estudio en la revisión se aplicaron los siguientes criterios: 1) estudios que según el título y palabras clave estuvieron vinculados con el objetivo de la revisión; 2) lectura de los resúmenes de trabajos que cumplieron con el criterio 1 para seleccionar los de mayor relevancia; 3) lectura completa de los trabajos que cumplieron los criterios 1 y 2 para seleccionar los más adecuados para el análisis. En cada fase de selección, un

segundo revisor evaluó una muestra de 25% de los trabajos para verificar si los criterios mencionados fueron utilizados correctamente y decidir si incluirlos o excluirllos. Los resultados fueron contrastados a través de un análisis *Kappa*, donde se consideró que los criterios con un valor de 0,6 o mayor eran adecuados y replicables.

Para la extracción de datos se clasificó los trabajos en narrativo, cualitativo y cuantitativo con base en los resultados. Se construyó una tabla con los valores de conocimiento y/o actitud antes y después de la aplicación del programa educativo, en la cual también se añadieron los factores potenciales de heterogeneidad: presencia de la especie, conflictos previos con la especie, tipo de mensaje, tipo de participantes, medio utilizado y duración del programa.

Los estudios cuantitativos encontrados midieron los niveles de conocimiento y actitud de los participantes en dos formas distintas: a) valores de media, desviación estándar y tamaño muestral antes y después del programa educativo y b) porcentajes y tamaño muestral antes y después del programa educativo. En el primer caso, para estimar la magnitud del efecto se utilizó la hoja de cálculo *EffectSizeCalculatorX* (<http://www.mix-for-meta-analysis.info/>). Para el segundo caso, se hizo uso del paquete *metabin* del programa R (R Core Development Team 2005) el cual permite estimar la magnitud del efecto a partir de datos binarios. Finalmente, se realizó el meta-análisis de efectos aleatorios y efectos mixtos para hallar la magnitud del efecto conjunto. A fin de visualizar cómo los factores de heterogeneidad están relacionados

con la magnitud del efecto, se hizo una exploración a través de gráficos. Análisis más profundos de estas relaciones no pudieron ser aplicados dado el bajo tamaño muestral obtenido.

Resultados

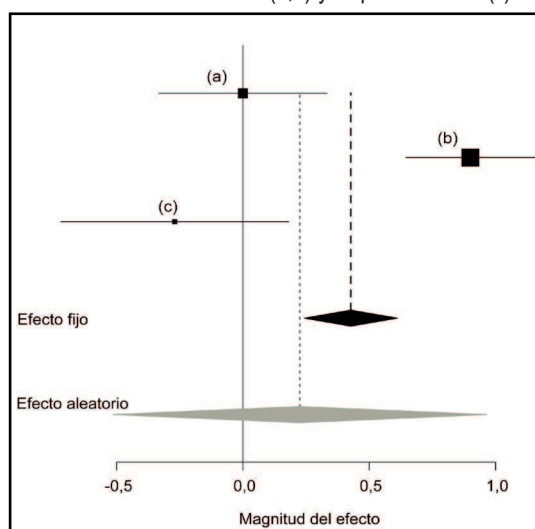
Se localizaron 129 referencias por contactos directos con investigadores y organizaciones. Mediante la búsqueda electrónica y con base en los criterios descritos anteriormente se seleccionaron 28 artículos. De los cinco países que constituyen el área de distribución del oso andino, se encontró trabajos que describen programas de educación ambiental como estrategia para mitigar las amenazas a la especie sólo en Colombia (4%), Ecuador (46%) y Venezuela (50%).

Al evaluar la calidad metodológica de los estudios, se encontró que 39% (11) de las referencias localizadas se sustentaba en información narrativa. Se incluyó en esta categoría trabajos que describían un programa educativo en planificación, implementación o culminación, pero que no aportaba algún resultado. Así mismo, 32,1% (9) de los artículos presentó resultados cualitativos. En este caso, los resultados fueron binarios (éxito/no éxito), no se utilizaron comparadores y sus conclusiones poco robustas y carentes de objetividad. Apenas 28,5% (8) de los estudios encontrados ofrecieron datos cuantitativos. Únicamente tres (3) de los trabajos con datos cuantitativos presentaron comparadores y estos fueron, por tanto, los únicos utilizados para el meta-análisis.

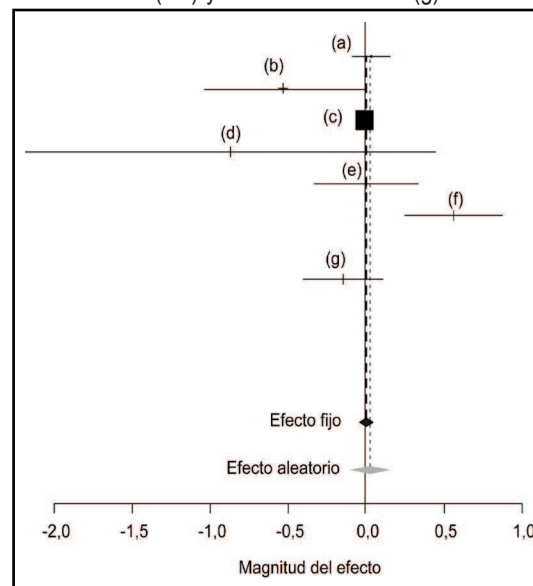
El contenido del programa educativo fue muy heterogéneo en cuanto a los participantes seleccionados y al tipo de medio utilizado, siendo más frecuente los programas educativos centrados en la comunidad general (57%) y en la comunidad escolar (38%). Así mismo, la propaganda (carteles y folletos) y las herramientas educativas (talleres y cursos) fueron los métodos de comunicación utilizados con más frecuencia en los trabajos.

El meta-análisis de los resultados reportados por Espinosa (2004), Flores y colaboradores (2005) y Otálora (2007), en cuanto a cambios en el conocimiento sobre el oso andino, indicó que los programas implementados tuvieron un efecto positivo y significativo incrementando los conocimientos de los participantes (magnitud del efecto total = 0,49; Fig. 1). Sin embargo, es importante notar que los participantes provenían de comunidades que variaban en el grado de contacto con el oso andino y en su historial de conflictos. Al analizar los resultados por separado,

Figura 1. Meta-análisis del cambio en el conocimiento en los participantes de los programas educativos descritos en Otálora 2007 (a,b) y Espinosa 2004 (c).



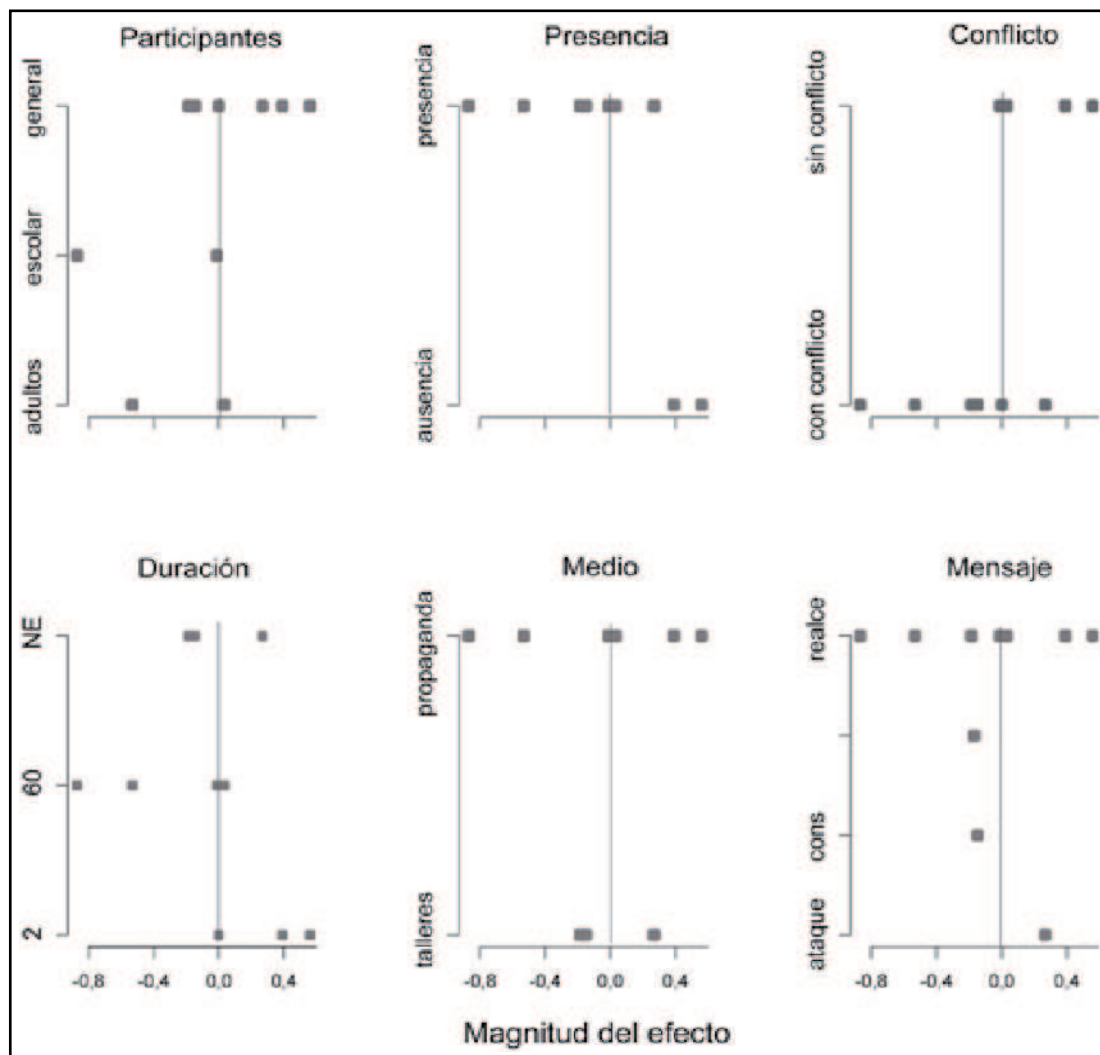
se observó que en las poblaciones donde se registró la presencia del oso andino y conflictos con actividades humanas, no hubo un incremento significativo en el conocimiento (Fig. 1a y 1c), mientras que el incremento fue significativo cuando la comunidad no tenía contacto con la especie y no existía historial de conflictos (Fig. 1b). Por el contrario, el meta-análisis de **Figura 2.** Meta-análisis del cambio de actitudes en los participantes luego de aplicar el programa educativo reportado por Espinosa 2004 (a-d); Otálora 2007 (e-f) y Flores et al. 2005 (g).



los resultados reportados por Espinosa (2004), Flores y colaboradores (2005) y Otálora (2007) sobre el cambio de actitudes de los participantes con respecto a la especie y sus problemas de conservación, mostró que los programas educativos no tuvieron efecto alguno (magnitud del efecto total = 0; Fig. 2). En los únicos casos en que se reportó un cambio positivo de actitud fue en los participantes de la comunidad que no estuvo en contacto con la especie y donde no existía historial de conflictos (Otálora 2007) [Fig. 2f].

La alta heterogeneidad entre los estudios estuvo asociada a la

Figura 3. Heterogeneidad de la magnitud del efecto con respecto a seis características de los programas educativos. La línea vertical indica cero magnitud del efecto.



presencia de la especie y al historial de conflictos en las comunidades evaluadas. Valores negativos de magnitud de efecto en la actitud estuvieron asociados claramente con la presencia de la especie y con conflictos previos entre los participantes y el oso andino. Esto sugiere que el tipo de participantes, la duración del estudio, el medio comunicacional empleado y el tipo de mensaje utilizado tuvieron una relación más heterogénea con la magnitud del efecto (Fig. 3). Los documentos completos del protocolo y la revisión sistemática

pueden obtenerse en: www.environmentalevidence.org/SR57.html.

Discusión

En todos los estudios seleccionados, independientemente del tipo de resultado reportado por los autores, las conclusiones apuntaban a que las iniciativas de educación ambiental aplicadas promovieron y popularizaron al oso andino y generaron el interés del público en su conservación. Sin embargo, la evidencia cuantitativa señala que los programas implementados hasta el momento sólo han sido exitosos

en incrementar el conocimiento sobre la especie y sus problemas de conservación pero que estos logros no han generado cambios significativos de actitud en la población.

La poca efectividad de los programas educativos para generar e incrementar actitudes positivas dentro de las comunidades de interés, está posiblemente relacionada con la descontextualización social del mensaje transmitido, la relación que la comunidad mantiene con la especie y la utilización que hace de los recursos naturales. Así, se encontró que en los tres proyectos educativos analizados se partía de un discurso teórico ambientalista (ecología y biología del oso andino, problemas de conservación, características del bosque nublado, conservación de los recursos forestales e hídricos, etc.), acompañado de actividades ecológicas y lúdicas (obras de teatro, dibujos), en desconocimiento de los componentes culturales y sociales de la región. Si bien Otálora (2007), realizó una evaluación del contexto sociocultural y de la problemática ambiental de las comunidades rurales bajo estudio (Boyacá, Colombia), esta información no fue incorporada al diseño del programa de educación específico, sino que, por el contrario, se adoptó un programa diseñado en Venezuela y por ende, correspondiente a otra realidad. Por su parte, Flores y colaboradores (2005) realizaron una extensa evaluación de las actitudes de los habitantes de la comunidad de Oyacachi (Ecuador) ante la presencia del oso andino y los conflictos por depredación de ganado, sin embargo, el programa educativo implementado no trató directamente la canalización de estos conflictos. Como resultado,

los habitantes de Oyacachi dedujeron que la conservación de la especie puede traducirse en un incremento en el número de animales y que este aumento incrementaría los conflictos, por lo que concluyeron que la conservación del oso andino trae más perjuicios que beneficios a la comunidad.

Un cambio significativo de actitud que favorece al oso andino ha sido detectado únicamente en comunidades sin contacto ni historial de conflictos con la especie. Esto coincide con hallazgos previos de Espinosa (2004), quien encontró que el contexto situacional es la variable con mayor influencia sobre actitudes o intenciones hacia el oso andino. Frecuentemente, comunidades con historiales de conflictos por depredación de ganado desarrollan una asociación negativa ante la presencia de grandes mamíferos carnívoros (Kellert *et al.* 1996, Altrichter *et al.* 2006). Es de esperarse entonces, que las actitudes hacia la presencia del oso andino puedan estar más influenciadas por experiencias previas y por la dificultad de sobrellevar posibles pérdidas de ganado, que por el nivel de conocimiento biológico o ecológico que tienen las comunidades sobre la especie.

Además de la descontextualización del mensaje, un segundo factor que puede explicar la poca efectividad de los programas educativos es la falta de continuidad en las actividades. El programa de conservación del oso andino fue aplicado durante cinco años en Oyacachi pero sus actividades no fueron constantes durante este período (Flores *et al.*

2005). Alternativamente, el programa desarrollado por Otálora (2007) duró sólo dos meses. Ambos factores, brevedad y discontinuidad, pueden restarle fuerza al mensaje.

El análisis arrojó que el tipo de participante y el medio de difusión empleado no fueron factores influyentes en la efectividad de las estrategias educativas. No obstante, dado el reducido número de trabajos analizados, el alcance de esta conclusión es limitado. La evidencia en la literatura sobre cuál es el mejor medio de comunicación es contradictoria (Duvall & Zint 2007). Algunos autores han encontrado que el uso de guías o profesores a través de talleres o charlas es más efectivo que los mensajes dirigidos directamente al usuario como material audiovisual, exhibiciones zoológicas o exposición de carteles (Nagagata 1994). En contraste, otros reportan que cuando el mensaje es transmitido por expositores, éste tiene menos alcance que los métodos directos (Trehwella *et al.* 2005). En todo caso, la efectividad en la selección del medio comunicacional dependerá de cómo éste se adapte a la organización de la infraestructura educativa, al contexto cultural, a la capacitación del personal y al grado de instrucción de los participantes seleccionados (Vulliamy 1987, Johnson-Pynn & Johnson 2005, Blumstein & Saylan 2007, Duvall & Zint 2007, Eames *et al.* 2008). Finalmente, los actores de la comunidad deben incorporarse en el diseño del programa de educación, ya que esto permite la adaptación de la información al contexto cultural donde se emplea, así como la búsqueda de soluciones a la problemática en forma

participativa (Valladares-Padua *et al.* 2002).

Los resultados de esta revisión indican que las experiencias educativas en el marco de la conservación del oso andino, que han utilizado tradicionalmente documentales, exposiciones, folletos, volantes, etc., han permitido la difusión del conocimiento sobre la especie, pero no han logrado educar sobre cómo reducir los conflictos hombre-oso. Los programas de educación existentes deberían ser evaluados y revisados para aumentar su eficacia en la promoción no sólo del conocimiento, sino de un cambio de actitudes y de comportamientos del público al cual están dirigidos. Particularmente, cuando se trabaja con especies amenazadas como el oso andino, las actividades de conservación que proveen resultados rápidos pueden tener mayor prioridad. En estos casos, los programas de educación ambiental pueden ser subestimados porque existe la percepción de que son complejos y costosos de implementar, y que sus beneficios concretos no son observables a corto plazo. En esta revisión, sin embargo, se encontró evidencia de que los programas de educación ambiental enfocados a la solución de problemas ambientales concretos pueden beneficiar la conservación del oso andino a corto y mediano plazo, incluso en escenarios cambiantes, y con un diseño, evaluación e implementación cuidadosa.

Referencias bibliográficas

Aguilar, L. (1997). ¿Quién es la sociedad civil? Informe sobre la mesa de trabajo # 7. II Congreso

- Iberoamericano de educación ambiental. Posición regional sobre las propuestas de Tbilisi frente a la agenda XXI. Comisión de Educación y Comunicaciones-UICN, Guadalajara, México.
- Altrichter, M., G. Boaglio & P. Perovic (2006). The decline of jaguars *Panthera onca* in the Argentine Chaco. *Oryx* 40: 302-309.
- Alvarez Iragorri, A. (2001). From daily heritage through lost treasure: new challenges in environmental education for biodiversity conservation. *Interciencia* 26: 429-432.
- Blumstein, D.T. & C. Saylan (2007). The failure of environmental education (and how we can fix it). *PLoS Biology* 5: 120-125.
- Dettmann-Easler, D. & J.L. Pease (1999). Evaluating the effectiveness of residential environmental education programs in fostering positive attitudes toward wildlife. *Journal of Environmental Education* 31: 33-39.
- Duvall, J. & M. Zint (2007). A review of research on the effectiveness of environmental education in promoting intergenerational learning. *Journal of Environmental Education* 38: 14-24.
- Eames, C., B. Cowie & R. Bolstad (2008). An evaluation of characteristics of environmental education practice in New Zealand schools. *Environmental Education Research* 14: 35-51.
- Espinosa, S. (2004). Evaluation of an environmental education program for the Andean Bear in an Ecuadorian protected area. Tesis de Maestría, University of Florida, Gainesville, USA.
- Flores, S., M. Bustamante, G. Remache, I. Goldstein & J. Camacho (2005). Andean bear-livestock conflict: applying the landscape species conservation model. *International Bear News* 14: 28-30.
- Jacobson, S.K. (1991). Evaluation model for developing, implementing, and assessing conservation education programs: examples from Belize and Costa Rica. *Environmental Management* 15: 143-150.
- Johnson-Pynn, J.S. & L.R. Johnson (2005). Successes and challenges in east African conservation education. *Journal of Environmental Education* 36: 25-39.
- Kellert, S.R., M. Black, C.R. Rush & A.J. Bath (1996). Human culture and large carnivore conservation in North America. *Conservation Biology* 10: 977-990.
- Medrano Cabrerizo, F. (1997). Evaluación de los programas de educación ambiental. pp. 103-111. En: R. Mendoza Castellón (ed.). *Actas de la VIII aula de ecología y educación ambiental*, Instituto de Estudios Almerienses, Almería, España.
- Nagagata, E.Y. (1994). Evaluation of community-based conservation education: a case study of the Golden-headed Lion Tamarin education program in the state of Bahia, Brazil. *Neotropical Primates* 2: 33-35.
- Otálora, J.M. (2007). Evaluación de la herramienta de educación ambiental “muestra itinerante del oso andino” a través del cambio de respuesta en conocimiento y actitudes, en comunidades rurales ubicadas en tres zonas alto andinas de Boyacá. Tesis de Maestría, Universidad Pedagógica

y Tecnológica de Colombia, Tunja, Colombia.

Rodríguez, J.P. & F. Rojas-Suárez (2008). Libro rojo de la fauna venezolana. 3ª edición. Provita y Shell de Venezuela, Caracas, Venezuela.

Tréllez, E. & G. Wilches-Chaux. 1999. Educación para un futuro sostenible en América Latina y el Caribe. Interamer 67 Serie Educativa, OEA, Washington, DC, USA.

Trewhella, W.J., K.M. Rodríguez-Clark, N. Corp, A. Entwistle, S.R.T. Garrett, E. Granek, K.L. Lengel, M.J. Raboude, P.F. Reason & B.J. Sewall (2005). Environmental education as a component of multidisciplinary conservation programs: lessons from conservation Initiatives for critically endangered fruit bats in the western Indian Ocean. *Conservation Biology* 19: 75-85.

Valladares-Padua, C., S.M. Padua & L. Cullen, Jr. (2002). Within and surrounding the Morro do Diabo State Park: biological value, conflicts, mitigation and sustainable development alternatives. *Environmental Science & Policy* 5: 69-78.

Vulliamy, G. (1987). Environmental education in third world schools: rhetoric or realism? *The Environmentalist* 7: 11-19.

Emiliana Isasi-Catalá

¿Las áreas protegidas son efectivas para la conservación de poblaciones de jaguar?

Resumen

Una de las principales estrategias para la conservación del jaguar (*Panthera onca*) es el mantenimiento y manejo de áreas protegidas (AP) donde este depredador tenga alta disponibilidad de refugios y presas para mantener poblaciones viables. Muchas de las AP a lo largo de la distribución del jaguar no fueron creadas con el objetivo de conservar poblaciones de esta especie y la mayoría están siendo perturbadas por actividades humanas. El objetivo de esta revisión fue evaluar diferentes experiencias en manejo de AP a lo largo de la distribución del jaguar para determinar si esta estrategia es efectiva para mejorar el estado de conservación de sus poblaciones, disminuyendo la pérdida de hábitat y la cacería del jaguar y sus presas naturales. La presencia, abundancia y viabilidad de las poblaciones de la especie variaron dependiendo del tamaño de las AP, encontrándose las poblaciones viables a largo y mediano plazo asociadas únicamente a AP de más de 100 km². No obstante, la evidencia encontrada sobre la efectividad de la estrategia, resultó insuficiente e inadecuada, por la heterogeneidad de los datos y la falta de diseños experimentales basados en comparadores robustos. De manera preliminar, se puede concluir que las AP podrían ser efectivas para la conservación del jaguar si se mantiene y/o amplía el sistema de AP existente, si se mejora su manejo y si se logra su interconexión a través de corredores biológicos. Los resultados orientan a los investigadores a iniciar y profundizar la evaluación de los programas de manejo y conservación de las especies amenazadas como el jaguar.

Introducción

El jaguar (*Panthera onca*) es el depredador terrestre de mayor tamaño en el Neotrópico y es el único representante del género *Panthera* en América (Seymour 1989). Está asociado con zonas que poseen una considerable cobertura vegetal, disponibilidad de

Laboratorio de Manejo y
Conservación de Fauna Silvestre,
Departamento de Biología de
Organismos, Universidad Simón
Bolívar, Sartenejas, Venezuela.
Correo electrónico:
zmiliana@gmail.com

agua y abundancia de presas, aunque tolera un amplio rango de condiciones ambientales (Mondolfi & Hoogesteijn 1986, Rabinowitz & Nottingham 1986, Rabinowitz 1992, Nowell & Jackson 1996).

Al igual que la mayoría de los felinos, el estado de conservación de las poblaciones de yaguar se define principalmente por las condiciones del hábitat y el grado de interacción con el hombre (cacería, comercio, competencia por las presas) [Jackson 1992, Mondolfi & Hoogesteijn 1992, Nowell & Jackson 1996]. Hasta la década de los 70, una de las principales amenazas del yaguar fue la cacería comercial para obtener su piel, por lo que fue incluido en 1973 en el Apéndice I de la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestre, CITES (Seymour 1989). Actualmente, el yaguar se encuentra catalogado como Casi Amenazado (Nowell & Jackson 1996) debido principalmente a la pérdida y destrucción de hábitat, a la cacería indiscriminada de sus presas naturales y a los conflictos hombre-yaguar por la depredación de animales domésticos (Hoogesteijn *et al.* 1992, Nowell & Jackson 1996).

Muchos autores consideran que la piedra angular de la conservación del yaguar son las grandes áreas naturales protegidas, dentro de las cuales las poblaciones de este depredador se encuentran resguardadas de los efectos de la pérdida de hábitat y cacería (Medina Padilla *et al.* 1992, Chiarello 1999, de Oliveira 2002, Vaughan & Temple 2002, Laurance 2005). La importancia del mantenimiento de áreas naturales protegidas con hábitat del yaguar resulta evidente cuando para 1980, la disminución de su distribución

alcanzó valores de 67% en Norte y Centroamérica, y de 38% en Suramérica (Swank & Teer 1989, 1992; Nowell & Jackson 1996).

Las áreas protegidas constituyen refugios potenciales para la conservación del yaguar al disminuir el efecto de las dos principales amenazas para la especie: la pérdida de hábitat y la cacería (Mondolfi & Hoogesteijn 1986, Medina Padilla *et al.* 1992, McCarthy *et al.* 2004). La reducción de las amenazas permitiría el crecimiento o mantenimiento de las poblaciones de yaguar y de las presas de las cuales se alimenta, por lo que el establecimiento y manejo de áreas protegidas plantea una solución completa al problema de los grandes depredadores. Sin embargo, aunque existen ejemplos de áreas protegidas creadas específicamente para la conservación de yaguar, la mayoría no han sido creadas con esa finalidad, y no se conoce si éstas constituyen verdaderos refugios para la especie (Medina Padilla *et al.* 1992, Mondolfi & Hoogesteijn 1992, de Oliveira 2002, Cruz *et al.* 2007). La efectividad de las áreas protegidas para la conservación de especies con grandes requerimiento de hábitat como el yaguar ha sido ampliamente cuestionada. A pesar de que las principales poblaciones de yaguar se encuentran dentro de áreas protegidas, la mayoría de éstas son muy pequeñas y se encuentran aisladas, por lo que propician el aislamiento de la especie y su extinción (Quigley & Crawshaw 1992, Ceballos *et al.* 2002, Leite & Galvão 2002, Silveira & Jácomo 2002, McCarthy *et al.* 2004, Silveira 2004, Sanchez Alonso 2005). Además, existen evidencias de que aún las áreas legalmente protegidas son afectadas fuertemente por las actividades humanas (deforestación, cacería, minería) por lo que, incluso las poblaciones de yaguares

que pudieran encontrarse teóricamente protegidas dentro de estas áreas, están siendo afectadas por impactos humanos (Crawshaw 2002, Núñez *et al.* 2002).

En vista de que las áreas protegidas constituyen una herramienta potencialmente efectiva para la conservación del jaguar, esta revisión se realizó con el objetivo de evaluar las diferentes experiencias obtenidas hasta el momento en manejo de áreas protegidas a lo largo de la distribución del jaguar, para determinar si realmente esta estrategia de manejo resulta efectiva, tanto en la finalidad de mejorar el estado de conservación de las poblaciones, como en la reducción de la pérdida de hábitat y la mitigación de la cacería del jaguar y sus presas naturales.

Métodos

En vista de que la creación y mantenimiento de las áreas protegidas es una de las medidas más sugeridas para la conservación del jaguar, es necesario evaluar si realmente esta estrategia es efectiva, si logra disminuir la pérdida de hábitat y si produce resultados satisfactorios en relación a la cacería del jaguar y sus presas naturales. Es por ello que con esta revisión se propuso responder a la pregunta: ¿Las áreas protegidas son una medida efectiva para la conservación de poblaciones de jaguar? La pregunta fue estructurada de la siguiente manera:

- 1) Sujeto: el jaguar (*Panthera onca*);
- 2) Intervención: planificación, diseño, creación y manejo de áreas protegidas que permitan la conservación de poblaciones de jaguar, sus presas naturales y su hábitat;
- 3) Indicadores: evidencias directas (mayor número de jaguares en el área protegida, disminución en el número de registros de cacería) e indirectas (mayor disponibilidad de hábitat, mayor disponibilidad de presas

naturales, disminución en el número de registros o evidencias de cacería de sus presas naturales) del efecto de las áreas protegidas para la conservación del jaguar; 4) Comparadores: número de jaguares o rastros de jaguares, número de presas o rastros de presas, eventos de cacería de jaguares o sus presas naturales y/o disponibilidad de hábitat. A nivel espacial se compararon resultados dentro de áreas protegidas con áreas donde no existe protección de la especie y su hábitat, así como comparaciones entre las diferentes áreas protegidas. También se buscaron trabajos con comparadores temporales de las variables, con datos de antes de la creación del área protegida y luego de su creación y manejo; 5) Diseño: estudios cuantitativos o cualitativos. A partir de esta pregunta central, se plantearon otras preguntas secundarias relacionadas con los factores que pueden afectar la efectividad de las áreas protegidas para la conservación del jaguar, tales como el tipo de área protegida y las características del área, así como las fuentes de amenaza del jaguar en el área.

Las búsquedas se realizaron en las bases de datos: IUCN/SSC *Cat Specialist Group-Digital Cat Library*, *Science Direct*, *Scirus* y *Scientific Electronic Library Online (SciELO)*, así como en con el motor de búsqueda *Google Scholar*. Para las primeras cuatro bases de datos y para *Google Scholar* las búsquedas fueron realizadas en inglés, mientras que para la base de datos SciELO las búsquedas se realizaron en inglés, español, portugués y francés. El nombre científico de la especie (*Panthera onca*) se utilizó en todas las búsquedas y además se utilizaron los nombres comunes más representativos de la especie en cada idioma: *jaguar* (inglés); *jaguar*, *yaguar* y *tigre* (español); *onça* (portugués) y *tig marqué* (francés). Las

palabras clave utilizadas en las búsquedas, combinadas con el nombre de la especie y entre ellas, fueron: área protegida, reserva, parque nacional, cacería, pérdida de hábitat, fragmentación de hábitat, manejo y guardería. Para el análisis se tomaron los primeros 100 trabajos, en formato doc o pdf, extraídos de cada búsqueda. Además de las búsquedas, se revisaron las bases de datos bibliográficas del Dr. Guillermo Barreto y de la autora, la lista bibliográfica “*An extensive bibliography of the jaguar*”, el material bibliográfico de las bibliotecas de FUDENA y Fundación La Salle, y los trabajos publicados en libros especializadas sobre el yaguar (FUDECI 1992, Fitzhugh *et al.* 1999, Medellín *et al.* 2002, Chávez & Ceballos 2006, Ceballos *et al.* 2007).

Se consideraron tanto artículos científicos, como informes de manejo, reportes de casos y tesis que contenían información importante sobre el sujeto, la intervención y/o los indicadores antes definidos. Los estudios debían contener datos cuantitativos de las variables propuestas, aunque estudios con descripciones y datos cualitativos fueron analizados para verificar la calidad de información que contienen. La selección de los trabajos se realizó en tres etapas con la finalidad de filtrar los estudios más relevantes. Las tres etapas fueron definidas por la evaluación de los estudios a partir de: 1) título y palabras clave, 2) resumen y 3) artículo completo. En cada fase de la selección, un segundo revisor evaluó una muestra de 25% de los trabajos para verificar si los criterios antes mencionados estaban claramente definidos y fueron correctamente utilizados para incluir o excluir los estudios. Los resultados fueron comparados a través de un análisis *Kappa*, en el que se consideró que los criterios fueron adecuados y replicables con un valor de 0,6 o mayor. La calidad

de los estudios se determinó a partir del análisis del texto completo de los trabajos seleccionados en base al diseño del estudio y al sesgo experimental. La puntuación máxima de este análisis fue 11 y la mínima 0, considerándose adecuados todos aquellos trabajos con una puntuación ≥ 5 (ver <http://www.environmentalevidence.org/SR56.html>). Los estudios adecuados para el análisis cuantitativo fueron luego clasificados según los criterios descritos por Pullin & Knight (2001). Para cada estudio analizado se crearon tablas resumen, de las cuales se extrajo datos como las características y calidad del estudio, las fuentes de heterogeneidad y los resultados más importantes. En estas tablas resumen se incluyó una síntesis narrativa describiendo cada estudio e información sobre presencia y densidad de yaguares, mortalidad y viabilidad poblacional. Además, se establecieron categorías para comparar los sitios de estudio en base a: tipo de área, tamaño, localización del estudio (dentro o fuera), tipo de hábitat y técnicas de muestreo. Los datos fueron evaluados con regresiones múltiples, pruebas de correlación parcial o pruebas no paramétricas en los casos necesarios. En los casos de pruebas de hipótesis se utilizó un $\alpha = 0,05$.

Resultados

La búsqueda realizada a partir de las bases de datos electrónicas y el motor de búsqueda arrojó un total de 11.782 archivos disponibles (11.644 en inglés, 61 en español, 58 en portugués y 19 en francés). Sin embargo, una revisión inicial reveló que gran parte de los trabajos obtenidos no estaban relacionados con el sujeto y/o la intervención. Al final se obtuvieron 271 trabajos que tocaban el tema del yaguar y de las áreas protegidas.

Al unir estos registros con los obtenidos de las demás revisiones se obtuvo un total de 1212 registros. De estos, sólo 110 fueron seleccionados por su título y palabras clave (Filtro 1). Esta selección fue verificada por un segundo revisor, obteniéndose una selección muy similar (98 trabajos), lo cual indica que los criterios estuvieron bien definidos y bien analizados ($Kappa = 0,937$; $p < 0$; $N = 1.212$). Los 110 trabajos fueron evaluados por su resumen (Filtro 2), seleccionándose 44 para el análisis del texto completo (revisor 1 = 44, revisor 2 = 38; $Kappa = 0,884$; $p < 0$, $N = 110$). Finalmente, se contaba con el texto completo de 28 de los 44 trabajos seleccionados, los cuales fueron revisados (Filtro 3) seleccionándose 26 (revisor 1 = 26, revisor 2 = 24; $Kappa = 0,905$; $p < 0$; $N = 110$).

La mayoría de los trabajos seleccionados (15) fueron experimentales y 11 fueron síntesis narrativas en las que los autores analizaban la situación del yaguar. De acuerdo a los criterios de Pullin & Knight (2001), la mayoría de los trabajos (16, 61,5 %) representan la categoría III (opiniones de autoridades respetadas basadas en evidencias cualitativas de campo), dos estudios fueron clasificados como categoría IV (evidencia inadecuada debido a problemas en los métodos o conflictos de evidencias inexplicables), ocho trabajos representaban la categoría II de la siguiente manera: cuatro trabajos categoría II-3 (resultados contundentes de experimentos no-controlados), tres trabajos categoría II-2 (evidencias de una comparación de diferencias entre sitios o situaciones con y sin influencia de la variable independiente) y un trabajo categoría II-1 (evidencia a partir de experimentos controlados bien diseñados, pero sin aleatorización). Al evaluar la

calidad de los trabajos experimentales, 60 % tuvo puntuaciones mayores a 5, siendo el trabajo de Novack y colaboradores (2005) el de mayor puntuación (8,75).

La mayoría de los estudios indicaron que la efectividad de las áreas protegidas es muy baja (53,8%). Sólo 15,4% señala que las mismas garantizan la conservación del yaguar. Sin embargo, 35% de los investigadores considera que las áreas protegidas podrían ser una excelente herramienta para la conservación de este depredador, aunque es necesario aumentar su tamaño, disminuir el nivel de aislamiento y mejorar el manejo, ya que los principales factores que disminuyen la efectividad de las áreas protegidas son su tamaño y su nivel de aislamiento. Las principales amenazas para el yaguar dentro y en los alrededores de las áreas protegidas son la combinación entre la pérdida de hábitat y la cacería.

Los trabajos analizados reportaron 118 áreas protegidas con presencia de yaguar en nueve países: Belice, Brasil, Costa Rica, Guatemala, Honduras, México, Nicaragua, Panamá y Venezuela. Los tipos de áreas protegidas más representadas en los estudios fueron los parques nacionales (33,9%), las áreas de protección ambiental (13,6%) y las reservas de biosfera (11%). Las áreas protegidas donde se realizaron los estudios variaron en cuanto a su tamaño, tipo de manejo y vegetación predominante. En cuanto al tamaño, 62% de las áreas con presencia de yaguar se clasificó como mediana (100-2.000 km²), 32% eran grandes (> 2.000 km²) y 5% pequeñas (<100 km²). Las áreas protegidas fueron clasificadas según su manejo como estrictas (parques nacionales, refugio de fauna, santuarios de vida silvestre) y no

estrictas (reservas forestales, reservas de biosfera, áreas privadas), siendo estas últimas las más frecuentes (58%). Los tipos de vegetación dentro de las áreas protegidas variaron desde arbustales xerófilos, sabanas inundables a bosques húmedos tropicales. Sin embargo, en categorías generales los bosques fueron los hábitats más representados (51,7 %), seguidos por las sabanas (35,6 %).

No se encontraron diferencias en cuanto a la presencia de yaguar entre las áreas estrictas y no estrictas, siendo además simétrica la distribución para ambas áreas (Pearson = 0,21; $p = 0,9$; $d = 2$; $N = 118$). Sin embargo, la presencia de yaguares varió según el tamaño del área, encontrándose 11,3 veces más en áreas protegidas grandes que en medianas, y 12,4 veces más en áreas medianas que en pequeñas (Pearson = 20,15; $p < 0,001$; $d = 4$; $N = 118$). Al combinar los dos factores (tipo y tamaño de área) se obtuvo que la presencia de yaguar fue diferente en áreas protegidas estrictas de diferente tamaño, mas no entre áreas no estrictas de diferente tamaño. Todas las áreas protegidas estrictas grandes incluidas en la revisión arrojaron presencia de yaguar, observándose lo contrario para las áreas estrictas pequeñas. La ausencia y presencia de yaguar fue observada en todas las áreas no estrictas, independientemente de su tamaño. La presencia de yaguar fue similar en las diferentes categorías de hábitat identificadas.

La densidad de yaguares se comparó entre 26 áreas protegidas, la mayoría de las cuales eran no estrictas (57,7%). La densidad promedio de yaguares fue de $0,044 \pm 0,018$ ind/km² (rango: 0,085-0,016 ind/km²). No se encontró diferencias

entre la densidad reportada y el tipo de área protegida (*Kruskal-Wallis*, $H = 2,12$; $p = 0,146$; $d = 1$; $N = 26$), la localización del muestreo (*Kruskal-Wallis*, $H = 3,56$; $p = 0,059$; $d = 1$; $N = 26$), ni la técnica de muestreo utilizada (*Kruskal-Wallis*, $H = 1,03$; $p = 0,311$; $d = 1$; $N = 26$) [Fig. 1A]. No obstante, tanto para localización como para vegetación pareciera existir una tendencia a que la densidad de yaguar sea menor dentro de las áreas protegidas. La densidad de yaguares varió según el tipo de vegetación predominante en el área (*Kruskal-Wallis*, $H = 6,18$; $p = 0,046$; $d = 1$; $N = 26$), siendo menor en áreas boscosas o de manglar, que en áreas de vegetación de sabana. Estas comparaciones deben ser analizadas con precaución debido a la gran variedad de fuentes de heterogeneidad de los estudios utilizados. El número de yaguares se comparó entre 24 áreas protegidas. El número de yaguares no varió según el tipo de área protegida (*Kruskal-Wallis* $H = 0,31$; $p = 0,578$; $d = 1$; $N = 24$), tipo de vegetación (*Kruskal-Wallis* $H = 1,49$; $p = 0,475$; $d = 1$; $N = 24$), ni por la técnica utilizada para su estudio (*Kruskal-Wallis* $H = 0,19$; $p = 0,660$; $d = 1$; $N = 24$). Sin embargo, el número de yaguares fue mayor en áreas protegidas grandes (*Kruskal-Wallis* $H = 10,67$; $p = 0,005$; $d = 1$; $N = 24$) [Fig. 1B].

Utilizando los 24 registros de tamaño poblacional de yaguares dentro de las áreas protegidas, se agregó un factor de clasificación de las áreas en función de su viabilidad a largo, mediano y corto plazo. La mayoría de las áreas protegidas (63%) presentó un número de yaguares > 50 y < 500 , considerándose refugios para poblaciones viables a mediano plazo. El resto de las áreas protegidas presentó menos de 50 individuos (poblaciones viables

a corto plazo; 33%) y sólo una minoría (4%) presentó más de 500 individuos (poblaciones viables a largo plazo). Las áreas protegidas estrictas y no estrictas no presentaron diferencias en la viabilidad de sus poblaciones ($Pearson = 0,96$; $p = 0,619$; $d = 2$; $N = 24$), presentando una mayor proporción de poblaciones viables a mediano plazo. Sin embargo, la viabilidad de las poblaciones varió dependiendo del tamaño del área ($Pearson = 11,31$; $p = 0,023$; $d = 4$; $N = 24$), encontrándose únicamente en las áreas grandes las poblaciones viables a largo plazo, mientras que las poblaciones viables a mediano plazo sólo estuvieron presentes en áreas grandes y medianas. No se encontraron diferencias en la viabilidad de las poblaciones de jaguar según los tipos

de vegetación identificados ($Pearson = 32$; $p = 0,522$; $d = 4$; $N = 24$).

Se encontraron evidencias de cacería de jaguar en cinco áreas protegidas, principalmente en áreas no estrictas y medianas. Para áreas estrictas el promedio de jaguares cazados por año fue de $0,6 \pm 0$ jaguares, mientras que para áreas no estrictas éste fue de $1,33 \pm 0,64$ individuos, pero estos valores no difirieron entre sí ($Kruskal-Wallis$, $H = 1,67$; $p = 0,197$, $d = 1$, $N = 5$). Aunque no se encontraron diferencias en la tasa de cacería entre los distintos tipos de hábitat ($Kruskal-Wallis$, $H = 3,75$; $p = 0,053$; $d = 1$, $N = 5$), se observó una relación entre el número de jaguares cazados anualmente y el hábitat de sabana (coeficiente de correlación parcial $r = 0,99$; $p = 0,012$), lo

Figura 1A. Densidad de jaguares en relación al tipo de área protegida, localización del muestreo, tipo de muestreo y tipo de vegetación.

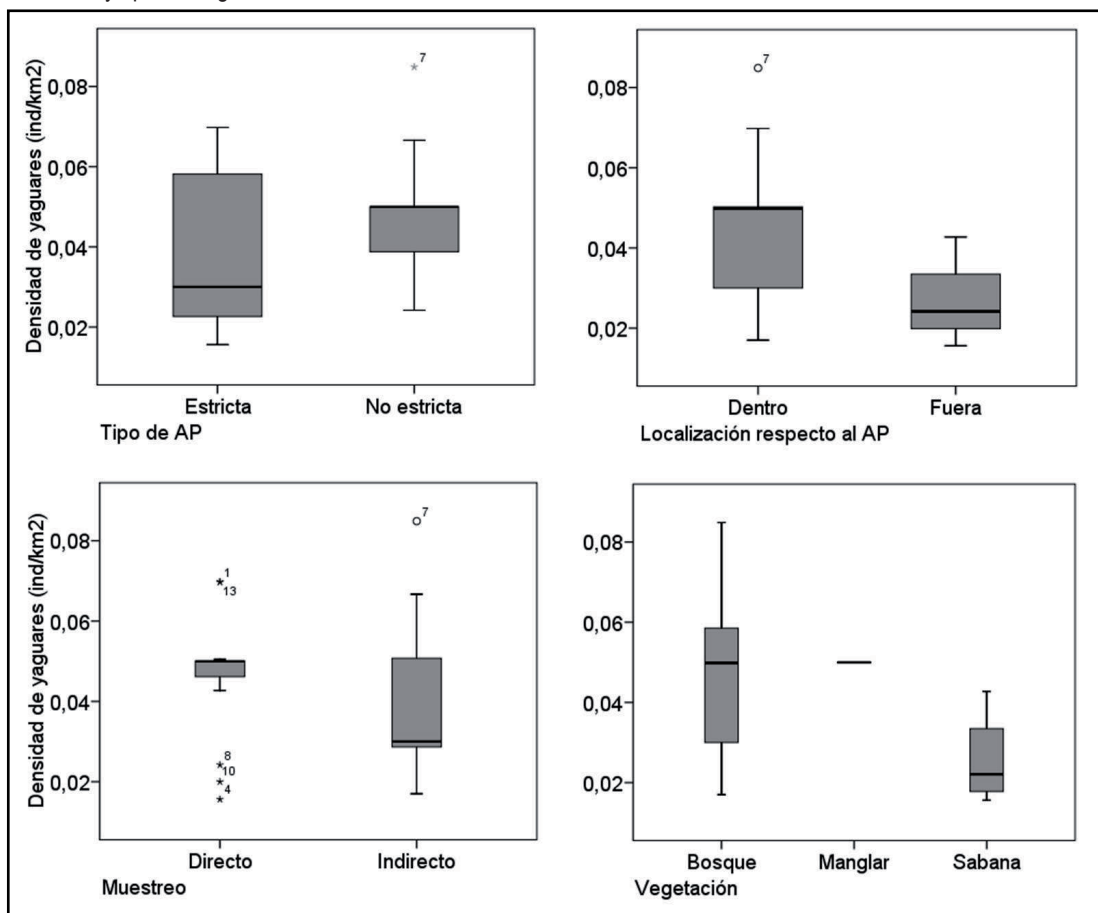
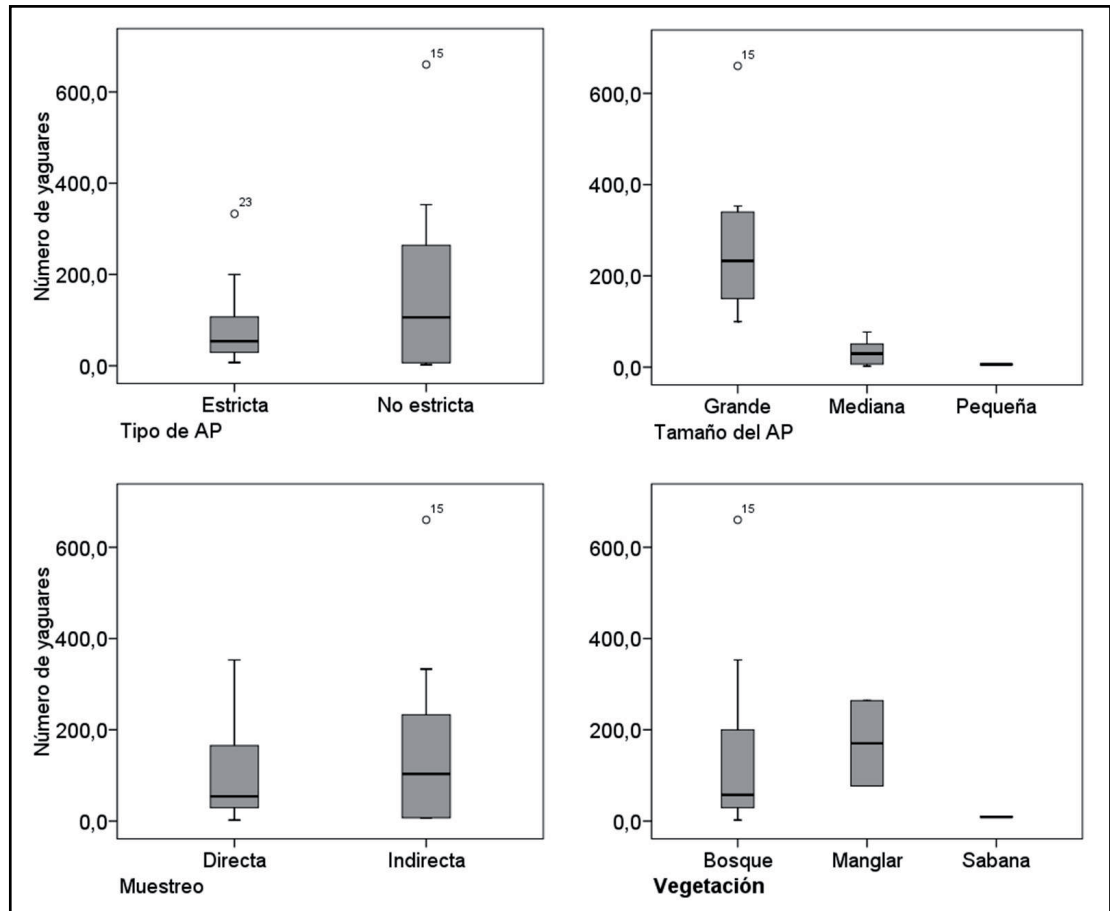


Figura 1B. Abundancia de yaguares en relación al tipo de área protegida, localización del muestreo, tipo de muestreo y tipo de vegetación.



cual pareciera indicar la vulnerabilidad del yaguar en ciertos tipos de vegetación.

Discusión

Durante la revisión no se encontró evidencia concluyente sobre la efectividad de las áreas protegidas para la conservación de las poblaciones de yaguar. Los estudios revisados no estaban enfocados a evaluar este tipo de estrategia de conservación, aunque aportaron evidencias indirectas de su efectividad u opiniones de diversos expertos, fundamentadas en argumentos sólidos o datos de experiencias de campo. La mayoría de los expertos sugieren que la efectividad de las áreas protegidas que se encuentran actualmente dentro del área de distribución del yaguar es

muy baja (Medina Padilla *et al.* 1992, Ceballos *et al.* 2002, Silveira & Jácomo 2002, Cruz *et al.* 2007, Salom-Pérez *et al.* 2007). Las principales razones de la baja efectividad son el tamaño de las áreas y su aislamiento. La solución a este problema pareciera ser la creación de áreas protegidas de mayor extensión o la ampliación de las ya existentes. Sin embargo, esta solución resulta conflictiva con las necesidades sociales y económicas de cada región, por lo que parece poco factible. Por lo tanto, si no es posible ampliar o crear nuevas áreas protegidas de gran tamaño, una solución alternativa es mejorar la conectividad entre estas áreas mediante la creación de corredores ecológicos. Además, se ha sugerido la implementación de medidas de manejo fuera de las áreas protegidas para

disminuir el impacto sobre el jaguar y su hábitat y lograr la convivencia entre estos depredadores y las actividades humanas.

Las áreas estrictas presentaron diferencias en el patrón de presencia y número de jaguares dependiendo de su tamaño, lo cual parece indicar que sólo aquellas áreas estrictamente protegidas de más de 100 km², son aptas para el jaguar. Si el manejo de estas áreas es adecuado (principalmente en cuanto al control de actividades ilegales), este resultado pudiera indicar la necesidad del jaguar de áreas grandes o podría estar reflejando un efecto de la presión humana, la cual suele ser mayor en áreas protegidas pequeñas (Laurance 2005). Por otra parte, la presencia de jaguares fue similar dentro de áreas protegidas no estrictas de diferentes tamaños indicando que el efecto de factores como tipo e intensidad de uso de los recursos, densidad de las poblaciones humanas, presencia de conflictos hombre-depredador, quizás sean más importantes para la presencia del jaguar que el tamaño de área propiamente dicho.

Aparte del tamaño y el grado de aislamiento, existen otros factores que pudieran afectar la efectividad de las áreas protegidas para la conservación de jaguares. La mayoría están relacionados con las características propias de las áreas protegidas, seguidos por factores sociales y culturales y características ecológicas de la región y del jaguar propiamente. Entre las características del área protegida que afectan su efectividad se encuentran: 1) La antigüedad: las áreas protegidas recientes pueden mantener relaciones conflictivas con las comunidades de dentro o alrededor, por las normativas y programas de manejo que pudieran interferir con los intereses particulares; 2) El manejo del área:

las diferentes políticas y el grado de manejo pueden producir variaciones en la efectividad de las áreas y; 3) El seguimiento de la fauna y sus amenazas: evaluación interna del estado de conservación de los recursos naturales como una estrategia para mejorar o adecuar las políticas de manejo. Muchos de los trabajos analizados señalaron que la mayoría de las áreas protegidas no estaban siendo manejadas de la manera más adecuada, ya que presentaron problemas de cacería y pérdida de hábitat por presión de las actividades humanas (Crawshaw 2002, Leite & Galvão 2002, Novack *et al.* 2005, Cruz *et al.* 2007). Entre los factores regionales y sociales que pudieran afectar la efectividad de las áreas protegidas están: las políticas conservacionistas de los países que se encuentran dentro del área de distribución del jaguar, el apoyo institucional y económico para el desarrollo de programas de conservación o el manejo de las áreas a nivel regional, las características de las poblaciones humanas (densidad, nivel cultural y económico) y los diferentes usos de la tierra. Los factores políticos, sociales y económicos pueden afectar la efectividad de las áreas protegidas, ya que determinan las necesidades de las poblaciones humanas que se encuentran dentro y/o en los alrededores de éstas, y definen el grado de apoyo que estas áreas tiene para el establecimiento y mantenimiento de los diferentes programas de manejo que limitarán y controlarán las actividades a desarrollarse dentro del área.

Referencias bibliográficas

Ceballos, G., C. Chávez, R. List & H. Zarza (eds.) (2007). Conservación y manejo del jaguar en México: estudio de caso y

- perspectivas. Conabio, Alianza WWF/Telcel, Universidad Nacional Autónoma de México, México DF, México.
- Ceballos, G., C. Chávez, C. Rivera & C. Manterola (2002). Tamaño poblacional y conservación del jaguar en la Reserva de la Biosfera de Calakmul, Campeche, México. pp. 403-418. En: R. Medellín, C. Equihua, C. Chetkiewicz, P. Crawshaw, A. Rabinowitz, K.F. Redford, J. Robinson, E. Sanderson & A. Taber (eds.). *El jaguar en el nuevo milenio: una evaluación de su estado, detección de prioridades y recomendaciones para la conservación de los jaguares en América*. Fondo de Cultura Económica, Universidad Nacional Autónoma de México, Wildlife Conservation Society, México DF, México.
- Chávez, C. & G. Ceballos (2006). *Memorias del Primer Simposio El Jaguar Mexicano en el Siglo XXI: situación actual y manejo*. Conabio, Alianza WWF/Telcel, Universidad Nacional Autónoma de México, México DF, México.
- Chiarello, A.G. (1999). Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Biological Conservation* 89: 71-82.
- Crawshaw, P.G. (2002). Mortalidad inducida por humanos y conservación de jaguares: el Pantanal y el Parque Nacional Iguazú en Brasil. pp. 451-464. En: R. Medellín, C. Equihua, C. Chetkiewicz, P. Crawshaw, A. Rabinowitz, K.F. Redford, J. Robinson, E. Sanderson & A. Taber (eds.). *El jaguar en el nuevo milenio: una evaluación de su estado, detección de prioridades y recomendaciones para la conservación de los jaguares en América*. Fondo de Cultura Económica, Universidad Nacional Autónoma de México, Wildlife Conservation Society, México DF, México.
- Cruz, E., G. Palacios & M. Güiris (2007). Situación actual del jaguar en Chiapas. pp. 81-90. G. Ceballos, C. Chávez, R. List & H. Zarza (eds.). *Conservación y manejo del jaguar en México: estudio de caso y perspectivas*. Conabio, Alianza WWF/Telcel, Universidad Nacional Autónoma de México, México DF, México.
- de Oliveira, T.G. (2002). Evaluación del estado de conservación del jaguar en el este de la Amazonia y noreste de Brasil. pp. 419-439. En: R. Medellín, C. Equihua, C. Chetkiewicz, P. Crawshaw, A. Rabinowitz, K.F. Redford, J. Robinson, E. Sanderson & A. Taber (eds.). *El jaguar en el nuevo milenio: una evaluación de su estado, detección de prioridades y recomendaciones para la conservación de los jaguares en América*. Fondo de Cultura Económica, Universidad Nacional Autónoma de México, Wildlife Conservation Society, México DF, México.
- Fitzhugh, E.L., U.G. Rios, P.M. Gros, W.E. Van Pelt, R. Valdez & R.J. Wiese (1999). An extensive bibliography of the jaguar. Reporte sin publicar. University of California, Davies, USA.
- FUDECI (ed.) (1992). *Felinos de Venezuela: biología, ecología y conservación*. Memorias del Simposio Felinos de Venezuela. Fundación para el Desarrollo de las Ciencias Físicas, Matemáticas y Naturales. Caracas, Venezuela.
- Hoogsteijn, R., E. Boede & E. Mondolfi (2002). Observaciones de la depredación de bovinos por jaguares en Venezuela y los programas gubernamentales de control. pp. 183-197. En: R. Medellín, C. Equihua, C. Chetkiewicz, P. Crawshaw, A. Rabinowitz, K.F. Redford, J. Robinson, E. Sanderson & A. Taber (eds.). *El jaguar en el nuevo milenio: una evaluación de su estado, detección de prioridades y recomendaciones para la conservación de los jaguares en América*. Fondo de Cultura Económica, Universidad Nacional Autónoma de México, Wildlife Conservation Society, México DF, México.

- Hoogesteijn, R., A. Hoogesteijn & E. Mondolfi (1992). El dilema depredación vs. conservación del jaguar y análisis de la mortalidad de bovinos causada por felinos en tres hatos del llano venezolano. pp. 129-160. En: FUDECI (ed.). Felinos de Venezuela: biología, ecología y conservación. Fundación para el desarrollo de las ciencias físicas, matemáticas y naturales, Caracas, Venezuela.
- Jackson, P. (1992). The status and conservation of wild cats. pp. 13-36. En: FUDECI (ed.). Felinos de Venezuela: biología, ecología y conservación. Fundación para el desarrollo de las ciencias físicas, matemáticas y naturales, Caracas, Venezuela.
- Laurance, W.F. (2005). When bigger is better: the need for Amazonian mega-reserves. *Trends in Ecology and Evolution* 20: 645-648.
- Leite, M.R.P. & F. Galvão (2002). El jaguar, el puma y el hombre en tres áreas protegidas del bosque atlántico costero de Paraná, Brasil. pp. 237-250. En: R. Medellín, C. Equihua, C. Chetkiewicz, P. Crawshaw, A. Rabinowitz, K.F. Redford, J. Robinson, E. Sanderson & A. Taber (eds.). El jaguar en el nuevo milenio: una evaluación de su estado, detección de prioridades y recomendaciones para la conservación de los jaguares en América. Fondo de Cultura Económica, Universidad Nacional Autónoma de México, Wildlife Conservation Society, México DF, México.
- McCarthy, T., A. Dorfman, C. Booth Thomas & S. Robinson (2004). Nowhere to roam. *Time* 164: 44-53.
- Medellín, R., C. Equihua, C. Chetkiewicz, P. Crawshaw, A. Rabinowitz, K.F. Redford, J. Robinson, E. Sanderson & A. Taber (eds.) (2002). El jaguar en el nuevo milenio: una evaluación de su estado, detección de prioridades y recomendaciones para la conservación de los jaguares en América. Fondo de Cultura Económica, Universidad Nacional Autónoma de México, Wildlife Conservation Society, México DF, México.
- Medina Padilla, G., J. Méndez Arocha & E. Siso Tabares (1992). Alternativas para la preservación y el manejo del jaguar en Venezuela. pp. 291-299. En: FUDECI (ed.). Felinos de Venezuela: biología, ecología y conservación. Fundación para el desarrollo de las ciencias físicas, matemáticas y naturales, Caracas, Venezuela.
- Mondolfi, E. & R. Hoogesteijn (1986). Notes on the biology and status of the jaguar in Venezuela. pp. 85-125. En: S. D. Miller & D. D. Everett (eds.). *Cats of the world: biology, conservation, and management*. National Wildlife Federation, Washington, DC, USA.
- Mondolfi, E. & R. Hoogesteijn (1992). Investigaciones para el manejo de poblaciones del jaguar. pp. 75-82. En: FUDECI (ed.). Felinos de Venezuela: biología, ecología y conservación. Fundación para el desarrollo de las ciencias físicas, matemáticas y naturales, Caracas, Venezuela.
- Novack, A.J., M.B. Main, M.E. Sunquist & R.F. Labisky (2005). Foraging ecology of jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) in hunted and non-hunted sites within the Maya Biosphere Reserve, Guatemala. *Journal of Zoology* 267: 167-178.
- Nowell, K. & P. Jackson (eds.) (1996). *Wild Cats. Status survey and conservation action plan*. IUCN SSC Cat Specialist Group, Gland, Suiza.
- Núñez, R., B. Miller & F. Lindzey (2002). Ecología del jaguar en la reserva de la biósfera Chamela-Cuixmala, Jalisco, México. pp. 107-126. En: R. Medellín, C. Equihua, C. Chetkiewicz, P. Crawshaw, A. Rabinowitz, K.F. Redford, J. Robinson, E. Sanderson & A. Taber (eds.). El jaguar en el nuevo milenio: una evaluación de su estado,

- detección de prioridades y recomendaciones para la conservación de los jaguares en América. Fondo de Cultura Económica, Universidad Nacional Autónoma de México, Wildlife Conservation Society, México DF, México.
- Pullin, A. & T. Knight (2001). Effectiveness in conservation practice: pointers from medicine and public health. *Conservation Biology* 15: 50-54.
- Rabinowitz, A.R. (1992). The conservation of the jaguar: a case study in Belize. pp. 107-115. En: FUDECI (ed.). *Felinos de Venezuela: biología, ecología y conservación*. Fundación para el desarrollo de las ciencias físicas, matemáticas y naturales, Caracas, Venezuela.
- Rabinowitz, A.R. & B.G. Nottingham B. (1986). Ecology and behaviour of the jaguar (*Panthera onca*) in Belize, Central America. *Journal of Zoology* 210: 149-159.
- Sáenz, J.C. & E. Carrillo (2002). Jaguares depredadores de ganado en Costa Rica: ¿Un problema sin solución? pp. 127-138. En: R. Medellín, C. Equihua, C. Chetkiewicz, P. Crawshaw, A. Rabinowitz, K.F. Redford, J. Robinson, E. Sanderson & A. Taber (eds.). *El jaguar en el nuevo milenio: una evaluación de su estado, detección de prioridades y recomendaciones para la conservación de los jaguares en América*. Fondo de Cultura Económica, Universidad Nacional Autónoma de México, Wildlife Conservation Society, México DF, México.
- Salom-Pérez, R., E. Carrillo, J.C. Sáenz & J.M. Mora (2007). Critical condition of the jaguar *Panthera onca* population in Corcovado National Park, Costa Rica. *Oryx* 41: 51-56.
- Sanchez Alonso, M.C. (ed.) (2005). Analysis of fragmentation effect on deer population density in relation to quality habitat for large carnivores in the biosphere reserve of Calakmul, southeast Mexico. Universidad Nacional Autónoma de México, México DF, México.
- Seymour, K.L. (1989). *Panthera onca*. *Mammalian Species* 340: 1-9.
- Silveira, L. (2004). *Ecologia comparada e conservação da Onça-Pintada (Panthera onca) e Onça-Parda (Puma concolor)*, no Cerrado e Pantanal. Tesis Doctoral. Universidade de Brasília, Brasília DF, Brasil.
- Silveira, L. & A.T.A. Jácomo (2002). Conservación del jaguar en el centro del cerrado de Brasil. pp. 437-450. En: R. Medellín, C. Equihua, C. Chetkiewicz, P. Crawshaw, A. Rabinowitz, K.F. Redford, J. Robinson, E. Sanderson & A. Taber (eds.). *El jaguar en el nuevo milenio: una evaluación de su estado, detección de prioridades y recomendaciones para la conservación de los jaguares en América*. Fondo de Cultura Económica, Universidad Nacional Autónoma de México, Wildlife Conservation Society, México DF, México.
- Swank, W.G. & J.G. Teer (1989). Status of the jaguar 1987. *Oryx* 23: 14-21.
- Vaughan, C. & S. Temple (2002). Conservación del jaguar en Centroamérica. pp. 355-366. En: R. Medellín, C. Equihua, C. Chetkiewicz, P. Crawshaw, A. Rabinowitz, K.F. Redford, J. Robinson, E. Sanderson & A. Taber (eds.). *El jaguar en el nuevo milenio: una evaluación de su estado, detección de prioridades y recomendaciones para la conservación de los jaguares en América*. Fondo de Cultura Económica, Universidad Nacional Autónoma de México, Wildlife Conservation Society, México DF, México.

Emiliana Isasi-Catalá

¿La reubicación de los yaguares-problema es una estrategia efectiva para la solución de los conflictos hombre-depredador?

Resumen

La depredación de animales domésticos por el jaguar (*Panthera onca*) está relacionada con la disminución en la disponibilidad de presas naturales por la pérdida de hábitat y la cacería. A pesar del bajo impacto de la depredación del jaguar sobre las poblaciones de animales domésticos, la persecución y cacería por conflicto es una de las principales amenazas para su sobrevivencia. Una estrategia propuesta es la reubicación de animales problema. En esta revisión se evaluaron los resultados obtenidos en programas de reubicación de jaguares a lo largo de su área de distribución, para determinar si esta estrategia de manejo resulta efectiva para disminuir la cacería por conflicto y así mejorar el estado de conservación de sus poblaciones. Se encontraron pocas evidencias para evaluar la efectividad de programas de reubicación de jaguares-problema, pues las deficiencias de diseño de los programas, impiden disponer de información confiable. Con base en los resultados de tres programas de reubicación y en opiniones de expertos, se considera que las reubicaciones han sido poco efectivas, aunque los especialistas indican que llevadas a cabo con control y continuidad, podrían ser una herramienta potencial para la conservación del jaguar. Los datos mostraron baja sobrevivencia de los jaguares reubicados; sin embargo, las fallas de diseño y evaluación dificultan el hallazgo de evidencia concluyente sobre la efectividad de la estrategia. Las características de los individuos reubicados, el área de liberación, la situación social y económica de las poblaciones humanas, son otros factores que han afectado los resultados de los programas.

Laboratorio de Manejo y
Conservación de Fauna Silvestre,
Departamento de Biología de
Organismos, Universidad Simón
Bolívar, Sartenejas, Venezuela.
Correo electrónico:
zmiliana@gmail.com

Introducción

El jaguar (*Panthera onca*) es el depredador terrestre de mayor tamaño en el Neotrópico y es el único representante del género *Panthera* en América (Seymour 1989). Está asociado con zonas que poseen una considerable cobertura vegetal, disponibilidad de

agua y abundancia de presas, aunque tolera un amplio rango de condiciones ambientales (Mondolfi & Hoogesteijn 1986, Rabinowitz & Nottingham 1986, Seymour 1989, Crawshaw & Quigley 1991, Jackson 1992, Rabinowitz 1992, Nowell & Jackson 1996).

Al igual que la mayoría de los felinos, el estado de conservación de las poblaciones de yaguar se define principalmente por las condiciones del hábitat y el grado de interacción con el hombre (cacería, comercio, competencia por las presas) [Jackson 1992, Mondolfi & Hoogesteijn 1992, Swank & Teer 1992, Nowell & Jackson 1996]. Hasta la década de los 70, una de las principales amenazas del yaguar fue la cacería comercial por su piel, por lo que fue incluido en 1973 en el Apéndice I de la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestre CITES (Seymour 1989, Swank & Teer 1989). Actualmente, el yaguar se encuentra catalogado como Casi Amenazado (UICN) debido principalmente a la pérdida y destrucción de hábitat, a la cacería indiscriminada de sus presas naturales y a los conflictos que surgen entre estos animales y los humanos debido a la depredación de animales domésticos (Swank & Teer 1989, Hoogesteijn *et al.* 1992, Nowell & Jackson 1996, IUCN 2009).

La mayoría de los casos de depredación de carnívoros silvestres sobre animales domésticos refleja algún tipo de desequilibrio en el ecosistema local (Hoogesteijn 2003). A pesar de que los animales domésticos, especialmente los bovinos, son presas potenciales para el yaguar, en la mayoría de los casos su consumo por parte de este felino está relacionado con la disminución en la disponibilidad de presas naturales

por efecto de la pérdida de hábitat y la eliminación directa de estas presas por cacería (Hoogesteijn *et al.* 1992, Rabinowitz 1992, Hoogesteijn *et al.* 2002, Sáenz & Carrillo 2002). Así mismo, el aislamiento de las poblaciones de yagua en parches de hábitat relativamente adecuados rodeados por una matriz compuesta, en la mayoría de los casos, por áreas de desarrollo de actividades humanas, aumenta la probabilidad de que exista interferencia entre las actividades del hombre y del depredador. A pesar de que el impacto de la depredación del yaguar sobre las actividades de producción como la ganadería no es muy importante, principalmente cuando se le compara con las pérdidas ocurridas por otras causas, la persecución y la cacería del yaguar por conflicto en Latinoamérica ha sido una de las principales amenazas para su conservación (Mondolfi & Hoogesteijn 1992, Quigley & Crawshaw 1992).

Ante el conflicto hombre-depredador se han planteado diferentes estrategias de conservación dirigidas tanto al manejo directo del depredador, como al manejo de los animales domésticos para reducir la interacción (Swank & Teer 1988, 1992; Taber *et al.* 2002). Sin embargo, las estrategias de manejo de los animales domésticos no han logrado una buena aceptación por parte de los productores pues implican un costo en esfuerzo, tiempo y dinero, mantienen la coexistencia del depredador y los animales domésticos y no garantizan que no ocurra la depredación eventual sobre algún animal. Debido a esto, la estrategia más ampliamente utilizada para el control de la cacería indiscriminada del yaguar por conflicto ha sido la cacería selectiva de los animales-problema y su reubicación en áreas de baja actividad humana. La reubicaciones de los

animales-problema suelen realizarse en áreas protegidas tanto públicas como privadas, por lo que se garantiza la disponibilidad de hábitat y presas naturales para el depredador. Esta reubicación es una estrategia de manejo ampliamente sugerida para jaguares y otros grandes carnívoros. Sin embargo, se han reportado serias limitaciones en su implementación, lo que podría estar disminuyendo el grado de efectividad de la misma. Entre las limitaciones se han planteado la dificultad de identificación de los animales que depredan animales domésticos, los costos de captura y traslado, la selección de las áreas de reubicación, la falta de seguimiento y continuidad de los programas y la falta de apoyo institucional (Hoogesteijn *et al.* 1992, Swank & Teer 1992). Además, existen reportes de que la cacería del depredador se mantiene en áreas donde existe un programa de reubicación de depredadores-problema, por falta de credibilidad en el programa y por valores culturales locales que promueven la práctica de la cacería del jaguar (Hoogesteijn *et al.* 2002).

La reubicación de animales-problema es una técnica potencialmente efectiva para la conservación del jaguar. Por ello, en este trabajo se evaluaron, siguiendo la metodología de Conservación Basada en Evidencia, los resultados obtenidos en diferentes programas de reubicación de jaguares a lo largo de su área de distribución, para determinar si esta estrategia de manejo realmente favorece la conservación de las poblaciones de jaguar al disminuir la cacería por conflicto (Sutherland *et al.* 2004).

Métodos

La pregunta principal de la revisión fue estructurada en base a los siguientes componentes: 1) Sujeto: el jaguar

(*Panthera onca*) a lo largo de toda su distribución geográfica; 2) Intervención: programas de captura y reubicación de jaguares que generan conflictos con el hombre por depredar animales domésticos cuya finalidad sea la conservación del jaguar; 3) Indicadores: evidencias directas (disminución en el número de reportes de animales domésticos cazados por jaguares y/o de jaguares cazados por conflicto, sobrevivencia de los jaguares reubicados) e indirectas (mejora en la percepción del hombre sobre el jaguar) del resultado de los programas de reubicación de jaguares-problema; 4) Comparadores: evidencia antes y después del inicio del programa de reubicación; y 5) Diseño: estudios cuantitativos o cualitativos. Además, se plantearon preguntas secundarias relacionadas con los factores que pueden afectar la efectividad de los programas de reubicación de jaguares-problema y el alcance que han tenido estos programas. Para ubicar los estudios de interés se realizaron búsquedas en las bases de datos: IUCN/SSC *Cat Specialist Group-Digital Cat Library*, *Science Direct*, *Scirus* y *Scientific Electronic Library Online (SciELO)*, así como en el motor de búsqueda *Google Scholar*. Para las primeras cuatro bases de datos y para *Google Scholar* las búsquedas fueron realizadas en inglés, mientras que para la base de datos *SciELO* las búsquedas se realizaron en inglés, español, portugués y francés. El nombre científico de la especie (*Panthera onca*) se utilizó en todas las búsquedas y además se utilizaron los nombres comunes más representativos de la especie en cada idioma: *jaguar* (inglés); jaguar, jaguar y tigre (español); *onça* (portugués) y *tig marqué* (francés). Las palabras clave utilizadas en las búsquedas, combinadas

con el nombre de la especie, fueron: conflicto, depredación de animales domésticos, depredación de ganado, ganadería, actividades humanas, reubicación, traslado, translocación, manejo, animales-problema y cacería. Para el análisis se tomaron los primeros 100 trabajos, en formato *Doc* o *Pdf*, extraídos de cada búsqueda. Además de las búsquedas, se revisaron las bases de datos bibliográficas del Dr. Guillermo Barreto y de la autora, la lista bibliográfica “*An extensive bibliography of the jaguar*”, el material bibliográfico de las bibliotecas de FUDENA y Fundación La Salle, y los trabajos publicados en libros especializadas sobre el yaguar (FUDECI 1992, Fitzhugh *et al.* 1999, Medellín *et al.* 2002, Chávez & Ceballos 2006, Ceballos *et al.* 2007).

Se consideraron tanto artículos científicos, como informes de manejo, reportes de casos y tesis que contenían información importante sobre el sujeto, la intervención y/o los indicadores antes definidos. Los estudios debían contener datos cuantitativos de las variables propuestas, aunque estudios con descripciones y datos cualitativos fueron analizados para verificar la calidad de información que contienen. La selección de los trabajos se realizó en tres etapas con la finalidad de filtrar los estudios más relevantes. Las tres etapas fueron definidas por la evaluación de los estudios a partir de: 1) título y palabras clave, 2) resumen y 3) artículo completo. En cada fase de la selección, un segundo revisor evaluó una muestra de 25% de los trabajos para verificar si los criterios antes mencionados estaban claramente definidos y si fueron correctamente utilizados para incluir o excluir los estudios. Los resultados fueron comparados a través de un análisis *Kappa*, en el que se consideró

que los criterios fueron adecuados y replicables con un valor de 0,6 o mayor. La calidad de los estudios se determinó a partir del análisis del texto completo de los trabajos seleccionados, en base al diseño del estudio y al sesgo experimental. La puntuación máxima de este análisis fue 11 y la mínima 0, considerándose adecuados todos aquellos trabajos con una puntuación ≥ 5 (www.environmentalevidence.org/SR55.html). Los estudios adecuados para el análisis cuantitativo fueron luego catalogados según la clasificación descrita por Pullin y Knight (2001). Para cada estudio analizado se crearon tablas resumen, de las que se extrajeron datos como las características y calidad del estudio, las fuentes de heterogeneidad y los resultados más importantes. En estas tablas resumen se incluyó una síntesis narrativa describiendo cada estudio. Los datos cuantitativos reportados en los trabajos analizados también fueron sintetizados en una tabla, y fueron posteriormente analizados con estadística descriptiva.

Resultados

La búsqueda realizada a partir de las bases de datos electrónicas y el motor de búsqueda arrojó un total de 13.121 archivos disponibles (12.983 en inglés, 61 en español, 58 en portugués y 19 en francés). Una revisión de esta lista inicial permitió reducir el número a 237 trabajos sobre el yaguar y la reubicación de animales-problema, los cuales al sumarse a los estudios obtenidos de las revisiones bibliográficas, constituyeron un total de 1.182 registros relacionados con el sujeto y la intervención. De estos 1.182 trabajos, sólo 110 fueron seleccionados por su título y palabras clave (Filtro 1). Esta selección fue verificada por un segundo revisor, y se obtuvo una

selección muy similar (106 trabajos; $Kappa = 0,980$; $p < 0$; $N = 1182$), lo cual indica que los criterios estuvieron bien definidos y adecuadamente analizados. Los 110 trabajos fueron evaluados por su resumen (Filtro 2), seleccionándose 28 para el análisis del texto completo (Revisor 1 = 28 y Revisor 2 = 22; $Kappa = 0,845$; $p < 0$; $N = 110$). Finalmente, se contó con el texto completo de 16 de los 28 trabajos, los cuales fueron revisados (Filtro 3) y seleccionados 10 por ambos investigadores ($Kappa = 1$; $p = 0,05$; $N = 16$).

La mayoría de los trabajos seleccionados (7) fueron síntesis narrativas donde se analizaban la situación del yaguar y diferentes estrategias de conservación, mientras que sólo 3 de los trabajos seleccionados fueron experimentales. Según los criterios de Pullin y Knight (2001), la mitad de los trabajos (5) representan la categoría III (opiniones de autoridades respetadas basadas en evidencias cualitativas de campo), tres estudios fueron clasificados como categoría IV (evidencia inadecuada debido a problemas en los métodos o conflictos de evidencias inexplicables) y sólo dos trabajos fueron considerados como tipo II-3 (resultados contundentes de experimentos no-controlados). Al evaluar la calidad de los trabajos experimentales, sólo uno de los trabajos obtuvo una puntuación ≥ 5 (6,25) [Rabinowitz 1986]. A pesar de la puntuación, los trabajos incluidos en la revisión no permitieron realizar un análisis cuantitativo complejo, ya que los datos obtenidos generalmente fueron productos indirectos del diseño experimental planteado.

Los trabajos incluidos en la revisión reportaron resultados importantes en cuanto a las causas de la depredación de ganado por parte del yaguar, el impacto de la depredación sobre la actividad

productiva, las medidas propuestas para solucionar este conflicto y opiniones sobre la efectividad de la reubicación de animales-problema como estrategia de conservación y de solución al conflicto depredador-humano (Mondolfi & Hoogesteijn 1986, Rabinowitz 1986, Rabinowitz & Nottingham 1986, Mondolfi & Hoogesteijn 1992, Hoogesteijn *et al.* 1992, Medina Padilla *et al.* 1992, Quigley & Crawshaw 1992, Hoogesteijn *et al.* 2002, Sáenz & Carrillo 2002, Hoogesteijn 2003). Los factores de heterogeneidad entre los trabajos refieren diferencias en cuanto a los países donde se realizaron los estudios (Venezuela, Brasil, Belice y Costa Rica), tipo de hábitat, y al hecho de que en todos los casos el yaguar no era el único depredador conflictivo, pues el puma (*Puma concolor*) se encontraba también presente en las áreas de estudio.

En cuanto a las características de los programas de reubicación de yaguares-problema, la mayoría de los trabajos (60%) indican que la efectividad de estos programas es muy baja, mientras que el resto (40%) señalan que extraer al yaguar-problema del área de conflicto es una solución potencial a la situación, con tal de que se pueda identificar correctamente a los yaguares causantes de la depredación y siempre y cuando el programa se lleve a cabo bajo un fuerte control que asegure su efectividad y por ende, la conservación del yaguar.

Se obtuvo evidencias de la ejecución de tres programas de reubicación de yaguares: dos en Venezuela, de los cuales uno llevado a cabo por un ente gubernamental y otro realizado por los autores del trabajo; y uno en Belice, iniciativa gubernamental que se desarrolla con la asesoría de un experto (Rabinowitz 1986, Hoogesteijn *et al.* 2002). Estos programas han realizado la reubicación de 18 yaguares (16 individuos en Venezuela

y 2 individuos en Belice). En 66,7% de los casos no se especificó si el yaguar reubicado era depredador de animales domésticos, aunque en 27,8% de los casos sí lo eran; sólo para uno de los individuos reubicados se señala el desconocimiento del comportamiento del yaguar ante los animales domésticos. Aunque en 61% de los estudios no se especificaba la edad de los animales, 28% de los individuos reubicados fueron adultos, y los cachorros y subadultos representaron 5% y 6%, respectivamente. En cuanto al sexo, la mayoría de los yaguares reubicados fueron hembras (56%), mientras que los machos representaron 39% de los casos.

Del total de animales reportados, 2 murieron durante el proceso de captura y el resto fueron llevados a zoológicos (25%) o liberados tanto en áreas protegidas (31%) como en tierras privadas (13%), aunque en muchos casos no se especificó el área de liberación (31%). De los 12 animales reubicados, sólo la mitad fue liberada con radiotransmisores para realizar su seguimiento. Estos seguimientos se llevaron a cabo durante períodos de tiempo muy cortos, desde un mínimo de 3 semanas hasta un máximo de 8 meses. Sin considerar los animales que fueron trasladados a zoológicos, la sobrevivencia en programas de reubicación resultó bastante baja (28%), incluso en los cortos períodos de tiempo en los que se realizó el seguimiento. Del total de yaguares reubicados, dos murieron por cazadores furtivos, encontrándose evidencias de que al menos uno de estos animales luego de ser reubicado volvió a depredar ganado en su nueva localidad y otro individuo al cabo de 5 semanas de reubicado abandonó el área, por lo que no se pudo evaluar su sobrevivencia. Los animales reubicados con mayor sobrevivencia fueron aquellos liberados dentro de áreas

protegidas de gran extensión (Parque Nacional Aguaro-Guariquito, Venezuela) o situadas en regiones bastante aisladas de las actividades humanas (Reserva Forestal Río Caura, Venezuela). Los casos de yaguares cazados en su nueva localidad se produjeron en áreas donde las actividades humanas se encontraban muy próximas al sitio de liberación (hato El Frío, en Venezuela y cuenca de Cockscomb, en Belice). En el caso de la hembra reubicada y cazada en la cuenca de Cockscomb, Rabinowitz (1986) se indica que ésta fue liberada en un área donde no había yaguares ocupando el territorio. La hembra permaneció en el área durante 3 semanas, durante las cuales presentó un patrón de actividad predominantemente nocturno, pero luego de ese tiempo el animal se trasladó a un área cercana a potreros, donde no sólo comenzó a depredar ganado sino que varió su patrón de actividad, presentando más actividad durante el día.

Discusión

Durante la revisión no se encontró ninguna evidencia concluyente sobre la efectividad de la reubicación de animales-problema como una de las medidas para disminuir la cacería del yaguar y de promover su conservación. Los estudios revisados no estaban enfocados a evaluar este tipo de estrategia de conservación, aunque aportaron evidencias indirectas de su efectividad fundamentadas en argumentos sólidos o datos de experiencias de campo. Las opiniones de la mayoría de los expertos sugieren que esta medida no es muy efectiva para la conservación del yaguar, ya que en los diferentes programas de reubicación de yaguares no se ha realizado el seguimiento adecuado (Hoogesteijn *et al.* 1992, 2002; Hoogesteijn 2003). La crítica general sobre estos programas es la ausencia de datos sobre la sobrevivencia de

los yaguares reubicados y de evaluaciones sobre el efecto de la remoción del depredador del área de conflicto. Sin embargo, la mayoría de los expertos considera que sacar al jaguar causante del conflicto es una solución para prevenir la depredación de ganado y evitar la cacería del jaguar, aunque su éxito depende no sólo del animal y el área de reubicación, sino de la continuidad y solidez del programa (Mondolfi & Hoogesteijn 1986, 1992; Medina Padilla *et al.* 1992, Quigley & Crawshaw 1992, Hoogesteijn *et al.* 2002). En algunos de los trabajos analizados se señala que aunque no existen suficientes evidencias sobre la efectividad de estos programas es necesario seguir haciendo ensayos (Quigley & Crawshaw 1992, Sáenz & Carrillo 2002).

Los tres casos de reubicación de yaguares analizados en esta revisión presentaron fallas en su diseño e implementación: un bajo porcentaje de los animales estaban clasificados como depredadores de ganado, un alto porcentaje de los animales capturados murieron o fueron llevados a zoológicos, sólo 6 individuos fueron seguidos en su nueva localidad, pero el tiempo de seguimiento no fue suficiente para determinar su establecimiento y comportamiento. Por otra parte, el único indicador de la efectividad de los programas fue la sobrevivencia de los animales reubicados, y los datos presentados indican que el porcentaje de animales que sobrevivieron (28% hasta el seguimiento) es muy similar al porcentaje de individuos que murieron (29%), por lo que la efectividad de la medida de conservación no parece muy alta para este indicador reportado. Tres de los animales reubicados que fueron cazados estaban depredando activamente ganado o fueron considerados potencialmente conflictivos. Este resultado parece indicar que los yaguares que son reubicados por depredar animales domésticos podrían

hacerlo nuevamente si se reubican en áreas donde estén en contacto con actividades ganaderas. Además, la reubicación de un jaguar-problema a otra zona donde continúe con su comportamiento conflictivo tendría repercusiones negativas en la cooperación de los ganaderos para su conservación (Hoogesteijn *et al.* 1992, Medina Padilla *et al.* 1992). Por esto, se ha sugerido que la reubicación de yaguares-problema debe estar vinculada con programas de educación ambiental que aumenten la tolerancia del hombre ante este depredador, y de otras medidas directas como la creación de áreas protegidas donde el jaguar pueda ser reubicado y protegido sin ocasionar conflictos por depredación.

Mediante la revisión se identificaron varios factores que podrían afectar la efectividad de un programa de reubicación de yaguares-problema, relacionados con la capacidad de los yaguares de establecerse en nuevas localidades o las percepciones de los actores involucrados en el conflicto depredador-humano. Estos factores son: 1) las características que en cada individuo podrían incidir en su probabilidad de sobrevivencia en una nueva área, tales como edad, sexo, estado de salud y comportamiento; 2) las características de las áreas de liberación, tales como su nivel de aislamiento y protección, si constituye el único refugio para la especie en la región y si está próxima a sitios de actividad humana donde su presencia pueda ser una amenaza; 3) el diseño del programa de reubicación; 4) la percepción humana ante el depredador y 5) las características de los diferentes actores involucrados en el conflicto. Para el caso de las poblaciones humanas involucradas tanto en el conflicto original de depredación como en las áreas de liberación, algunos factores socio-económicos, tales como el nivel educativo de la población, la actividad económica que desempeñan las comunidades y su situación

económica, el uso de la tierra, la densidad y distribución poblacional, así como la participación de las comunidades en otras actividades de manejo y conservación, pudieran afectar el grado de efectividad y aceptación de un programa de reubicación de yaguares.

Una de las principales limitaciones de esta revisión fue la insuficiencia de literatura específica para la pregunta planteada. A pesar de las grandes amenazas que existen hoy en día para el jaguar a lo largo de toda su distribución, resultó interesante observar que la mayoría de la literatura recabada estaba enfocada en el levantamiento de información básica sobre la biología y ecología de este depredador. En gran parte de los trabajos se mencionaba la importancia de implementar programas de conservación y las medidas prioritarias para la conservación del jaguar, siendo la reubicación de animales-problema una de ellas, junto con la creación de áreas protegidas y la educación ambiental. Sin embargo, en el caso de reubicación de animales-problema, no se encontraron trabajos en los que se analizara el proceso de planificación y ejecución de este tipo de programas, y mucho menos donde se evaluara la eficiencia de estos en la conservación del jaguar. La presente revisión está basada mayormente en trabajos narrativos, por lo cual no fue posible evaluar la confiabilidad de los datos reportados. Aunque en algunos casos las opiniones de los expertos están acompañadas de datos, la mayoría no se hallan fundamentadas en argumentos sólidos, sino en especulaciones basadas en experiencias previas de los investigadores. Es necesario realizar un mayor esfuerzo en la búsqueda de literatura gris para tratar de recabar datos de mayor calidad que permitan evaluar la efectividad de la reubicación de animales-problema para la conservación del jaguar, ya que el

método en el que se basó la revisión resultó muy riguroso para el tipo de bibliografía disponible sobre el sujeto y la intervención.

Los resultados de esta revisión indican la necesidad de desarrollar más investigaciones bien diseñadas que aporten datos básicos sobre la especie, los cuales son claves para la toma correcta de decisiones y la implementación de programas efectivos de conservación. Los programas de reubicación de yaguares-problema deben contar con un extenso conocimiento de la biología y ecología de la especie en las diferentes regiones de su distribución, conocimientos básicos que hasta el momento no son suficientes para el caso del jaguar. Una de las áreas prioritarias que debe desarrollarse para poder implementar un adecuado programa de reubicación de yaguares, es el estudio de la variabilidad genética de sus poblaciones y el análisis de las posibles subespecies que se encuentren a lo largo de su distribución.

Referencias bibliográficas

- Ceballos, G., C. Chávez, R. List & H. Zarza (eds.) (2007). *Conservación y manejo del jaguar en México: estudio de caso y perspectivas*. Conabio, Alianza WWF/Telcel, Universidad Nacional Autónoma de México, México DF, México.
- Chávez, C. & G. Ceballos (2006). *Memorias del Primer Simposio El Jaguar Mexicano en el Siglo XXI: situación actual y manejo*. Conabio, Alianza WWF/Telcel, Universidad Nacional Autónoma de México, México DF, México.
- Crawshaw, P.G. & H.B. Quigley (1991). Jaguar spacing, activity and habitat use in a seasonally flooded environment in Brazil. *Journal of Zoology* 223: 357-370.
- Fitzhugh, E.L., U.G. Rios, P.M. Gros, W.E. Van Pelt, R. Valdez & R.J. Wiese (1999). An extensive bibliography of the

- jaguar. Reporte sin publicar. University of California, Davies, USA.
- FUDECI (ed.) (1992). Felinos de Venezuela: biología, ecología y conservación. Memorias del Simposio Felinos de Venezuela. Fundación para el desarrollo de las ciencias físicas, matemáticas y naturales, Caracas, Venezuela.
- Hoogesteijn, R. (2003). Manual sobre problemas de depredación causados por jaguares y pumas en hatos ganaderos. Programa de Conservación del Jaguar, Wildlife Conservation Society, New York, USA.
- Hoogesteijn, R., E. Boede & E. Mondolfi (2002). Observaciones de la depredación de bovinos por jaguares en Venezuela y los programas gubernamentales de control. pp. 183-197. En: R. Medellín, C. Equihua, C. Chetkiewicz, P. Crawshaw, A. Rabinowitz, K.F. Redford, J. Robinson, E. Sanderson & A. Taber (eds.). El jaguar en el nuevo milenio: una evaluación de su estado, detección de prioridades y recomendaciones para la conservación de los jaguares en América. Fondo de Cultura Económica, Universidad Nacional Autónoma de México, Wildlife Conservation Society, México DF, México.
- Hoogesteijn, R., A. Hoogesteijn & E. Mondolfi (1992). El dilema depredación vs. conservación del jaguar y análisis de la mortalidad de bovinos causada por felinos en tres hatos del llano venezolano. pp. 129-160. En: FUDECI (ed.). Felinos de Venezuela: biología, ecología y conservación. Fundación para el desarrollo de las ciencias físicas, matemáticas y naturales, Caracas, Venezuela.
- IUCN (2009). 2009 IUCN Red List of Threatened Species V [en línea]. Consultado el <1 jul. 2008> en <www.iucn.org>
- Jackson, P. (1992). The status and conservation of wild cats. pp. 13-36. En: FUDECI (ed.). Felinos de Venezuela: biología, ecología y conservación. Fundación para el desarrollo de las ciencias físicas, matemáticas y naturales, Caracas, Venezuela.
- Medellín, R., C. Equihua, C. Chetkiewicz, P. Crawshaw, A. Rabinowitz, K.F. Redford, J. Robinson, E. Sanderson & A. Taber (eds.) (2002). El jaguar en el nuevo milenio: una evaluación de su estado, detección de prioridades y recomendaciones para la conservación de los jaguares en América. Fondo de Cultura Económica, Universidad Nacional Autónoma de México, Wildlife Conservation Society, México DF, México.
- Medina Padilla, G., J. Méndez Arocha & E. Siso Tabares (1992). Alternativas para la preservación y el manejo del jaguar en Venezuela. pp. 291-299. En: FUDECI (ed.). Felinos de Venezuela: biología, ecología y conservación. Fundación para el desarrollo de las ciencias físicas, matemáticas y naturales, Caracas, Venezuela.
- Mondolfi, E. & R. Hoogesteijn (1986). Notes on the biology and status of the jaguar in Venezuela. pp. 85-125. En: S.D. Miller & D.D. Everett (eds.). Cats of the world: biology, conservation, and management. National Wildlife Federation, Washington, DC, USA.
- Mondolfi, E. & R. Hoogesteijn (1992). Investigaciones para el manejo de poblaciones del jaguar. pp. 75-82. En: FUDECI (ed.). Felinos de Venezuela: biología, ecología y conservación. Fundación para el desarrollo de las ciencias físicas, matemáticas y naturales, Caracas, Venezuela.
- Nowell, K. & P. Jackson (eds.) (1996). Wild Cats. Status survey and conservation action plan. IUCN SSC Cat Specialist Group, Gland, Suiza.

- Pullin, A. & T. Knight (2001). Effectiveness in conservation practice: pointers from medicine and public health. *Conservation Biology* 15: 50-54.
- Quigley, H.B. & P.G. Crawshaw (1992). A conservation plan for the jaguar *Panthera onca* in the Pantanal region of Brazil. *Biological Conservation* 61: 149-157.
- Rabinowitz, A.R. (1986). Jaguar predation on domestic livestock in Belize. *Wildlife Society Bulletin* 14: 170-174.
- Rabinowitz, A.R. (1992). The conservation of the jaguar: a case study in Belize. pp. 107-115. En: FUDECI (ed.). *Felinos de Venezuela: biología, ecología y conservación*. Fundación para el desarrollo de las ciencias físicas, matemáticas y naturales, Caracas, Venezuela.
- Rabinowitz, A.R. & B.G. Nottingham B. (1986). Ecology and behaviour of the jaguar (*Panthera onca*) in Belize, Central America. *Journal of Zoology* 210: 149-159.
- Sáenz, J.C. & E. Carrillo (2002). Jaguares depredadores de ganado en Costa Rica: ¿Un problema sin solución? pp. 127-138. En: R. Medellín, C. Equihua, C. Chetkiewicz, P. Crawshaw, A. Rabinowitz, K.F. Redford, J. Robinson, E. Sanderson & A. Taber (eds.). *El jaguar en el nuevo milenio: una evaluación de su estado, detección de prioridades y recomendaciones para la conservación de los jaguares en América*. Fondo de Cultura Económica, Universidad Nacional Autónoma de México, Wildlife Conservation Society, México DF, México.
- Seymour, K.L. 1989. *Panthera onca*. *Mammalian Species* 340: 1-9.
- Sutherland, W., A. Pullin, P. Dolman & T. Knight (2004). The need for evidence-based conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 19: 305-308.
- Swank, W.G. & J.G. Teer (eds.) (1988). A proposed jaguar country management plan. Safari Club International, Virginia, USA.
- Swank, W.G. & J.G. Teer (1989). Status of the jaguar 1987. *Oryx* 23: 14-21.
- Swank, W.G. & J.G. Teer (1992). A proposed program for sustained jaguar populations. pp. 95-106. En: FUDECI (ed.). *Felinos de Venezuela: biología, ecología y conservación*. Fundación para el desarrollo de las ciencias físicas, matemáticas y naturales, Caracas, Venezuela.
- Taber, A., C. Chetkiewicz, R. Medellín, J. Robinson & K. Redford (2002). La conservación del jaguar en el nuevo milenio. pp. 629-640. En: R. Medellín, C. Equihua, C. Chetkiewicz, P. Crawshaw, A. Rabinowitz, K.F. Redford, J. Robinson, E. Sanderson & A. Taber (eds.). *El jaguar en el nuevo milenio: una evaluación de su estado, detección de prioridades y recomendaciones para la conservación de los jaguares en América*. Fondo de Cultura Económica, Universidad Nacional Autónoma de México, Wildlife Conservation Society, México DF, México.

Emiliana Isasi-Catalá

¿Los programas de educación ambiental son una medida efectiva para la conservación del yaguar?

Resumen

Las principales amenazas para el yaguar son la pérdida de hábitat y la cacería por conflictos con actividades humanas. Cuando existe cacería por conflicto, los planes de conservación deberían considerar una medida indirecta para la protección del yaguar: la educación ambiental. Los programas de educación ambiental buscan mejorar el estatus de las poblaciones de yaguar, al disminuir o eliminar las amenazas para la especie. Ya que los programas de educación ambiental son estimados como uno de los recursos necesarios para lograr la conservación de esta especie, es necesario evaluar si los mismos cumplen con el propósito para el que fueron ideados y cuán efectivos son para la conservación del yaguar. En las búsquedas de información, sólo se obtuvieron dos trabajos para ser incluidos en la revisión, pero dichos estudios sólo evalúan la percepción que se tiene sobre el yaguar, y no llegan a abordar el tema de la educación ambiental vinculada a su protección. Estos trabajos presentaron opiniones totalmente diferentes en cuanto a la efectividad de estos programas. Ambos están fundamentados en evidencias poco sólidas y no justificadas, por lo que no se logró evaluar la efectividad de la intervención. Sin embargo, es importante mencionar que a lo largo de la revisión se encontró una cantidad considerable de trabajos que mencionaban la importancia de la educación ambiental para la conservación de la especie. Las características del área, las fuentes de amenaza del yaguar y las particularidades sociales de la población son factores que determinan la percepción sobre la especie, y por consiguiente, son consideraciones importantes a la hora de diseñar programas de conservación acordes a las realidades que los contextualizan.

Introducción

El yaguar (*Panthera onca*) es el depredador terrestre de mayor tamaño en el Neotrópico y es el único representante del género *Panthera* en América (Seymour 1989). Está asociado con zonas que poseen una considerable cobertura vegetal, disponibilidad de agua y abundancia de presas aunque tolera un amplio rango

Laboratorio de Manejo y
Conservación de Fauna Silvestre,
Universidad Simón Bolívar. Apdo.
89000, Sartenejas 1080-A, Miranda,
Venezuela
Correo electrónico:
zmiliana@gmail.com

de condiciones ambientales (Mondolfi & Hoogesteijn 1986, Rabinowitz & Nottingham 1986, Seymour 1989, Crawshaw & Quigley 1991, Jackson 1992, Rabinowitz 1992, Nowell & Jackson 1996).

Al igual que la mayoría de los felinos, el estado de conservación de las poblaciones de jaguar se define principalmente por las condiciones del hábitat y el grado de interacción con el hombre (cacería, comercio, competencia por las presas) [Jackson 1992, Mondolfi & Hoogesteijn 1992, Swank & Teer 1992, Nowell & Jackson 1996]. En la actualidad las principales fuentes de amenaza para las poblaciones de jaguar son la pérdida de hábitat y la cacería por conflictos con las actividades humanas, por lo que se encuentra catalogado como Casi Amenazado (IUCN 2009). Ante ambas amenazas, pero particularmente cuando existe cacería por conflicto, los planes de conservación deberían considerar una medida indirecta para la protección del jaguar: la educación ambiental.

En vista de que el jaguar es un depredador tope que compite con el hombre por las presas, que ocasiona pérdidas económicas por interferencia con las actividades humanas y que en muchas culturas es considerado como un animal problemático, e incluso peligroso para el hombre, la mayoría de las amenazas tienen un componente social y cultural importante (Conforti & Cascelli de Azevedo 2003, Altrichter *et al.* 2006). La percepción del jaguar como un animal problemático promueve su búsqueda y persecución incluso en los casos en que no existan evidencias de depredación de animales domésticos por parte del jaguar (Rabinowitz 1992, Hoogesteijn *et al.*

1992). Además, en algunas culturas, principalmente las indígenas, el jaguar es sinónimo de fuerza y poder, por lo que su cacería es promovida como una práctica religiosa y cultural.

La educación ambiental a favor del jaguar tiene como objetivos producir cambios en la percepción y actitud que tiene el hombre hacia este depredador, aumentar el grado de tolerancia y la participación de los pobladores locales en los diferentes programas de manejo y conservación del jaguar, así como reforzar el valor cultural del jaguar y resaltar la importancia de esta especie como símbolo para muchas comunidades humanas. Los resultados de los programas de educación ambiental contribuyen indirectamente en la conservación del jaguar, ya que su efecto es sobre las poblaciones humanas responsables de las amenazas y no sobre el objeto de conservación. Sin embargo, los cambios producidos en las poblaciones humanas se espera que tengan un efecto positivo en las poblaciones del jaguar.

Dado que la educación ambiental es una estrategia potencialmente efectiva para la conservación del jaguar, es necesario evaluar los resultados obtenidos, para determinar si esta medida de manejo tiene un impacto en el conocimiento y percepción que se tiene sobre esta especie, así como en la participación activa del hombre en la conservación de las poblaciones de jaguar. Esta revisión se realizó siguiendo la metodología de Conservación Basada en Evidencia, con el objetivo de proporcionar información sobre la efectividad y alcance de programas de educación ambiental como estrategia para la conservación del jaguar (Sutherland *et al.* 2004).

Métodos

Mediante la presente revisión se propuso responder a la pregunta: ¿Son los programas de educación ambiental medidas efectivas para la conservación del yaguar? Los estudios de interés para contestar la pregunta deberían incluir los siguientes componentes: a) Sujeto: el yaguar (*Panthera onca*) a lo largo de toda su distribución geográfica; b) Intervención: programas de educación ambiental cuyo objetivo fue o es la conservación del yaguar; c) Indicadores: evidencias directas e indirectas del resultado de los programas de educación ambiental para la conservación del yaguar; d) Comparadores: cambios en los diferentes indicadores planteados anteriormente, antes y después del inicio de un programa de educación ambiental; y e) Diseño: estudios cuantitativos o cualitativos. A partir de la pregunta principal, se plantearon otras preguntas secundarias relacionadas con los factores que pueden afectar la efectividad de los programas de educación ambiental y del alcance que han tenido en la conservación del yaguar.

Para ubicar los estudios de interés se realizaron búsquedas en las bases de datos: IUCN/SSC *Cat Specialist Group-Digital Cat Library*, *Science Direct*, *Scirus* y *Scientific Electronic Library Online (SciELO)*, así como en el motor de búsqueda *Google Scholar*. Para las primeras cuatro bases de datos y para *Google Scholar* las búsquedas fueron realizadas en inglés, mientras que para la base de datos *SciELO* las búsquedas se realizaron en inglés, español, portugués y francés. El nombre científico de la especie (*Panthera onca*) se utilizó en todas las búsquedas y además se utilizaron los nombres comunes más representativos de la especie en cada idioma: *jaguar* (inglés); jaguar, yaguar

y tigre (español); *onça* (portugués) y *tig marqué* (francés). Las palabras clave utilizadas para la búsqueda del material bibliográfico, en combinación con el nombre de la especie, fueron: educación ambiental, campañas educativas, valor cultural, valor natural, conocimiento sobre la especie, actitud ante la especie, percepción sobre la especie, participación, activismo, actividades humanas, manejo, conflicto y cacería. Para el análisis se tomaron los primeros 100 trabajos, en formato *Doc* o *Pdf*, extraídos de cada búsqueda. Además de las búsquedas, se revisaron las bases de datos bibliográficas del Dr. Guillermo Barreto y de la autora, la lista bibliográfica "*An extensive bibliography of the jaguar*", el material bibliográfico de las bibliotecas de FUDENA y Fundación La Salle, y los trabajos publicados en libros especializadas sobre el yaguar (FUDECI 1992, Fitzhugh *et al.* 1999, Medellín *et al.* 2002, Chávez & Ceballos 2006, Ceballos *et al.* 2007).

Se consideraron tanto estudios científicos como informes de manejo, reportes de casos y tesis que presentaron información importante sobre el sujeto, la intervención y las variables e indicadores antes definidos. Los estudios debían contener datos cuantitativos de las variables propuestas. Sin embargo, estudios con descripciones y datos cualitativos fueron analizados para verificar la calidad de la información contenida. La selección de los trabajos se realizó en tres etapas con la finalidad de filtrar los estudios más relevantes. Las tres etapas fueron definidas por la evaluación de los estudios a partir de: 1) título y palabras clave, 2) resumen y 3) artículo completo. En cada fase de la selección, un segundo revisor evaluó una muestra de 25% de los trabajos para verificar si los criterios

antes mencionados estaban claramente definidos y fueron correctamente utilizados para incluir o excluir los estudios. Los resultados fueron comparados a través de un análisis *Kappa*, en el que se consideró que los criterios fueron adecuados y replicables con un valor de 0,6 o mayor.

La calidad de los estudios se determinó a partir del análisis del texto completo de los trabajos seleccionados, por parte de un revisor. Este análisis se realizó en base a los siguientes factores: 1) Diseño del estudio: toma de la muestra, tamaño de muestra, uso de comparadores y escogencia de los análisis estadísticos y; 2) Sesgo experimental: selección de la población, procedimiento y replicación, detección del objeto de estudio, omisión, escala del proceso, escala experimental y escala del análisis. La puntuación máxima de este análisis fue 11 y la mínima 0. Se consideraron adecuados para el análisis cuantitativo todos aquellos trabajos que tuvieran una puntuación ≥ 5 . Los estudios adecuados para el análisis cuantitativo fueron luego clasificados con base en los criterios jerárquicos adaptados de los modelos propuestos por Pullin y Knight (2001). La metodología completa puede obtenerse en: <http://www.environmentalevidence.org/SR78.html>.

Los textos completos de los trabajos seleccionados para la revisión fueron analizados. En vista de que los estudios utilizados en esta revisión sólo contaron con datos cualitativos (principalmente opiniones de expertos basadas en evidencias de campo), estos fueron extraídos por el revisor, quien se encargó de resumirlos y organizarlos en planillas electrónicas previamente diseñadas. Para cada estudio analizado se crearon tablas resumen en las que se

colocó de manera concreta los aspectos más importantes extraídos del trabajo: características y calidad del estudio, fuentes de heterogeneidad y resultados (cualitativos y cuantitativos secundarios) más importantes.

Resultados

La búsqueda realizada en las bases de datos electrónicas y el motor de búsqueda arrojó un total de 11.491 archivos disponibles (10.765 en inglés, 213 en español, 493 en portugués y 20 en francés). Sin embargo, una revisión de esta lista inicial reveló que gran parte de los trabajos obtenidos no estaban relacionados con los dos principales criterios de selección de la revisión: el sujeto y/o la intervención. Al final se obtuvieron 278 trabajos relacionados con el tema del yaguar y de la educación ambiental. Al unir estos 278 registros con los obtenidos de la revisión bibliográfica, las bases de datos de los especialistas, las bibliotecas consultadas y las memorias, se obtuvo un total de 1208 registros. De estos, sólo 23 fueron seleccionados por su título y palabras clave (Filtro 1). Esta selección fue verificada por un segundo revisor, obteniéndose una selección muy similar (18 trabajos), lo cual indica que los criterios estuvieron bien definidos y bien analizados (*Kappa* = 0,938; $p < 0$; $N = 1.208$). Los 23 trabajos fueron evaluados por su resumen (Filtro 2), seleccionándose 14 para el análisis del texto completo (Revisor 1 = 14, Revisor 2 = 13; *Kappa* = 0,911; $p < 0$; $N = 23$). Finalmente, se contaba con el texto completo de 12 de los 14 trabajos seleccionados, los cuales fueron revisados (Filtro 3) seleccionándose 2 por ambos investigadores (*Kappa* = 1; $p = 0,05$; $N = 8$). Los artículos seleccionados para la revisión no

contaban con resultados directos sobre educación ambiental para la conservación del yaguar. El objetivo de ambos era evaluar la percepción de las comunidades locales respecto a la presencia de yaguares, basándose en el problema depredador-actividad humana. En vista de lo riguroso del método, tendría sentido clasificar estos artículos como inadecuados, ya que no trataban directamente la intervención planteada. Sin embargo fueron tomados en cuenta, ya que en ellos está claramente expuesta la opinión de expertos sobre el alcance de este tipo de intervención en el manejo de conflictos y para la conservación del yaguar. Al evaluar la calidad de ambos estudios, sólo uno tuvo puntuación mayor a 5 (8,25).

Los dos trabajos incluidos en la revisión se realizaron en localidades rurales en las que existen conflictos entre el yaguar y las actividades ganaderas y donde hay evidencia de cacería ilegal de yaguares (Conforti & Cascelli de Azevedo 2003, Altrichter *et al.* 2006). Ambos se basaron en la recopilación de información a través de entrevistas y reportaron resultados importantes en cuanto a la percepción de los habitantes locales sobre el yaguar y a los factores que pudieran afectar dicha percepción. En estos dos estudios la evaluación de la percepción del yaguar se realizó en base a la capacidad de identificar la especie y sus rastros, el sentimiento que produce el depredador en los pobladores locales, la identificación del yaguar como una amenaza, la tolerancia a la presencia de yaguares en el área, y el valor de la especie en la naturaleza. Aunque los objetivos de los trabajos son bastante similares, existen diversas fuentes de heterogeneidad que deben evaluarse para su análisis adecuado. Las diferencias en las localidades (dadas principalmente

por la importancia de la presencia de áreas protegidas u otras figuras que impliquen un enfoque conservacionista del uso de los recursos) y las diferencias en las poblaciones humanas encuestadas pudieran ser las principales fuentes de heterogeneidad. El trabajo de Altrichter y colaboradores (2006) fue realizado en un área extensa compuesta por localidades con mediano y bajo desarrollo, dedicadas a actividades agrícolas y ganaderas en la que existen varias áreas protegidas, mientras que la investigación de Conforti y Cascelli de Azevedo (2003) estuvo enfocada en comunidades agrícolas y ganaderas vinculadas con el Parque Nacional Iguazú, del cual tiene una percepción positiva 97,1% de los entrevistados. Por otra parte, Altrichter y colaboradores (2006) enfocaron su estudio en una población humana poco definida (no se especifica sexo, edad, nivel educativo) compuesta por pobladores locales (sin especificar la actividad económica a la que se dedican), investigadores, guardaparques y agentes gubernamentales; mientras que Conforti y Cascelli de Azevedo (2003) trabajaron con ganaderos adultos de 75 fincas distribuidas en 9 localidades aledañas al parque.

Los trabajos incluidos en la revisión no permitieron evaluar la efectividad de los programas de educación ambiental para la conservación del yaguar. En ambos estudios se discute la importancia de los programas de educación ambiental en la variación de la percepción del yaguar por parte de las comunidades locales. Sin embargo, las opiniones emitidas en ambos trabajos resultaron contrarias. Altrichter y colaboradores (2006) reportan que a pesar de que 73% de los entrevistados conoce al yaguar o reconoce su presencia, todos consideran que este depredador es peligroso y debe

ser erradicado del área. Los autores indican que la actitud de los habitantes locales siempre ha sido y será negativa, independientemente de que se mejore el nivel de conocimiento sobre la especie, por lo que sugieren considerar estrategias de conservación rápidas como la creación de áreas protegidas o el control de la cacería en vez de soluciones a largo plazo como la educación ambiental, las cuales tendrán una efectividad incierta. Por el contrario, en el estudio realizado por Conforti y Cascelli de Azevedo (2003) todos los encuestados conocen y reconocen las señales del yaguar y la mayoría no mostró una percepción negativa de la especie ($\chi^2 = 3,77$; $p = 0,05$; $N = 52$), aunque más de 50% lo considera como peligroso. Los autores consideran que la educación ambiental es una herramienta importante para modificar la actitud ante la vida silvestre y que ésta pudiera ser muy útil en Parque Nacional Iguazú si se implementara con niños. En ese trabajo se sugiere que un programa continuo de educación ambiental dirigido a poblaciones clave, es fundamental para lograr que el yaguar y el puma sean aceptados como especies que deben ser conservadas. De igual manera consideran que programas educativos dirigidos a los adultos locales podrían cambiar su percepción negativa sobre estos depredadores. Otro resultado importante de ambos trabajos es la identificación de la cacería del yaguar como principal causa de extinción local. Ambos artículos indican que las poblaciones de yaguar existentes en las localidades de estudio están aisladas en espacios de hábitat rodeados por una matriz modificada del paisaje, donde predominan las actividades agrícolas y ganaderas.

Mediante la revisión se obtuvieron otros resultados secundarios que sirven como evidencia de los factores que pudieran

afectar la efectividad de los programas de educación ambiental para la conservación del yaguar. Estos son: 1) el miedo de los pobladores, más que la interferencia con la ganadería, es la principal causa de muerte de yaguar (Altrichter *et al.* 2006); 2) la percepción del yaguar no depende de la presencia de otro depredador como el puma (*Puma concolor*) [$\chi^2 = 0$; $p = 1$; $N = 25$], ni del sexo del encuestado ($\chi^2 = 0,22$; $p = 1$; $N = 46$ y $N = 6$ para hombres y mujeres, respectivamente), ni del tamaño del área de producción ganadera ($\chi^2 = 0,59$; $p = 0,74$; $N = 42$) [Conforti & Cascelli de Azevedo 2003]; 3) la cantidad de animales domésticos puede afectar la percepción del yaguar por parte de los pobladores locales (Conforti & Cascelli de Azevedo 2003); y 4) existe un gran desconocimiento sobre el yaguar; en el Parque Nacional Iguazú la mayoría de la gente (68,5%) cree que el yaguar no es nativo de la zona y, sólo 21,1%, considera que este depredador es un componente importante de la biodiversidad (Conforti & Cascelli de Azevedo 2003).

Discusión

Con base en los resultados obtenidos en esta revisión se puede concluir que no existen suficientes evidencias en la literatura publicada para evaluar la efectividad de los programas de educación ambiental dirigidos a la conservación del yaguar. A pesar de las amenazas que actualmente existen para el yaguar a lo largo de toda su distribución, resultó interesante observar que la mayoría de la literatura aún está enfocada en el levantamiento de información básica sobre la biología y ecología de esta especie. Sin embargo, en el caso de educación ambiental, no se observaron trabajos en los que se

analizara el proceso de planificación y puesta en marcha un programa de esta categoría, y mucho menos donde se evaluara la eficiencia de estos programas para la conservación del yaguar. Sin embargo, es importante mencionar que a lo largo de la revisión se encontró una cantidad considerable de trabajos que mencionaban la importancia de la educación ambiental para la conservación del yaguar, y que planteaban estrategias para el diseño e implementación de programas educativos (Núñez 1992, Quigley & Crawshaw 1992, Miller 2002, Perovic 2002, Sáenz & Carrillo 2002, Zimmermann *et al.* 2005).

Otra limitación importante fue que el método en el que se basó la revisión resultó muy riguroso para el tipo de bibliografía disponible sobre el sujeto y la intervención. Tal y como está diseñada la revisión, es necesario contar con material bibliográfico que contenga indicadores muy específicos para poder evaluar la intervención en base a unos comparadores muy bien definidos y a un diseño experimental muy riguroso. Como se mencionó anteriormente, la mayoría de los registros encontrados a partir de la búsqueda realizada para yaguar y educación ambiental, trataron sobre el problema o la amenaza, mas no sobre la medida específica de conservación o su efectividad. Por lo tanto, la mayoría de los registros encontrados tuvieron que ser rechazados, reduciéndose de esta manera el número de trabajos incluidos en la revisión.

Los resultados secundarios extraídos de los dos trabajos analizados, indican que existe una serie de factores que podrían afectar la efectividad de un programa

de educación ambiental, principalmente porque estos determinan la percepción que los diferentes individuos tienen sobre el yaguar. Estos factores están relacionados con las características del área de estudio donde se implementaría el programa de educación, los tipos de amenazas para la especie, las características socio-económicas de la población y el diseño y la continuidad del programa de educación ambiental.

Por último, los resultados de la presente revisión reflejan la falta de implementación de una de las medidas de manejo ampliamente recomendada y difundida para la conservación del yaguar: la educación ambiental. Mientras no existan resultados sobre el alcance de este tipo de acciones no se podrá evaluar si son adecuadas, por lo que no podrán ser mejoradas o sustituidas por otras más efectivas. En vista de la situación actual del yaguar, es necesario reflexionar sobre los esfuerzos que se han realizado en educación ambiental y comenzar a tomar medidas para su implementación, evaluación y difusión como una estrategia importante para solucionar o disminuir los problemas de conservación de esta importante especie.

Referencias bibliográficas

- Altrichter, M., G. Boaglio & P. Perovic (2006). The decline of jaguars *Panthera onca* in the Argentine Chaco. *Oryx* 40: 302-309.
- Ceballos, G., C. Chávez, R. List & H. Zarza (eds.) (2007). Conservación y manejo del jaguar en México: estudio de caso y perspectivas. Conabio, Alianza WWF/Telcel, Universidad

- Nacional Autónoma de México, México DF, México.
- Chávez, C. & G. Ceballos (2006). Memorias del Primer Simposio El Jaguar Mexicano en el Siglo XXI: situación actual y manejo. Conabio, Alianza WWF/Telcel, Universidad Nacional Autónoma de México, México DF, México.
- Conforti, V.A. & F.C. Cascelli de Azevedo F. (2003). Local perceptions of jaguars (*Panthera onca*) and pumas (*Puma concolor*) in the Iguaçu National Park area, south Brazil. *Biological Conservation* 111: 215-221.
- Crawshaw, P.G. & H.B. Quigley (1991). Jaguar spacing, activity and habitat use in a seasonally flooded environment in Brazil. *Journal of Zoology* 223: 357-370.
- Fitzhugh, E.L., U.G. Rios, P.M. Gros, W.E. Van Pelt, R. Valdez & R.J. Wiese (1999). An extensive bibliography of the jaguar. Reporte sin publicar. University of California, Davies, USA.
- FUDECI (ed.) (1992). Felinos de Venezuela: biología, ecología y conservación. Memorias del Simposio Felinos de Venezuela. Fundación para el desarrollo de las ciencias físicas, matemáticas y naturales, Caracas, Venezuela.
- Hoogsteijn, R., E. Boede & E. Mondolfi (2002). Observaciones de la depredación de bovinos por jaguares en Venezuela y los programas gubernamentales de control. pp. 183-197. En: R. Medellín, C. Equihua, C. Chetkiewicz, P. Crawshaw, A. Rabinowitz, K.F. Redford, J. Robinson, E. Sanderson & A. Taber (eds.). El jaguar en el nuevo milenio: una evaluación de su estado, detección de prioridades y recomendaciones para la conservación de los jaguares en América. Fondo de Cultura Económica, Universidad Nacional Autónoma de México, Wildlife Conservation Society, México DF, México.
- Miller, C.M. (2002). Jaguares, ganado y humanos: un ejemplo de coexistencia pacífica en el noroeste de Belice. pp. 477-491. En: R. Medellín, C. Equihua, la conservación de los jaguares en América. Fondo de Cultura Económica, Universidad Nacional Autónoma de México, Wildlife Conservation Society, México DF, México.
- Hoogsteijn, R., A. Hoogsteijn & E. Mondolfi (1992). El dilema depredación vs. conservación del jaguar y análisis de la mortalidad de bovinos causada por felinos en tres hatos del llano venezolano. pp. 129-160. En: FUDECI (ed.). Felinos de Venezuela: biología, ecología y conservación. Fundación para el desarrollo de las ciencias físicas, matemáticas y naturales, Caracas, Venezuela.
- IUCN (2009). 2009 IUCN Red List of Threatened Species V [en línea]. Consultado el <1 jul. 2008> en <www.iucn.org>
- Jackson, P. (1992). The status and conservation of wild cats. pp. 13-36. En: FUDECI (ed.). Felinos de Venezuela: biología, ecología y conservación. Fundación para el desarrollo de las ciencias físicas, matemáticas y naturales, Caracas, Venezuela.
- Medellín, R., C. Equihua, C. Chetkiewicz, P. Crawshaw, A. Rabinowitz, K.F. Redford, J. Robinson, E. Sanderson & A. Taber (eds.) (2002). El jaguar en el nuevo milenio: una evaluación de su estado, detección de prioridades y recomendaciones para la conservación de los jaguares en América. Fondo de Cultura Económica, Universidad Nacional Autónoma de México, Wildlife Conservation Society, México DF, México.

- C. Chetkiewicz, P. Crawshaw, A. Rabinowitz, K.F. Redford, J. Robinson, E. Sanderson & A. Taber (eds.). El jaguar en el nuevo milenio: una evaluación de su estado, detección de prioridades y recomendaciones para la conservación de los jaguares en América. Fondo de Cultura Económica, Universidad Nacional Autónoma de México, Wildlife Conservation Society, México DF, México.
- Mondolfi, E. & R. Hoogsteijn (1986). Notes on the biology and status of the jaguar in Venezuela. pp. 85-125. En: S.D. Miller & D.D. Everett (eds.). *Cats of the world: biology, conservation, and management*. National Wildlife Federation, Washington, DC, USA.
- Mondolfi, E. & R. Hoogsteijn (1992). Investigaciones para el manejo de poblaciones del yaguar. pp. 75-82. En: FUDECI (ed.). *Felinos de Venezuela: biología, ecología y conservación*. Fundación para el desarrollo de las ciencias físicas, matemáticas y naturales, Caracas, Venezuela.
- Nowell, K. & P. Jackson (eds.) (1996). *Wild Cats. Status survey and conservation action plan*. IUCN SSC Cat Specialist Group, Gland, Suiza.
- Núñez, R. (1992). Educación ambiental para la conservación de los felinos de Venezuela. pp. 283-290. En: FUDECI (ed.). *Felinos de Venezuela: biología, ecología y conservación*. Fundación para el desarrollo de las ciencias físicas, matemáticas y naturales, Caracas, Venezuela.
- Perovic, P. (2002). Conservación del jaguar en el noroeste de Argentina. pp. 465-476. En: R. Medellín, C. Equihua, C. Chetkiewicz, P. Crawshaw, A. Rabinowitz, K.F. Redford, J. Robinson, E. Sanderson & A. Taber (eds.). *El jaguar en el nuevo milenio: una evaluación de su estado, detección de prioridades y recomendaciones para la conservación de los jaguares en América*. Fondo de Cultura Económica, Universidad Nacional Autónoma de
- (eds.). *El jaguar en el nuevo milenio: una evaluación de su estado, detección de prioridades y recomendaciones para la conservación de los jaguares en América*. Fondo de Cultura Económica, Universidad Nacional Autónoma de México, Wildlife Conservation Society, México DF, México.
- Pullin, A. & T. Knight (2001). Effectiveness in conservation practice: pointers from medicine and public health. *Conservation Biology* 15: 50-54.
- Quigley, H.B. & P.G. Crawshaw (1992). A conservation plan for the jaguar *Panthera onca* in the Pantanal region of Brazil. *Biological Conservation* 61: 149-157.
- Rabinowitz, A.R. (1992). The conservation of the jaguar: a case study in Belize. pp. 107-115. En: FUDECI (ed.). *Felinos de Venezuela: biología, ecología y conservación*. Fundación para el desarrollo de las ciencias físicas, matemáticas y naturales, Caracas, Venezuela.
- Rabinowitz, A.R. & B.G. Nottingham B. (1986). Ecology and behaviour of the jaguar (*Panthera onca*) in Belize, Central America. *Journal of Zoology* 210: 149-159.
- Sáenz, J.C. & E. Carrillo (2002). Jaguares depredadores de ganado en Costa Rica: ¿Un problema sin solución? pp. 127-138. En: R. Medellín, C. Equihua, C. Chetkiewicz, P. Crawshaw, A. Rabinowitz, K.F. Redford, J. Robinson, E. Sanderson & A. Taber (eds.). *El jaguar en el nuevo milenio: una evaluación de su estado, detección de prioridades y recomendaciones para la conservación de los jaguares en América*. Fondo de Cultura Económica, Universidad Nacional Autónoma de

México, Wildlife Conservation Society, México DF, México.

Seymour, K.L. (1989). *Panthera onca*. Mammalian Species 340: 1-9.

Sutherland, W., A. Pullin, P. Dolman & T. Knight (2004). The need for evidence-based conservation. Trends in Ecology and Evolution 19: 305-308.

Swank, W.G. & J.G. Teer (1992). A proposed program for sustained jaguar populations. pp. 95-106. En: FUDECI (ed.). Felinos de Venezuela: biología, ecología y conservación. Fundación para el desarrollo de las ciencias físicas, matemáticas y naturales, Caracas, Venezuela.

Zimmermann, A., M.J. Walpole & N. Leader-Williams (2005). Cattle ranchers' attitudes to conflicts with jaguar *Panthera onca* in the Pantanal of Brazil. Oryx 39: 406-412.

Claret Michelangeli de Clavijo

Efectividad del uso de técnicas de micropropagación para aumentar la tasa reproductiva en orquídeas

Resumen

La familia Orchidaceae comprende unas 30.000 especies, muchas de gran interés particularmente por su valor ornamental. Esto ha favorecido un extenso mercado, tanto para plantas como para flores de corte. Esta familia de plantas es, además, una de las más vulnerables por la destrucción de sus hábitats y la gran extracción a la que ha estado sujeta. En consecuencia, se hace necesaria la búsqueda de alternativas que permitan dar solución a esta problemática, una de las cuales está dada por la producción masiva de plantas. Las orquídeas pueden ser propagadas por métodos convencionales o por técnicas de cultivo *in vitro* (micropropagación). En la revisión sistemática llevada a cabo, se compararon los métodos empleados para su reproducción artificial, encontrándose que en un alto porcentaje de especies, las técnicas de micropropagación (propagación *in vitro*) resultaron más efectivas que las técnicas convencionales. Esto, debido a su potencial eficiencia en la propagación masiva y rápida de las especies, ya que se reducen las dificultades mediante el establecimiento de condiciones óptimas tanto para la micropropagación sexual (germinación asimbiótica de semillas) y el desarrollo de las plántulas obtenidas, como la asexual a través del cultivo de tejidos vegetales de diferente origen y posterior obtención de plántulas clonales. A pesar de ello, es importante destacar que la respuesta de las orquídeas a un determinado método de propagación depende de la especie, así como de otros factores donde se incluyen los costos y el conocimiento de la tecnología, particularmente en el caso de la propagación *in vitro* o micropropagación.

Centro de Investigaciones en
Biotecnología Agrícola, Facultad
de Agronomía, Universidad Central
de Venezuela. Apdo 4579, Maracay
2101, Venezuela
Correo electrónico:
claremiche@gmail.com

Introducción

La familia Orchidaceae comprende un gran número de especies de gran interés y demanda mundial por su valor ornamental, lo que ha favorecido un extenso mercado, tanto para plantas como para flores de corte, llegando a alcanzar precios elevados (Alvarado 2000, Hew & Yong 2004). Además, constituye una de las familias vegetales

más vulnerables, por la destrucción de sus hábitats y la gran extracción a la que ha estado sujeta. Algunos de los factores que inciden en la problemática descrita y que ubica a muchas especies en categorías de amenaza son: dificultades de conservación, reducción de su ambiente natural, germinación compleja y largos períodos de crecimiento (Basker & Narmatha Bai 2006).

Entre las alternativas que permitan dar solución a la alta demanda de orquídeas, sin afectar la sobrevivencia a largo plazo de las especies, se encuentra la producción masiva de plantas. Las orquídeas pueden ser propagadas, tanto sexual como asexualmente, por dos métodos: convencional e *in vitro* (micropropagación). Por ser plantas altamente heterocigotas, solamente la propagación vegetativa puede producir plantas idénticas; la reproducción sexual da lugar a una descendencia muy heterogénea y diferente del material inicial (Alvarado 2000, Batygina *et al.* 2003). El método convencional se basa en la utilización de diferentes partes de las plantas (semillas, bulbos, estacas de tallos florales, rizomas, cormos, nuevos brotes) que conservan la potencialidad de enraizar y, por tanto, son colocados en determinados sustratos para su posterior desarrollo. Este tipo de propagación posee ventajas, como el uso de procedimientos que garantizan la obtención de flores idénticas a la planta madre, lo cual es de gran importancia cuando se requiere propagar plantas de calidad excepcional. Entre las desventajas del método convencional se citan: la lentitud del proceso, particularmente en el caso de orquídeas con tipo de crecimiento monopodial, por lo que el número de plantas que pueden ser producidas cada año es muy limitado y, en consecuencia, el precio de este tipo

de propagación es alto en comparación con la producción de plantas por otros métodos (Alvarado 2000, Huang *et al.* 2001, Rodríguez *et al.* 2005, Tirado *et al.* 2005, Kalimuthu *et al.* 2006, Giatti & Lima 2007, Yamato & Iwase 2008).

En atención a las desventajas del método convencional, se ha desarrollado diversas formas de micropropagación. Ésta consiste en aislar una porción pequeña de la planta (células, tejidos u órganos) denominada explante y proporcionarle artificialmente las condiciones físicas y químicas apropiadas para que las células expresen su potencial de regenerar nuevas plantas. Esta técnica se lleva a cabo en el laboratorio, en recipientes sellados y bajo condiciones de asepsia, para mantener los cultivos libres de contaminación microbiana. El uso de técnicas de cultivo *in vitro* tiene como ventajas: una rápida multiplicación de materiales en ambientes controlados y asépticos, que permite incrementar el número de plantitas que se derivan de cada planta madre; facilidad del transporte de los materiales (tejidos, plantitas, etc.) de un lugar a otro, dentro o fuera del país y están exentas de las usuales regulaciones CITES, referentes a sanidad vegetal y vida silvestre; permite ahorrar en espacio y costo para la producción masiva y uniforme de genotipos de interés; y es importante en la conservación de germoplasma, particularmente de especies recalcitrantes y de difícil propagación (Arditti & Krikorian 1996, Tirado *et al.* 2005, Rännbäck 2007).

La micropropagación puede ocurrir por organogénesis o por embriogénesis somática, directa o indirectamente, mediante la formación de callos y de protocormos o PLB's (*protocorm like bodies*, por sus siglas en inglés), que

son cuerpos que se encuentran en un estadio morfológico intermedio entre un embrión cigótico y un vástago. En general, la propagación vía callo es más rápida, pero tiene como desventaja la potencial introducción de variabilidad genética (Alvarado 2000, Hew & Yong 2004). La germinación de semillas *in vitro* se usa de forma rutinaria en muchas orquídeas tropicales y subtropicales, y la propagación clonal (vegetativa) está ampliamente extendida tanto en orquídeas monopodiales como simpodiales (Hong *et al.* 2008). La propagación *in vitro* se lleva a cabo mediante la formación de embriones somáticos a partir de callos y la formación de cuerpos parecidos a protocormos o PLBs a partir de varios tejidos, como: hojas, ápices radicales, ápices de vástagos, secciones de ejes florales y callos, para su posterior regeneración en plántulas. Otro método en la propagación *in vitro* de orquídeas es el referido como cultivo de meristemas, el cual comprende tres fases: transformación del meristemo en un cuerpo protocórmico, multiplicación de protocormos por fragmentación, y conversión de los protocormos en vástagos con raíces, los cuales pueden ser aclimatados a un cultivo *ex vitro* (Alvarado 2000, Hew & Yong 2004, Martínez & Moysset 2006). Las ventajas de la técnica del cultivo de meristemas se basan en la producción de plantas libres de virus y en la estabilidad genética del material. Hasta el momento, esta metodología se ha aplicado exitosamente en algunas especies de los géneros *Cymbidium*, *Cattleya*, *Dendrobium*, *Miltonia* y *Odontonia* (Arditti & Krikorian 1996, Martínez & Moysset 2006).

A pesar de las ventajas citadas, la respuesta *in vitro* de las orquídeas

es diversa y depende del genotipo, género y especie (Park *et al.* 2002). Además, las tecnologías existentes de propagación *in vitro* de orquídeas en su mayoría son costosas, ya que requieren equipos e infraestructura y personal especializados, así como insumos importados, todo lo cual ha limitado su adopción y utilización por parte de los cultivadores comerciales. En la presente revisión se evaluaron los métodos de propagación existentes (convencional e *in vitro* o micropropagación), en función de su eficiencia en la producción de plantas de orquídeas.

Métodos

La revisión pretendió evaluar la micropropagación, teniendo como contraparte la propagación convencional, de manera de determinar cuál de los dos métodos resulta más efectivo para conservación de las especies de orquídeas. Se realizaron búsquedas en Internet sobre propagación en orquídeas en los motores de búsqueda *Google*, *Google Scholar*, *Alltheweb* y *Dogpile*, así como en las siguientes bases de datos: *Directory of Open Access Journals*, *Ebsco*, *Copac*, *Scientific Electronic Library Online*, *Scirus*, *Agricola.com*, *Jstor*, *Science.gov*, *Biological Abstracts*, *Science Direct*, *ISI web of knowledge*, *Web of Science*, *Science Citation Index*, *BIOSIS Previews*, *Latindex Catálogo*, *CAB Abstracts*, *Cambridge Scientific Abstracts*, *W³ Tropicos*, *Epic*. Además, se revisaron los índices de tesis de pre y postgrado en forma electrónica, las páginas web de editoriales (Elsevier, CAB international, etc.) y de la *USDA National Agricultural Library*, así como resúmenes de eventos científicos nacionales e internacionales. Por último, se buscó información en las

bibliotecas del Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas y de la Facultad de Agronomía, y se realizaron consultas a expertos y miembros de sociedades de orquidología del país, en Caracas y Maracay.

Las búsquedas se realizaron en español e inglés, utilizando el término orquídeas combinado con las palabras clave propagación, micropropagación, cultivo *in vitro*, propagación *in vitro*, cultivo de tejidos y propagación convencional. Se examinaron los documentos (*Doc* o *Pdf*) encontrados en cada búsqueda para verificar si contenían información pertinente. Se revisaron artículos escritos en inglés, español y portugués; aquellos escritos en otras lenguas no fueron revisados, excepto en los casos donde los resúmenes estaban en cualquiera de los idiomas antes mencionados.

Para su inclusión en la revisión, los estudios encontrados debieron cumplir con los siguientes criterios: 1) Sujeto relevante: orquídeas en general, especies e híbridos; 2) Tipos de intervención: propagación convencional y/o micropropagación para ambos tipos de reproducción: sexual y asexual; 3) Tipos de comparadores: propagación convencional (sexual o asexual); 4) Tipos de respuestas a las intervenciones: producción masiva de plantas, eficiencia de los métodos para la producción de plantas, tasas reproductivas; y 5) Tipos de estudio: descriptivos y cuantitativos. Un solo revisor llevó a cabo la selección de los estudios relevantes, los cuales fueron aquellos con información sobre el sujeto, las intervenciones e indicadores planteados. La selección de los estudios se llevó a cabo en tres etapas con la finalidad de filtrar los estudios más relevantes. Estas etapas fueron definidas

por la evaluación de los estudios a partir de: 1) Título y palabras clave: se incluyeron aquellos estudios que según el título y palabras clave se vinculaban con el objetivo de la revisión; 2) Resumen: luego del primer filtro, se estudiaron los resúmenes de los trabajos para seleccionar aquellos con mayor relevancia; y 3) Artículo completo: los estudios relevantes según su resumen fueron revisados por completo para seleccionar los más adecuados para el análisis.

Los artículos completos seleccionados se sometieron a análisis de calidad mediante tablas de evaluación de cada estudio; se puso especial atención sobre los elementos generadores de sesgo. Para el análisis de los estudios seleccionados para la revisión, se garantizó la repetibilidad en el proceso de extracción de los mismos con un revisor independiente. Se crearon planillas para recopilar datos cualitativos de manera de realizar una síntesis narrativa. Durante la extracción de los datos se registraron características del estudio como: tipo de estudio (experimental, teórico), especie, localidad, fecha, fuentes de heterogeneidad y categoría de calidad del estudio. En el análisis de la bibliografía se pudo constatar la falta de datos cuantitativos (tasas reproductivas, eficiencia de reproducción en cada método, etc.), particularmente para el caso de la propagación convencional; en consecuencia, la comparación de los métodos de propagación fue básicamente descriptiva.

Resultados

En la búsqueda se obtuvieron 230 publicaciones, fundamentalmente provenientes de la búsqueda en Internet. La mayoría de estos artículos fueron inaplicables a la pregunta planteada. De

todas las publicaciones encontradas, sólo 16 hicieron mención a ambos métodos de propagación; de éstas, tres fueron trabajos de grado y otra un capítulo de libro. Los trabajos seleccionados sólo señalaron la eficiencia de manera descriptiva. Debido a que no se pudo obtener datos cuantitativos que permitieran contrastar los métodos de propagación convencional e *in vitro* en ninguno de los estudios, la comparación entre tasas reproductivas no pudo llevarse a cabo sobre la base de análisis estadístico. Las especies y el tipo de propagación utilizado en cada uno de los estudios incluidos en la revisión se presentan en la Tabla 1. De estos, cuatro fueron llevados a cabo en el género *Phalaenopsis* y dos en *Vanilla*.

En los estudios analizados se encontró alta coincidencia con relación a la importancia de las técnicas de cultivo *in vitro* en la propagación de orquídeas, particularmente por constituir una alternativa que ha incrementado el comercio mundial en algunas especies. Se observó además una alta calidad de datos para lo referente a la propagación *in vitro* o micropropagación pero no para la propagación convencional, lo cual impidió que se llevara a cabo meta-análisis. En consecuencia, no se pudo obtener una medida de la efectividad de las tasas reproductivas para ambos métodos de propagación en orquídeas.

La lectura de la información recabada mostró una marcada tendencia hacia una mayor investigación en la micropropagación o propagación *in vitro* comparada con la propagación convencional. Al detallar sobre la información obtenida y aquella proveniente de entrevistas a coleccionistas y comercializadores, se pudo inferir que la escogencia del método está asociada no

sólo a factores intrínsecos de la especie (crecimiento simpodial o monopodial) o tipo de propagación que se intente (sexual o asexual), sino a factores económicos y de conocimiento de las técnicas de cultivo *in vitro*. En general, se concordó en que los métodos convencionales son más lentos que los de propagación *in vitro*. Además, se evidenciaron las limitaciones técnicas para una aplicación generalizada de la propagación *in vitro* por parte de los comercializadores.

Discusión

Pese a que 230 publicaciones contenían información sobre diferentes especies de la familia Orchidaceae en lo relativo a su propagación, no se encontraron trabajos donde se hicieran comparaciones cuantitativas entre los métodos (convencional e *in vitro*) utilizados. La mayor cantidad de información obtenida en el área se relaciona con la propagación *in vitro*, particularmente en la investigación sobre los componentes de los medios de cultivo y de las condiciones físicas a las que son sometidos los explantes utilizados para la micropropagación sexual y asexual. Se observó una clara tendencia que muestra una mayor eficiencia de la micropropagación, particularmente para el caso de la reproducción sexual asimbiótica, es decir con el cultivo de las semillas *in vitro* en medios artificiales, donde no se requiere de la presencia de hongos para su germinación, como ocurre naturalmente. El análisis mostró la existencia de ventajas y desventajas para cada método, las cuales dependen del objetivo final de la propagación y de otros factores como la especie en estudio, el tipo de reproducción, los costos y los conocimientos que se tengan sobre las técnicas de cultivo *in vitro*.

Tabla 1. Características de los estudios seleccionados en la revisión.

Especie	Tipo de Propagación	Fuente
<i>Cattleya skinneri</i> , <i>Cattleya skinneri</i> x <i>C. maxima</i>	Convencional e <i>in vitro</i>	Alvarado (2000)
<i>Vanilla planifolia</i>	Convencional e <i>in vitro</i> con propagación masiva	Geetha & Sudheer (2000)
<i>Paphiopedilum</i> sp.	Convencional e <i>in vitro</i> asexual	Huang <i>et al.</i> (2001)
<i>Phalaenopsis</i> sp.	<i>In vitro</i> asexual	Park <i>et al.</i> (2002)
-----	Germinación masiva asimbiótica de semillas <i>in vitro</i>	Hew & Yong (2004)
<i>Phalaenopsis</i> sp.	Convencional e <i>in vitro</i>	Kosir <i>et al.</i> (2004)
<i>Calopogon tuberosus</i> y <i>Sacoila lanceolata</i>	Convencional e <i>in vitro</i> sexual mediante germinación asimbiótica	Kauth (2005)
<i>Phalaenopsis</i> sp.	<i>In vitro</i>	Tirado <i>et al.</i> (2005)
<i>Bletia purpurea</i> , <i>Campylocentrum micranthum</i> , <i>Encyclia gravida</i> , <i>E. oxypetala</i> , <i>E. phoenicea</i> , <i>Epidendrum difforme</i> , <i>E. nocturnum</i> , <i>E. secundum</i> , <i>E. wrightii</i> , <i>Eulophia alta</i> , <i>Oeceoclades maculata</i> , <i>Oncidium luridum</i> , <i>Prosthechea cochleata</i> y <i>Schomburgkia lyonsii</i>	Convencional e <i>in vitro</i> sexual	Rodríguez <i>et al.</i> (2005)
<i>Vanilla planifolia</i>	Convencional mediante estacas de tallo e <i>in vitro</i>	Kalimuthu <i>et al.</i> (2006)
<i>Coelogyne stricta</i>	Convencional e <i>in vitro</i>	Basker & Narmatha Bai (2006)
<i>Disa</i> sp.	Convencional e <i>in vitro</i>	Thompson <i>et al.</i> (2006)
<i>Cypripedium</i> spp.	Germinación masiva asimbiótica de semillas <i>in vitro</i>	Rännbäck (2007)
<i>Brassavola digbiana</i>	Convencional e <i>in vitro</i>	Giatti & Lima (2007)
-----	Convencional e <i>in vitro</i>	Hong <i>et al.</i> (2008)
<i>Cephalanthera falcata</i>	Convencional (sexual y asexual) e <i>in vitro</i> mediante germinación de semillas asimbióticamente	Yamato & Iwase (2008)

Los estudios de la eficiencia reproductiva para los dos sistemas de propagación, deben llevarse a cabo mediante análisis estadísticos sólidos, comparando sobre bases uniformes; desafortunadamente los estudios incluidos en la revisión no reportaron tales detalles. Sin esta comparación entre métodos, no fue posible llegar a conclusiones que puedan aplicarse a la conservación de las especies de orquídeas.

A pesar de la gran cantidad de especies de orquídeas existentes, en la mayoría de las publicaciones analizadas se han estudiado pocas (20 especies), de manera que no se cuenta con una información representativa de la familia como tal. Se requeriría además contar con información que permita comparar los métodos de propagación y su importancia para la conservación de las especies, sea mediante la reintroducción en su hábitat natural o su producción comercial masiva.

En general, se puede concluir que las técnicas de cultivo *in vitro* constituyen una herramienta poderosa por su potencial eficiencia en la propagación masiva y rápida de las especies, requerir poco espacio para la manipulación de las plántulas, servir de apoyo al mejoramiento genético y permitir la conservación *in vitro* de especies amenazadas, en peligro de extinción o de materiales élite. Cuando la micropropagación se lleva a cabo mediante la germinación de semillas sexuales, se mantiene la variabilidad genética en el tiempo, aspecto básico para evitar la erosión genética de los materiales que se pretenda preservar y reintroducir en su hábitat natural. Así mismo, la disponibilidad de gran cantidad de plántulas permitiría su comercialización (venta legal), evitando la sustracción y extinción de las poblaciones naturales. Los documentos completos del protocolo y la revisión sistemática pueden obtenerse en www.environmentalevidence.org/SR70.html.

Referencias bibliográficas

- Alvarado U., C. (2000). Micropropagación de *Cattleya skinneri* y *Cattleya skinneri* x *Cattleya maxima* por cultivo de ápices. Trabajo Especial de Grado. Jardín Botánico Lankester y Universidad de Costa Rica, Cartago, Costa Rica.
- Arditti, J. & A. Krikorian (1996). Orchid micropropagation: the path from laboratory to commercialization and an account of several unappreciated investigators. *Botanical Journal of the Linnean Society* 122: 183-241.
- Basker, S. & V. Narmatha Bai (2006). Micropropagation of *Coelogyne stricta* (D. Don) Schltr. via pseudobulb segment cultures. *Tropical and Subtropical Agroecosystems* 6: 31-35.
- Batygina T.B., E.A. Bragina & V.E. Vasilyeva (2003). The reproductive system and germination in orchids. *Acta Biologica Cracoviensia Series Botanica* 45/2: 21-34.
- Geetha, S. & A.S. Sudheer (2000). *In vitro* propagation of *Vanilla planifolia*, a tropical orchid. *Current Science* 79: 886-889.
- Giatti, L. & G.P.P. Lima (2007). BAP (6-benzylaminopurine) in the regeneration *in vitro* of *Blechnum Owen Holmes* Ponkan x *Brassavola digbiana* n° 2. *Ciência e Agrotecnologia* 31: 1279-1285.
- Hew, C.S. & J.W.H. Yong (2004). The physiology of tropical orchids in relation to the industry. Second Edition. World Scientific Publishing Company, Toh Tuck Link, Singapur.
- Hong, P.I., J.T. Chen & W.C. Chang (2008). Plant regeneration via protocorm-like body formation and shoot multiplication from seed-derived callus of a *Maudia* type slipper orchid. *Acta Physiologiae Plantarum* 30: 755-759.
- Huang, L.C., C.J. Lin, C.I. Kuo, B.L. Huang & T. Murashige (2001). *Paphiopedilum* cloning *in vitro*. *Scientia Horticulturae* 91: 111-121.
- Kalimuthu, K., R. Senthilkumar & N. Murugalatha (2006). Regeneration and mass multiplication of *Vanilla planifolia* Andr. a tropical orchid. *Current Science* 91: 1401-1403.
- Kauth, P.J. (2005). *In vitro* seed germination and seedling development of *Calopogon tuberosus* and *Sacoila lanceolata* var. *lanceolata*: two Florida native terrestrial orchids. Tesis de Maestría. University of Florida, Gainesville, USA.

- Kosir, P., S. Škof & Z. Luthar (2004). Direct shoot regeneration from nodes of *Phalaenopsis* orchids. *Acta Agriculturae Slovenica* 83: 233-242.
- Martínez, E.S. & M.L. Moysset Agustí (2006). Prácticas de crecimiento y desarrollo de los vegetales. Publicacions i Edicions de la Universitat de Barcelona, Barcelona, España.
- Park, S.Y., H.N. Murthy & K.Y. Paek (2002). Rapid propagation of *Phalaenopsis* from floral stalk-derived leaves. *In vitro Cellular & Developmental Biology-Plant* 38: 168-172.
- Rännbäck, L.M. 2007. Propagation, cultivation, and breeding of terrestrial temperate orchids, with focus on *Cypripedium* spp. Bachelor project in the Danish-Swedish Horticulture programme, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala, Suecia.
- Rodríguez, L., R. González, A. Díaz, E. Fajardo, E. Sánchez, J. Hernández, M. Castañeira, G. de la Cruz & J. Gonzalez (2005). Producción y recuperación de orquídeas silvestres cubanas [en línea]. Disponible en <www.dama.gov.co>
- Thompson, D.I., T.J. Edwards & J. van Staden (2006). Evaluating asymbiotic seed culture methods and establishing *Disa* (Orchidaceae) germinability *in vitro*: relationships, requirements and first-time reports. *Plant Growth Regulation* 49: 269-284.
- Tirado, J.M., E.J. Naranjo & L. Atehortúa (2005). Propagación *in vitro* de *Phalaenopsis* (Orchidaceae) a partir de protocormos, mediante el sistema de inmersión temporal "RITA". *Revista Colombiana de Biotecnología* VII: 25-31.
- Yamato, M. & K. Iwase (2008). Introduction of asymbiotically propagated seedlings of *Cephalanthera falcata* (Orchidaceae) into natural habitat and investigation of colonized mycorrhizal fungi. *Ecological Research* 23: 329-337.

SECCIÓN 3.

Intervenciones estratégicas aplicadas a la conservación de especies amenazadas venezolanas

César Molina Rodríguez

Hacia la posibilidad de una experiencia de reintroducción del sapito arlequín de Rancho Grande (*Atelopus cruciger*) en Venezuela

Resumen

El sapito arlequín de Rancho Grande (*Atelopus cruciger*: Amphibia: Anura: Bufonidae) está considerado En Peligro Crítico por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza, debido a la drástica disminución de sus poblaciones. De amplia distribución en el pasado, en Venezuela actualmente sólo se tiene evidencia de dos poblaciones relictas que han sido objeto de recientes investigaciones enfocadas en su biología y ecología. Aumentar el número de poblaciones viables es un objetivo indispensable para evitar la extinción de esta especie tan gravemente amenazada. El presente trabajo, realizado entre 2008 y 2009, se enfoca en aspectos poblacionales y de uso de hábitat, a fin de determinar si es factible extraer un conjunto de individuos para conformar un demo poblacional y reintroducirlo dentro de su área de distribución histórica. Los resultados muestran que es factible extraer un conjunto de individuos y proceder a su reintroducción en dos posibles localidades que reúnen condiciones de hábitat semejantes a las registradas en las dos localidades relictas existentes.

Introducción

Las poblaciones de anfibios han registrado severas reducciones a nivel global y extinciones dramáticas desde los años ochenta. Esta situación condujo a la evaluación de todos los anfibios vivientes del mundo utilizando los criterios de las listas rojas de la UICN: la Evaluación Global de los Anfibios (GAA), completada en 2004, arrojó resultados alarmantes, entre los cuales podemos citar que 32% de las casi 6000 especies de anfibios conocidas en el mundo están amenazadas de extinción. Esta declinación no tiene precedentes en otras clases de

Instituto de Zoología y Ecología
Tropical, Facultad de Ciencias,
Universidad Central de Venezuela.
Apdo. 47058. Caracas 1041-A,
Venezuela.
Correo electrónico:
cesar.molina@ciens.ucv.ve

vertebrados en los últimos milenios. La tasa excede, al menos 200 veces, la tasa de extinción media de los últimos 350 millones de años y en los últimos milenios es mayor que la mostrada por las aves (12%) y los mamíferos (23%) [Stuart *et al.* 2004].

A esta situación no escapa el sapito arlequín de Rancho Grande (*Atelopus cruciger*: Amphibia: Anura: Bufonidae) considerada en Peligro Crítico por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza, debido a la drástica disminución de sus poblaciones, estimada en 80% en las tres últimas generaciones, inferencia basada en la desaparición de la mayoría de las poblaciones conocidas históricamente (IUCN 2009). Recientemente se descubrieron dos poblaciones de esta especie en dos localidades ubicadas dentro de los límites del Parque Nacional Henri Pittier (Rodríguez-Contreras *et al.* 2008). Este hallazgo ha catalizado el inicio de trabajos que dan cuenta de aspectos biológicos, ecológicos y de la presencia y prevalencia del hongo epizoótico *Batrachochytrium dendrobatidis* en una de las poblaciones relictas, así como de su contacto con otras especies de anfibios que concurren al mismo hábitat.

Muchas de las poblaciones de esta especie extintas localmente se encontraban en áreas naturales protegidas, lo cual indica que la protección del hábitat no es suficiente y por tanto se requiere de acciones de diferente naturaleza, con la finalidad de alcanzar la recuperación de las poblaciones y sus hábitats, a través de intervenciones estratégicas para la conservación, sean éstas *in situ* y/o *ex situ* (Rodríguez-Contreras *et al.* 2008).

Una alternativa de conservación para esta especie puede ser la reintroducción

de individuos a los fines de mejorar el estatus de conservación de este taxón, entendida la reintroducción como el intento de establecer una especie en un área que fue en algún momento parte de su distribución histórica, pero de la cual ha sido extirpada o en la cual se extinguió (IUCN 1998).

Dado que no se tiene un protocolo de cría de esta especie, una alternativa válida para el repoblamiento es trasladar un grupo de animales provenientes de las dos poblaciones relictas, a una localidad ubicada dentro del área de distribución histórica de la especie que presente características de hábitat semejantes a las mostradas por los dos sitios que hoy día albergan poblaciones viables de *A. cruciger*. A la población reintroducida se le hará un seguimiento a fin de evaluar su establecimiento y si se observa crecimiento poblacional. Pero esta acción requiere determinar si dichas poblaciones son lo suficientemente grandes para soportar una extracción de individuos, e igualmente identificar los potenciales sitios de reintroducción.

Acciones

El trabajo se realizó durante 2008 y 2009, en el Parque Nacional Henri Pittier (107.800 ha) ubicado en la región centro-norte de Venezuela, específicamente en el sector centro-occidental de la serranía del litoral de la cordillera de la Costa. El clima es biestacional con un período de menor precipitación entre diciembre y marzo y uno de mayor precipitación entre abril y noviembre (Huber 1986). Específicamente los sitios de trabajo fueron los ríos Cata y Cuyagua, ambos ubicados en la vertiente norte del parque.

A objeto de conocer si las poblaciones tenían suficientes individuos para realizar una extracción sin efectos sensibles en las mismas, se evaluó, a lo largo de dos

años, el tamaño y estructura poblacional de las dos poblaciones relictas conocidas en la actualidad para esta especie, en un trecho fijo de 800 metros de longitud y un ancho de 5 metros.

La Figura 1 muestra que la población de *A. cruciger* del río Cata fluctuó entre 21 (5,25 ind/1.000 m²) y 66 (16,50 ind/1.000 m²) individuos con los mayores valores asociados a la estación seca. Por su parte, la población del río Cuyagua tuvo mayor variación ya que osciló entre 4 (1,00 ind/1.000 m²) y 51 individuos (12,75 ind/1.000 m²), con el menor valor asociado a la estación de lluvia y a un evento de desbordamiento del río, sucedido en agosto de 2009.

En una evaluación del río Cuyagua, sobre 7 kms se observó la presencia de *Atelopus cruciger*. Si se extrapola la densidad mínima y máxima encontrada en el río Cuyagua a esa área, podemos notar que los valores fluctúan entre 35 (estación de lluvia con un evento extremo de desbordamiento) y 446 individuos (estación seca), sólo para un lado del río, de tal manera que si se extrapola para ambas orillas del río, se doblan esas cantidades (70 y 892 individuos). Esto indica que no debería haber problema si se extrae un grupo de alrededor de 50 ejemplares adultos (entre machos y hembras) durante la estación seca, para iniciar un proceso de reintroducción en otra localidad dentro del parque nacional.

La estructura de tallas fue semejante en ambas localidades y se nota un predominio de los individuos pertenecientes a la clase de talla que va desde los 20 a los 29,9 mm de longitud corporal (Fig. 2). Todos los individuos en la categoría 40-49,9 mm fueron hembras y los individuos de la primera categoría de tallas (1-9,99 mm) fueron individuos recién metamorfoseados.

Bajo estas circunstancias, los individuos seleccionados para ser reintroducidos deberían estar entre los 20 y los 29,99 mm con algunas hembras reproductivamente activas de la categoría de tallas 30-39,9 mm.

Se registró actividad reproductiva relacionada con vocalizaciones de los machos y amplexus entre parejas durante los meses de sequía (noviembre-marzo). Este hecho, unido a la observación de la presencia de recién metamorfos entre los meses de marzo y abril en ambas localidades, nos indica que la población está activamente reproductiva y que la extracción de individuos de estas poblaciones con fines de reintroducción será compensada por el ingreso de nuevos reclutas a la población.

A los fines de ver qué tipo de microhábitat utilizaban los individuos de esta especie, se evaluó el uso del hábitat por parte de individuos adultos y juveniles de *A. cruciger* en ambas localidades. Entre los resultados, tenemos que esta especie está fuertemente asociada a los cursos de agua. Más de 85% de los individuos utilizaron microhábitats localizados fuera de la corriente en términos generales, pero durante la estación seca hubo un incremento en el uso de microhábitats ubicados dentro de la corriente.

Los individuos utilizaron sustratos comprendidos desde la orilla del río hasta los siete metros, con dos notables excepciones de individuos hallados a 35 y 70 metros en ocasión de una fuerte lluvia. Sin embargo, la franja aledaña a la corriente de mayor utilización fue la de los tres primeros metros (Fig. 3).

Con respecto al uso de los distintos microhábitats, la Figura 4 muestra que los sustratos de mayor utilización por

parte de los individuos de *A. cruciger* para ambas localidades son los rocosos, seguidos de la hojarasca, los sustratos arenosos y la vegetación. Con respecto a este último sustrato, se observó que 99% de los individuos que utilizaron la vegetación se localizó en las hojas de *Asplundia* sp. (Cyclanthaceae).

De modo que el sitio que se seleccione para realizar la reintroducción del demo poblacional experimental, debe contener al menos una buena proporción de rocas tanto dentro como fuera de la corriente de agua. La vegetación de la franja aledaña a la corriente debe ser dominada en cobertura por ejemplares del género *Asplundia*.

Finalmente, se prospectaron y caracterizaron 17 cursos de agua, sitios con hábitats adecuados (quebradas y ríos) para *Atelopus cruciger* en la vertiente norte y sur del Parque Nacional Henri Pittier, a los fines de seleccionar un sitio con potencial (hábitat con condiciones parecidas a las que utilizan las poblaciones relictas actuales) para implementar una reintroducción experimental de un demo poblacional de *A. cruciger*. En este conjunto de sitios hay dos localidades que tienen alto potencial para reintroducir a la especie focal, por poseer el conjunto de microhábitats que son utilizados actualmente por *A. cruciger* y que están dentro de la distribución histórica conocida de la especie. Uno de

Figura 1. Tamaño poblacional de *A. cruciger* en las localidades del río Cata y el río Cuyagua.

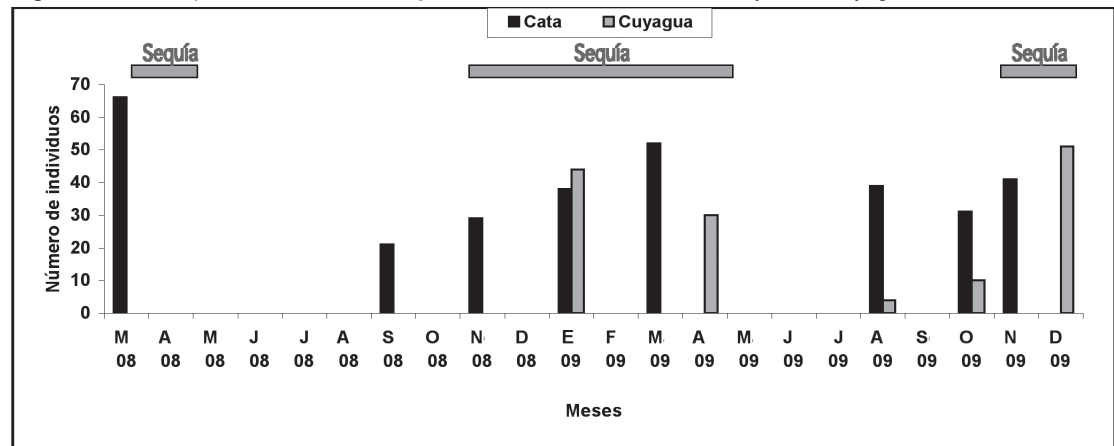


Figura 2. Estructura de tallas corporales de las poblaciones de *A. cruciger* en los ríos Cata (n = 274) y Cuyagua (n = 139).

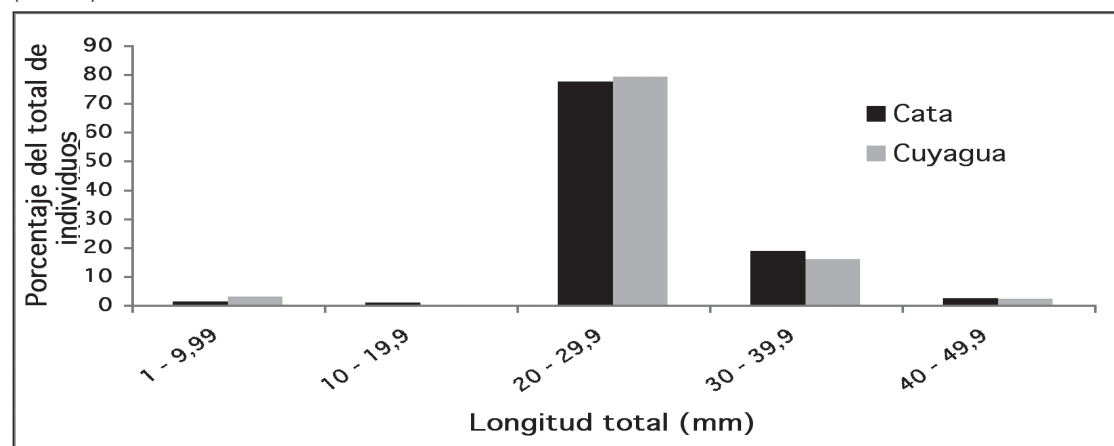


Figura 3. Distancia de los individuos de *A. cruciger* a la orilla del río Cata (n = 259) y del río Cuyagua (n = 161).

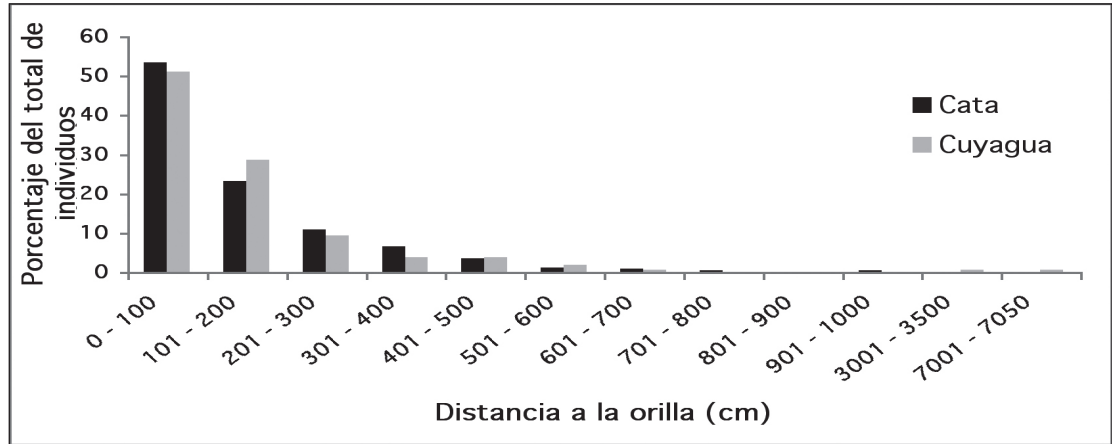
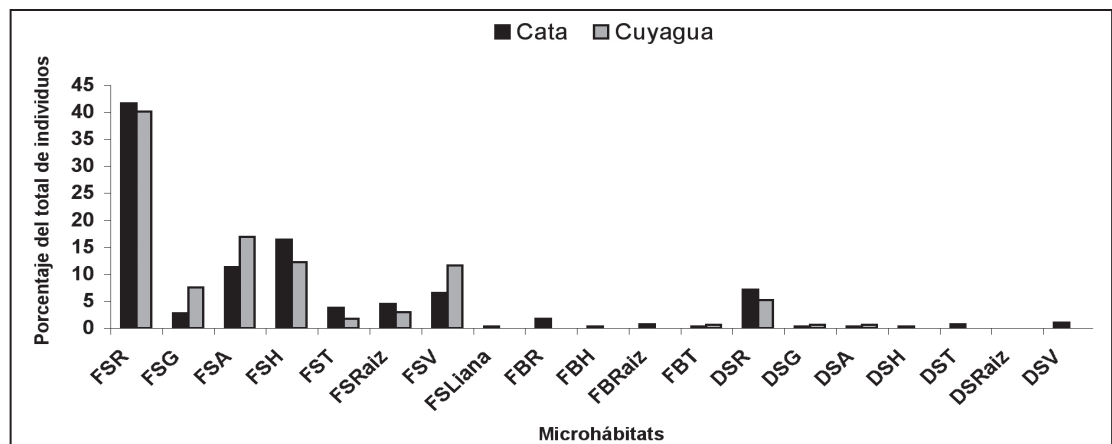


Figura 4. Utilización de los distintos microhábitats por parte de *A. cruciger* en los ríos Cata (n = 293) y Cuyagua (n = 172).



ellos es la quebrada del puente de Hierro (10°20,851'N/67°40,830'O; 1.085 msnm) cerca de la Estación Biológica de Rancho Grande, localidad donde se realizó un estudio de la historia natural de esta especie a finales de la década de 1950 (Sexton 1958). La segunda localidad es la quebrada de María Lionza en la carretera a Choroni (10°21'03,9"N/67°35'14"O; 1.136 msnm).

Consecuencias

Los datos aquí recabados permiten señalar que las dos poblaciones relictas de los ríos Cata y Cuyagua mantienen tamaños poblacionales y estructuras de

talla (edad) adecuadas para permitir la extracción de un conjunto de individuos que conformen un demo poblacional a ser reintroducido en una localidad dentro de su área de distribución histórica. Esta extracción será compensada, ya que ambas poblaciones están reproductivamente activas y los individuos extraídos serán sustituidos por los nuevos reclutas que ingresan cada estación seca a las poblaciones relictas. Hay dos sitios potenciales donde liberar al demo poblacional experimental, con características de hábitat semejantes a las registradas en ambas poblaciones relictas. Uno de ellos

mantuvo poblaciones hasta mediados de la década de 1980 y otro está dentro de su área de distribución. De modo que si el Ministerio del Poder Popular para el Ambiente otorga los permisos necesarios para esta reintroducción experimental, sólo restaría trabajar en lo siguiente: a) Seleccionar de un pequeño conjunto individuos adultos y juveniles de las dos poblaciones, con base en su condición física para conformar el demo poblacional a ser reintroducido experimentalmente; b) Reintroducción del demo poblacional en una de las localidades seleccionadas con base en las características de su hábitat; c) Hacer un seguimiento poblacional (número y estructura de sexo y talla); d) Evaluar el uso del hábitat y el comportamiento de la población reintroducida; e) Evaluar la presencia de eventos asociados con la reproducción (vocalizaciones y amplexus) y; f) Realizar una evaluación del éxito o no del proceso de reintroducción en términos de la estabilidad y crecimiento de la población reintroducida.

Agradecimientos

En primer lugar debo agradecer a Provita por su invitación a participar en el proyecto “Conservación de especies amenazadas basada en evidencia: sistematización y evaluación para fomentar la innovación, la efectividad y el éxito”, con el subproyecto “Distribución geográfica y ecológica, estatus poblacional, uso de hábitat y reintroducción del sapito arlequín de Rancho Grande (*Atelopus cruciger*) en el Parque Nacional Henri Pittier”. En segundo lugar a Irene Carolina Fedón, Gilson Rivas, Alejandro Moreno, Vicky Malavé, Pedro Cabello, Ramón Rivero, Edward Camargo, Alberto García y Nelson Castro, por su invaluable

ayuda en las labores de campo, y a las infatigables Rosa De Oliveira, Janeth Lessmann y Elena Bulmer por todo el trabajo indispensable para llevar a feliz término este proyecto.

Referencias bibliográficas

- Huber, O. (1986). La selva nublada de Rancho Grande, parque nacional Henri Pittier. Fondo editorial Acta Científica Venezolana. Caracas, Venezuela.
- IUCN (1998). IUCN Guidelines for Re-introduction. Prepared by the IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 10 p.
- IUCN (2009). IUCN Red List of Threatened Species. Version 2009.2 [en línea]. Consultado el <5 ene. 2010> en <www.iucnredlist.org>
- Rodríguez-Contreras, A., J.C. Señaris, M. Lampo & R. Rivero (2008). Rediscovery of *Atelopus cruciger* (Anura: Bufonidae): current status in the Cordillera de La Costa, Venezuela. *Oryx* 42:301-304.
- Sexton, Owen (1958). Observations on the life history of a Venezuelan frog, *Atelopus cruciger*. *Acta Biol. Venezuelica* 2: 235-242.
- Stuart, S.N., J.S. Chanson, N.A. Cox, B.E. Young, A.S.L. Rodríguez, D.L. Fischman & W. Waller (2004). Status and trends on amphibian declines and extinctions worldwide. *Science* 306: 1783-1786.

Tito Barros¹,
Magddy Jiménez-Oraá^{2,3},
Heide Joana Heredia³,
Andrés E. Seijas²

Colecta de huevos de caimanes (*Crocodylus acutus* y *C. intermedius*) en Venezuela para fines de conservación

Resumen

Durante 2009, huevos de los caimanes venezolanos (*Crocodylus intermedius* y *C. acutus*) fueron colectados en áreas naturales, e incubados artificialmente en condiciones muy rústicas. El éxito de eclosión fue 53,7% para los huevos de *C. intermedius* colectados en el río Manapire (estado Guárico), y algo mayor (65,6%) para los huevos de *C. acutus* colectados en los ríos: Santa Ana y Río Negro (estado Zulia). Estos números podrían incrementarse a medida que las condiciones de incubación mejoren en el futuro. Se obtuvo un total de 316 juveniles, que fueron llevados a instalaciones de cría donde serán mantenidos hasta que alcancen una talla adecuada para su liberación en un área natural. La participación de pobladores locales en este proyecto debe considerarse como uno de los resultados más importantes.

Antecedentes

La colecta de huevos de cocodrilos de nidos naturales para su posterior incubación en nidos artificiales, es una actividad que ha sido ampliamente utilizada en el manejo de cocodrilos con fines comerciales y de conservación (Webb *et al.* 1987). Después de colectados, los huevos son incubados en nidos artificiales y los juveniles producidos son criados en cautiverio hasta que pueda cosecharse su piel y/o carne, o hasta que puedan ser liberados en ambientes naturales. En el último caso, se liberan cuando han alcanzado una talla con la cual son presa de pocos depredadores naturales, con el objetivo de restaurar o reforzar poblaciones silvestres y acelerar su recuperación.

¹Museo de Biología, Facultad Experimental de Ciencias Universidad del Zulia. Apdo. 526, Maracaibo, Venezuela.

²Universidad Nacional Experimental de los Llanos Occidentales Ezequiel Zamora, Guanare 3350, Venezuela.

³Nuevos Horizontes, Guanare, Venezuela

¹Correo electrónico: porosaurus@cantv.net

En Venezuela, el caimán del Orinoco (*Crocodylus intermedius*) y el de la costa (*C. acutus*) permanecen en poblaciones pequeñas y dispersas en áreas aisladas a lo largo de su rango de distribución original (Seijas 2007, Seijas *et al.* 2008). Uno de los muchos factores que impiden la recuperación de sus poblaciones es la recolección de los huevos para el consumo de los pobladores locales (Thorbjarnarson 1993, Jiménez-Oraá *et al.* 2007). Desde el punto de vista de la conservación, la colecta de huevos y su posterior incubación en nidos artificiales tiene como objetivo evitar la depredación humana y la pérdida de huevos a causa de otros factores que pueden afectar el éxito reproductivo. En este artículo, se discute los métodos y resultados de la colecta de huevos de dos poblaciones de cocodrilos en Venezuela.

Acción

La colecta de huevos de caimanes se realizó en dos cuencas: el río Manapire (población de *C. intermedius* en el estado Guárico, 8°22'24"N, 66°14'53"O) y el río Santa Ana con su tributario el Río Negro (población de *C. acutus*, estado Zulia, 9°34'51"N, 72°12'43"O). Las características de las poblaciones de estos cocodrilos y las condiciones socioeconómicas del ambiente que las rodea varían mucho entre las dos cuencas. En el río Manapire, la población de caimán del Orinoco está severamente disminuida; el río está dividido en brazos que pierden la conectividad durante la temporada seca formando un conjunto de lagunas elongadas, donde permanecen unos pocos caimanes. Aunque la región está

escasamente habitada, los pobladores pueden llegar fácilmente caminando hasta las lagunas mencionadas, las cuales son visitadas rutinariamente durante la temporada seca por personas en busca de huevos de tortuga (*Podocnemis unifilis*). Los pocos nidos de caimán en el área también son encontrados por estas personas y los huevos son recolectados para su consumo. En los ríos Santa Ana y Río Negro (llamados Santa Ana a partir de ahora) la población de *C. acutus* nunca ha sido evaluada. El área está habitada por colonos, dedicados a la agricultura y cría de Ganado, y por indígenas de la etnia Barí. Estos últimos han usado tradicionalmente los recursos del río, recolectan huevos de caimán para su consumo y últimamente para comercio.

En cada una de las dos áreas, se realizó la búsqueda de nidos a lo largo de los bancos del río. Una vez ubicados, los huevos fueron colectados en cajas plásticas aislantes siguiendo las recomendaciones estándar de manipulación y transporte (Hutton & Webb 1992). Se utilizó sustrato del nido original (mayoritariamente arena) para cubrir completamente los huevos dentro de las cajas. Cuando fue necesario, se agregó agua para aumentar la humedad del sustrato de incubación, pero sin llegar al punto de saturación. En todos los casos, el proceso completo de incubación podría ser calificado como rústico, por requerir gastos muy bajos y ser implementado cerca de los sitios de colecta.

En cada localidad el procedimiento de incubación varió un poco. En Santa Ana, las cajas de aislamiento (un nido por caja) fueron transportadas

hasta una comunidad rural cercana y se instalaron dentro de un cuarto; cinco bombillos eléctricos se usaron para producir calor y mantener la temperatura del cuarto alrededor de 32°C, particularmente durante la noche. Un procedimiento similar fue usado en Manapire, pero allí no se utilizó una fuente de calor para mantener la temperatura.

Consecuencias

En 2009, se colectó un total de 14 nidos de caimanes y 521 huevos fueron incubados en nidos artificiales (Tabla 1) obteniéndose un éxito de eclosión total de 60,7%. Esta última cifra es ligeramente menor que los valores reportados por Jiménez-Oraá y colaboradores (2007) y Mercario y otros autores (2008) en trabajos previos (61,9% y 71,7%, respectivamente) en las mismas localidades. Un éxito de eclosión superior a 80% ha sido obtenido para huevos de caimán del Orinoco incubados en condiciones mejor controladas (Seijas & González 1994).

Si las nidadas en Manapire y Santa Ana hubieran sido dejadas en su nido original, los huevos hubieran sido depredados por las personas que usualmente recorren los bancos de estos ríos en busca de recursos alimenticios. Incluso sin la intervención humana, una gran proporción de nidos o juveniles (90% o más) podría perderse naturalmente debido a depredación o a condiciones ambientales inadecuadas, tal como ha sido reportado para otras especies de cocodrilos (Pooley & Ross 1989). Por lo tanto, la colecta de huevos para incubación en nidos artificiales aumenta en gran medida el número de

juveniles que pueden ser producidos en una población natural. Estos juveniles son llevados a instalaciones de cría en cautiverio donde son mantenidos por un año o más, antes de ser liberados en su ambiente natural. Este procedimiento, anteriormente implementado en Venezuela, ha dado como resultado la liberación, en varias localidades del país, de 434 juveniles de caimán del Orinoco provenientes de huevos colectados en el río Manapire (Jiménez-Oraá *et al.* 2007). Así mismo, durante los años 1992 y 1993, 576 caimanes del Orinoco fueron liberados en el río Capanaparo, de donde eran originarios los huevos colectados en años anteriores (Thorbjarnarson & Arteaga 1995).

Un componente muy importante de cualquier programa de colecta de huevos para conservación es la participación de los pobladores locales. En el caso del río Manapire, campesinos y pobladores de las comunidades rurales participaron tanto en las búsquedas de nidos como en el cuidado posterior durante el proceso de incubación. En el caso de los ríos Santa Ana y Río Negro, las actividades de búsqueda y cuidado de los nidos fueron implementadas con la ayuda de indígenas Bari, quienes han usado tradicionalmente los huevos de caimanes como fuente de alimento. La participación de las comunidades locales debe ser una parte integral de este tipo de programa, si se espera lograr con éxito la conservación a largo plazo de estos cocodrilos.

Un resultado colateral de la colecta de huevos con fines de conservación fue el incremento en el conocimiento del estatus poblacional de estas especies y de las presiones que tanto los humanos

Tabla 1. Número de nidos y huevos de cocodrilos colectados con fines de conservación en tres localidades de Venezuela.

Especie y localidad	Nº nidos colectados	Nº huevos incubados	Nº juveniles producidos	Éxito de eclosión (%)
<i>C. intermedius</i> , Río Manapire	4	216	116	53,7
<i>C. acutus</i> , Ríos Santa Ana y Negro	10	305	200	65,6
Total	14	521	316	60,7

como otros depredadores ejercen sobre ellas. Trabajos previos en el río Manapire han permitido conocer que al menos 8 hembras han puesto huevos entre los años 2001 y 2005, mientras que ninguno de los conteos nocturnos realizados hasta la fecha han obtenido ese número de adultos (Jiménez-Oraá *et al.* 2007). En Santa Ana, los indígenas barí indicaron que es posible colectar cerca de 30 nidos en los ríos Santa Ana y Río Negro durante una temporada reproductiva, lo cual da una idea de lo grande que es la población de *C. acutus* en esa región.

Durante 2009, otras poblaciones de estos dos caimanes fueron evaluadas. Se encontró que otras localidades en el estado Zulia con un gran potencial para implementar programas de colecta de huevos para el caimán de la costa son el embalse de Pueblo Viejo y el río Chama, donde se identificaron dos y tres áreas de anidación, respectivamente. Con respecto a *C.*

intermedius, el río Cojedes alberga la población conocida más grande de la especie y durante 2009 se evidenció que al menos 30 hembras pusieron huevos allí (Seijas & Chávez 2000, 2002). Todos los sitios de anidación fueron geo-referenciados.

En resumen, la pérdida de nidos debida a la depredación humana y a factores ambientales justifica la implementación de colectas de huevos de cocodrilos con fines de conservación. Si las técnicas de incubación se mejoran, el porcentaje de juveniles obtenidos puede aumentar sustancialmente. La información sobre el estatus poblacional de las especies, obtenida durante este tipo de actividad es muy valiosa para evaluar las tendencias poblacionales a largo plazo. Por último, la participación de los pobladores locales es otro componente de gran valor para este tipo de programa.

Referencias bibliográficas

- Hutton, J. & G.J.W. Webb (1992). Introduction to farming. pp. 1-40. En: R. Luxmoore (ed.). Directory of crocodilian farming operations (2ª ed.). Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN.
- Jiménez-Oraá, M., A.E. Seijas, M. Jiménez-Oraá & H.J. Heredia (2007). Colecta de huevos como estrategia de conservación del caimán del Orinoco (*Crocodylus intermedius*) en el río Manapire, Guárico, Venezuela. Biollania Edición Especial 8: 36-42.
- Mercario, J., H. Mercario, C. Valeris, T. Barros & O. Gómez (2008). First experience in *ex situ* incubation of wild clutches of the American crocodile (*Crocodylus acutus*) in

- Machiques de Perijá, Zulia state, Venezuela. pp. 68. En: Proceedings of 19th Working Meeting of the Crocodile Specialist Group. IUCN/SSC, Santa Cruz, Bolivia.
- Pooley, A.C. & C.A. Ross (1989). Mortality and predators. pp. 79-91. En: C. Ross (ed.). Crocodiles and alligators. Weldon Owen Pty Limited, Silverwater, Australia.
- Seijas, A.E. (2007). Tendencias de las poblaciones del Caimán del Orinoco (*Crocodylus intermedius*) en Venezuela: Balance de las investigaciones de los últimos 30 años. Biollania 8 (Edición Especial): 11-21.
- Seijas, A.E. & C. Chávez (2000). Population status of the Orinoco crocodile (*Crocodylus intermedius*) in the Cojedes river system, Venezuela. Biological Conservation 94: 353-361.
- Seijas, A.E. & C. Chávez (2002). Reproductive status and nesting ecology of the Orinoco crocodile (*Crocodylus intermedius*) in the Cojedes River System, Venezuela. Vida Silvestre Neotropical 11: 23-32.
- Seijas, A.E. & I. González (1994). Incubación artificial de huevos de Caimán del Orinoco. Revista Unellez de Ciencia y Tecnología 12: 36-41.
- Seijas, A.E., A. Urdaneta & T. Barros (2008). Tasas de crecimiento durante primer año de vida y la temporada de eclosión de Caimán de la costa (*Crocodylus acutus*) en Venezuela. Boletín del Centro de Investigaciones Biológicas 42: 445-459.
- Thorbjarnarson, J.B. (1993). Efforts to conserve the Orinoco crocodile in the Capanaparo River, Venezuela. pp. 320-322. En: Zoocría de los Crocodylia: Memorias de la I Reunión Regional del Grupo de Especialistas en Cocodrilos. UICN, Gland, Suiza.
- Thorbjarnarson, J.B. & A. Arteaga (1995). Estado poblacional y conservación del Caimán del Orinoco en Venezuela. pp. 159-170. En: A. Larriera & L.M. Verdade (eds.). La conservación y manejo de caimanes y cocodrilos de América Latina. Fundación Banco Bica, Santa Fé, Argentina.
- Webb, G.J.W., P. Whitehead & C. Manolis (1987). Crocodile management in the Northern Territory of Australia. pp. 107-124. En: G.J.W. Webb, C. Manolis & P. Whitehead (eds.). Wildlife management: crocodiles and alligators. Surrey Beatty and Sons Pty Limited in Association with the Conservation Commission of the Northern Territory, Chipping Norton, Australia.

Andrés E. Seijas,
Magddy Jiménez-Oraá,
Ariel S. Espinosa Blanco,
José Castillo,
Nisson Arcila

Monitoreo del estado de las poblaciones del caimán del Orinoco (*Crocodylus intermedius*) en Venezuela

Resumen

El monitoreo de poblaciones de caimán del Orinoco (*Crocodylus intermedius*) por medio de conteos nocturnos es esencial para evaluar tendencias, pero estos conteos muestran una gran variabilidad por factores que no siempre están bajo control en las investigaciones. El conteo de nidos o de grupos de crías recién nacidas ofrece una mejor estimación del número de adultos en la población y es más confiable para evaluar tendencias a largo plazo. Se llevaron a cabo conteos nocturnos de poblaciones de *C. intermedius* en los ríos Cojedes, Manapire y Capanaparo. En comparación con la situación en los otros ríos, en los sectores evaluados del Cojedes la especie mostró índices de abundancia relativa (IAR) altos, pero menores a los que se encontraban en los años 1996-1997. En los segmentos evaluados del Capanaparo también parece haber ocurrido un declive de la población. En el Manapire existen pocas evaluaciones previas, insuficientes para hacer comparaciones. La búsqueda de nidos y crías recién nacidas reveló que en el Cojedes unas 30 hembras anidaron en 2009, cifra similar a la de años previos. Tres hembras se reprodujeron en el sector del Capanaparo evaluado, el mismo número que se encontró en el año 2000. En el Manapire se encontraron cinco nidos en 2009 y el número de adultos en la población debe ser de al menos 10, mayor que el obtenido en los conteos nocturnos. En futuras evaluaciones sería pertinente combinar ambos métodos de evaluación de la población para obtener resultados más confiables.

Antecedentes

Crocodylus intermedius es una especie endémica de la cuenca del río Orinoco. El hábitat óptimo de este cocodrilo está constituido por ríos llaneros con amplias playas arenosas, principalmente los de aguas blancas, donde en el pasado alcanzó su máxima abundancia

Universidad Nacional Experimental
de los Llanos Occidentales Ezequiel
Zamora, Guanare 3350, Venezuela
Correo electrónico:
aeseijas@cantv.net

(Medem 1981, 1983). Fue muy común en ríos intermitentes (caños) y ocupaba también, al menos de manera temporal, esteros y lagunas. Hoy en día es posible encontrarlo en algunos embalses, pero aparentemente estos constituyen un hábitat pobre para esta especie (Blohm 1982, Seijas & Meza 1994).

A partir del año 1929 se inició en Venezuela la cacería comercial de cocodrilos a gran escala, que afectó al caimán del Orinoco, así como al otro gran cocodrilo del país, el caimán de la costa (*C. acutus*). Esa explotación comercial se prolongó hasta los años sesenta del siglo pasado, cuando las poblaciones de ambas especies ya habían sido diezgadas en la mayor parte de su área de distribución histórica, produciéndose incluso extinciones locales. En la actualidad la cacería comercial está prohibida. Sigue existiendo cacería furtiva para el consumo de la grasa o de la carne, o porque los cocodrilos son considerados por los habitantes rurales como una amenaza para ellos o sus animales domésticos. Otros factores adversos son las muertes accidentales en redes de pesca, el saqueo de nidadas para el consumo humano, la colecta de crías para la venta como mascotas y la destrucción y degradación de hábitats.

El caimán del Orinoco ha sido considerado como uno de los cocodrilos más seriamente amenazados del mundo, debido a sus bajos niveles poblacionales y a su reducida distribución geográfica (Ross 1998). Está listado en el Apéndice I de CITES y en la Lista Roja de la UICN como “Críticamente amenazado” (www.iucnredlist.org) y catalogado “En Peligro Crítico” en el Libro Rojo de la Fauna Venezolana (Rodríguez & Rojas-Suárez 2008). Fue declarado oficialmente por el Estado venezolano “En peligro de extinción” (Decreto 1485, Gaceta Oficial

No. 36.059, República de Venezuela, 11 de septiembre de 1996).

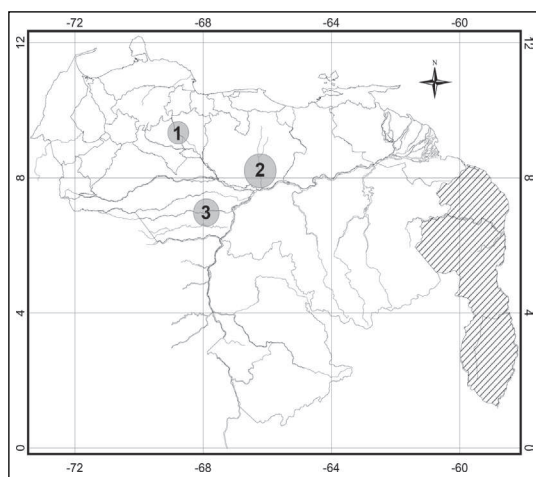
La primera evaluación del estado poblacional de *C. intermedius* en Venezuela sólo pudo constatar la presencia de 273 individuos, repartidos en diez localidades de los llanos (Godshalk 1978, 1982). La mayor parte de ellos (56,4%) se encontraba en dos ríos: Capanaparo del estado Apure y Cojedes (estados Cojedes y Portuguesa). Estudios posteriores han confirmado la importancia de esas poblaciones y se han evaluado otros ríos y caños con variada intensidad. En 1990 se inició un programa de restauración poblacional cuyo logro más resaltante ha sido el restablecimiento de una población en el hato El Frío-caño Guaritico y áreas aledañas, en el estado Apure (Antelo 2008).

Con la excepción del esfuerzo realizado en secciones del río Cojedes y en el hato El Frío, el estado de las poblaciones del caimán del Orinoco no ha sido evaluado de manera sistemática (Seijas & Chávez 2000, Seijas 2007, Ávila Manjón 2008, Antelo 2008). La conservación de cualquier especie amenazada requiere un conocimiento constante de su situación poblacional que permita, para cada localidad, poner en práctica las medidas de manejo más adecuadas que garanticen su permanencia. En este trabajo se muestran los resultados de un monitoreo rápido efectuado en tres de las principales poblaciones naturales de la especie y se destacan las limitaciones de este tipo de trabajos puntuales al momento de sacar conclusiones útiles para el diseño de estrategias de conservación.

Acciones

Los recorridos nocturnos se realizaron en sectores de los ríos Cojedes (Cojedes), Manapire (Guárico) y Capanaparo (Apure), en una lancha de aluminio de 12 pies con un motor fuera de borda de 15 hp (Fig. 1). Los

Figura 1. Los círculos muestran la ubicación de las tres localidades de Venezuela donde las poblaciones del caimán del Orinoco (*Crocodylus intermedius*) fueron evaluadas. [1] río Cojedes; [2] río Manapire; [3] río Capanaparo.



animales fueron detectados con la ayuda de lámparas de 150.000 candelas, conectadas a una batería de 12 voltios. A los individuos observados se les estimó la talla (longitud total, LT) y fueron ubicados en una de las siguientes categorías: Pequeños y Juveniles (<180 cm de LT), Sub-adultos (180-239,9 cm LT) y Adultos (≥ 240 cm LT). Los individuos recién nacidos (<30 cm LT) no fueron considerados en los análisis. Se calculó el Índice de Abundancia Relativa (IAR)

como número de cocodrilos observados por kilómetro recorrido. La información relacionada con la presencia de nidos o crías recién nacidas fue recogida para determinar el estado reproductivo de la población en cada sector o localidad.

Consecuencias

Se evaluó el estado de las poblaciones de *C. intermedius* en dos sectores del río Cojedes: La Batea-confluencia (LBC) y confluencia-caño Amarillo (CAM); dos sectores del río Capanaparo: Piedra Azul y Agua Linda; y ocho sectores del río Manapire: Chigüichigüe, Laguna Larga, El Invienero, La Encantada, Cogollal, La Puerta, Manapire Viejo y El Puente. En la Tabla 1 se resumen los resultados de las evaluaciones. Para el caso del río Manapire se agruparon los datos de los ocho sectores muestreados, ya que cada uno de ellos representa un pequeño segmento de río (de 0,5 a 2,4 km) para una longitud total de 10,8 km.

En primer lugar destaca que para un mismo segmento (en este caso LBC) los IAR variaron ampliamente en fechas muy cercanas, lo que indica la dificultad de saber con exactitud el estado de una

Tabla 1. Número de caimanes (*Crocodylus intermedius*) observados durante la temporada seca de 2009 en los sectores La Batea - confluencia (LBC) y confluencia - caño Amarillo (CAM) del río Cojedes; Piedra Azul (PA) y Agua Linda (AL) del río Capanaparo y ocho secciones dispersas del río Manapire. IAR: Índice de Abundancia Relativa.

Río	Sector	Fecha	*Categorías de tamaño			SD	Total caimanes	IAR (ind/km)
			II y III	IV	V			
Cojedes	LBC (7,3 km)	20-mar-09	14	1	3		18	2,46
		16-abr-09	9	2	6		17	2,33
		08-may-09	17	3	14		34	4,66
	CAM (12,3 km)	08-may-09	9	1	2		13	1,06
Manapire	Todos (10,8 km)	17-26 feb 2009	21	4	7	7	39	3,61
Capanaparo	PA (12,8 km)	04-jun-09	0	1	0	1	2	0,16
	AL (14,3 km)	05-jun-09	1	2	3	0	6	0,42

*Categorías de tamaño en cm de Longitud Total: II (60-119,9: pequeños); III (120-179,9: juveniles); IV (180-239,9: Sub-adultos); V (≥ 240 : adultos).

población basado en datos de un sólo muestreo. Pero aun con datos limitados, como los que están basados en un sólo muestreo, es posible constatar como el estado poblacional de *C. intermedius* es muy variable, con ríos con IAR muy bajos (como el Capanaparo) y otros con IAR relativamente altos (como el señalado para LBC, en el río Cojedes).

El IAR para el río Manapire puede no ser representativo, por estar basado en muestreos de pequeños segmentos que en conjunto abarcan sólo 5,4% de los últimos 200 km de este río antes de desembocar en el Orinoco. En El Inviernero, por ejemplo, se observaron 11 caimanes en 0,73 km de río, lo que arroja un alto IAR de 15,1 ind/km, pero es posible que existan muchos otros segmentos (como El Puente y La Puerta) donde *C. intermedius* no esté presente.

En los dos sectores del río Cojedes evaluados en esta oportunidad, se ha realizado monitoreo de sus poblaciones que abarcan muchos años desde 1993 (Seijas & Chávez 2000, 2002; Chávez 2002, Ávila Manjón 2008). Por tanto, los datos de la Tabla 1 pueden ser comparados y analizados para establecer si existe alguna tendencia. El IAR más alto obtenido en el presente estudio (4,66 ind/km) es similar al valor más bajo obtenido entre los años 1996-1997, lo cual es un indicativo de que la población estaría declinando (Seijas & Chávez 2000).

En el caso del río Manapire las evaluaciones de algunos sectores han sido más esporádicas y los aparentes cambios en el tamaño y la estructura poblacional son difíciles de interpretar (Jiménez-Oraá 2002, Heredia 2005).

Más esporádicas aún han sido las evaluaciones en el río Capanaparo

(Godshalk 1978, Thorbjarnarson & Hernández 1992, Llobet 2002). Éstas se han llevado a cabo empleando métodos diferentes y abarcando segmentos que sólo se sobreponen parcialmente. Los segmentos evaluados en esta oportunidad arrojan valores de IAR menores a los que encontró Llobet (2002), un dato importante a tener en cuenta al momento de diseñar una estrategia de manejo.

En los tres ríos visitados se buscaron nidos o grupos de neonatos que indicaran la ubicación de una hembra reproductivamente activa. Así se pudo determinar que al menos cinco hembras se reprodujeron en el Manapire, tres en el Capanaparo y 30 en el Cojedes. En los dos primeros casos la distancia entre los nidos localizados hace pensar que existía un macho adulto por nido localizado. En el caso del Cojedes, donde varios nidos están cercanos entre sí, se puede asumir de manera conservadora que existe un macho adulto por cada cuatro hembras con nido (Seijas & Chávez 2002). El número mínimo de adultos

Tabla 2. Número de *Crocodylus intermedius* adultos reproductivamente activos (basado en nidos o grupos de recién nacidos localizados) en las secciones de los tres ríos evaluados.

Río	No. de hembras adultas	No. de machos	Total adultos (N° mínimo)
Manapire	5	5	10
Capanaparo	3	3	6
Cojedes	30	8	38

reproductivamente activos en cada río aparece en la Tabla 2.

Si se compara la cifra de adultos estimada en la Tabla 2, se observa que ésta supera ampliamente los valores obtenidos en los conteos nocturnos (ver Tabla 1), por lo que la localización y el seguimiento en el tiempo del éxito reproductivo es un método más confiable y directo para evaluar las tendencias de las poblaciones a largo plazo. El número de nidos exitosos localizados en el Capanaparo, por ejemplo, es el mismo que encontró Llobet (2002) para el mismo sector en el año 2000.

En conclusión, el monitoreo de las poblaciones de *C. intermedius* requiere de evaluaciones nocturnas, pero éstas arrojan resultados muy variables, por lo que es necesario hacer varios conteos durante una misma temporada, lo que daría una mejor idea del estado de la población. La evaluación basada en la reproducción revela mejor cuál es el número de adultos en la población y el mejor indicador de las tendencias a largo plazo.

Referencias bibliográficas

Antelo Albertos, R. (2008). Biología del cocodrilo o caimán del Orinoco (*Crocodylus intermedius*) en la Estación Biológica El Frío, Estado Apure (Venezuela). Universidad Autónoma de Madrid, Madrid.

Ávila-Manjón, P. M. (2008). Estado poblacional del caimán del Orinoco (*Crocodylus intermedius*) en el río Cojedes, Venezuela. Maestría, UNELLEZ, Guanare.

Blohm, T. (1982). Husbandry of Orinoco crocodiles (*Crocodylus intermedius*) in Venezuela. pp. 267-285. En: Crocodiles: Proceedings of the 5th Working Meeting

of the Crocodile Specialist Group. IUCN-The World Conservation Union. Gland, Switzerland.

Godshalk, R. (1978). El caimán del Orinoco, *Crocodylus intermedius*, en los Llanos Occidentales de Venezuela con observaciones sobre su distribución en Venezuela y recomendaciones para su conservación. FUDENA, Caracas, 58 pp.

Godshalk, R. (1982). Status and conservation of *Crocodylus intermedius* in Venezuela. pp. 39-53. En: Crocodiles: Proceedings of the 5th Working Meeting of the IUCN/SSC Crocodile Specialist Group, SSC. Gainesville, FL. IUCN Publ. N.S., Gland, Switzerland.

Heredia, H.J. (2005). Estado poblacional del caimán del Orinoco (*Crocodylus intermedius*) en tres sectores del río Manapire, Guárico, Venezuela. UNELLEZ, Guanare.

Jiménez-Oraá, M. (2002). El caimán del Orinoco (*Crocodylus intermedius*) en los sectores Laguna Larga y Chigüichigüe del río Manapire, Guárico, Venezuela. Tesis de Maestría, UNELLEZ, Guanare.

Llobet, A. (2002). Estado poblacional y lineamientos de manejo del caimán del Orinoco (*Crocodylus intermedius*) en el río Capanaparo (Apure, Venezuela). Tesis de Maestría, UNELLEZ, Guanare.

Medem, F. (1981). Los Crocodylia de Sur América, Vol. I. Los Crocodylia de Colombia. Editorial Carrera 7a. Ltda, Bogotá. 354 pp.

Medem, F. (1983). Los Crocodylia de Sur América, Vol. II. Editorial Carrera 7a. Ltda, Bogotá. 270 pp.

Rodríguez, J.P. & F. Rojas-Suárez (2008). Libro Rojo de la fauna Venezolana. Tercera Edición edition. Provita y Shell de Venezuela. S.A. Caracas. 364 pp, Caracas.

Ross, J.P. (1998). Crocodiles: Status survey and conservation action plan. Gland, Switzerland: IUCN/SSC Crocodile Specialist Group.

Seijas, A.E. (2007). Tendencias de las poblaciones del caimán del Orinoco (*Crocodylus intermedius*) en Venezuela: Balance de las investigaciones de los últimos 30 años. Biollania 8 (Edición Especial):11-21.

Seijas, A.E. & C. Chávez (2000). Population status of the Orinoco crocodile (*Crocodylus intermedius*) in the Cojedes river system, Venezuela. Biological Conservation 94:353-361.

Seijas, A.E. & C. Chávez (2002). Reproductive status and nesting ecology of the Orinoco crocodile (*Crocodylus intermedius*) in the Cojedes River System, Venezuela. Vida Silvestre Neotropical 11:23-32.

Seijas, A.E. & P. Meza (1994). El caimán del Orinoco (*Crocodylus intermedius*) en el embalse del río Tucupido, estado Portuguesa, Venezuela. Biollania 10:42-51.

Thorbjarnarson, J. & G. Hernandez (1992). Recent Investigations of the Status and Distribution of the Orinoco crocodile *Crocodylus intermedius* in Venezuela. Biological Conservation 62:179-188.

Omar Hernández^{1*},
Ariel S. Espinosa-Blanco^{1,2},
May Lugo Castillo²,
Magddy Jiménez-Oraá²,
Andrés E. Seijas²

Manejo de nidadas de terecay (*Podocnemis unifilis*) en los ríos Cojedes y Manapire, como medida para evitar su pérdida por inundación y depredación

Resumen

La terecay (*Podocnemis unifilis*) está clasificada Vulnerable en el Libro Rojo de la Fauna Venezolana. Gran parte de las nidadas de las tortugas del género *Podocnemis* se pierden por depredación e inundación, sin embargo, es factible la transferencia de nidadas a zonas protegidas. Este trabajo evaluó el éxito de eclosión de nidadas transferidas a lugares protegidos *versus* nidadas naturales en dos lugares de Venezuela. En el río Cojedes se detectaron 78 nidadas y se transfirieron 27. En el río Manapire se ubicaron 87, de las cuales 27 fueron transferidas. En el río Cojedes la pérdida fue de 28% por depredación animal e inundación, mientras que en Manapire 80% de los nidos se perdió por depredación humana y animal. En el río Cojedes el éxito de eclosión en nidos artificiales fue de 88,2% y en nidos naturales de 63,2%. En el río Manapire el éxito fue de 42% para las nidadas artificiales y de 0% para las naturales.

Antecedentes

Numerosas evidencias indican que la depredación de nidos y las inundaciones son las principales causas de la disminución del éxito reproductivo de las tortugas de agua dulce (Fachín & von Mülhen 2009). En 1965, Ojasti y Rutkis estimaron una pérdida por inundación de 25% de las nidadas de *Podocnemis expansa* en el Orinoco Medio; posteriormente, Ojasti (1967) estimó una pérdida de entre 25% y 80%. Por su parte, Soini (1986) encontró en el río Pacaya, Brasil, que la depredación humana de nidos de tortugas fue de 73,3%, aunque pudo ser de 100% si los nidos restantes no hubieran sido transferidos a una zona protegida. Mediante la transferencia de nidadas de *P. expansa* en el río Caquetá, Colombia, Páez y Bock (1998) lograron evitar la pérdida por inundación en 70% y 56,3% en los años 1993 y 1994, respectivamente. Daxa (2004) determinó

¹Fundación para el Desarrollo de las Ciencias Físicas, Matemáticas y Naturales. Caracas 1010, Venezuela
²Universidad Nacional Experimental de los Llanos Occidentales Ezequiel Zamora, Guanare 3350, Venezuela
Correo electrónico:
omarherpad@gmail.com

en 95,1% la pérdida de las nidadas naturales de *Chelus fimbriatus* debido a la crecida del río, depredación animal y depredación humana. Durante 2002, Batistela y Vogt (2008) encontraron que la pérdida de nidadas de *Podocnemis erythrocephala* en el río Ayuana, Brasil, fue 24% por depredación animal y 5% por depredación humana, a pesar de que los nidos estaban protegidos; pero la mayor pérdida fue por inundación, que alcanzó 70%. En el año 2007, en el río Bitá, Colombia, Echeverri-Alcendra (2008) encontró que la depredación humana causó la pérdida de las nidadas de *Podocnemis expansa* en 40,9%, y por inundación 9,1%, aunque la pérdida pudo llegar a 100% si no se hubiesen transferido y protegido las nidadas restantes.

Acción

Con la finalidad de comparar el éxito de eclosión en nidos artificiales *versus* en nidos naturales, en febrero de 2009 se evaluó la reproducción de *Podocnemis unifilis* en un sector del río Cojedes (RC) y en un sector del río Manapire (RM). En ambos sectores se muestrearon todas las playas encontradas con potencial para la anidación (Tabla 1).

En el RC se colectó un promedio de 5 huevos por nido de un total de 27 nidadas, y se dejó en el nido el resto de los huevos. Los colectados se colocaron en nidos artificiales, contruidos mediante la excavación de una fosa en el suelo rellena con arena de río, y se les mantuvo bajo el sol directo cerca de la casa del Hato Merecure. Los nidos se protegieron de los depredadores con una cerca metálica y su vigilancia

quedó a cargo de dos empleados del hato, entrenados tanto para registrar las temperaturas de incubación, mediante teletermómetros, como para resguardar los nidos durante la incubación. En el RM se decidió coleccionar todos los huevos de las nidadas encontradas, debido a la fuerte depredación observada en la zona. Las nidadas se colocaron en recipientes con arena y fueron resguardadas e incubadas bajo techo en un cuarto cerrado en el Hato Rabanal Abajo. No se pudo construir nidos artificiales bajo el sol en virtud de la inexistencia de un área cercada que evitara la depredación de los huevos por los animales domésticos o silvestres. En ambas áreas, los huevos se colocaron en los nidos artificiales a una profundidad similar a la de los nidos naturales y fueron manejados cuidadosamente para evitar la rotación y la exposición directa al sol.

Durante el estudio también se evaluó la estructura de tamaño de las nidadas en ambos lugares. Soini y Soini (1986), señalan que para *P. unifilis* el tamaño de la nidada está relacionado con el tamaño de la hembra, las hembras pequeñas (más jóvenes) ponen menos huevos que las hembras grandes (más adultas). Así, el tamaño de nidadas indirectamente puede dar una idea de la estructura de tallas de la población ponedora. Este dato se considera importante para determinar en el futuro cómo varía la población de hembras adultas en ambos ríos. Una población constituida mayoritariamente por hembras grandes, podría significar la ausencia de reclutamiento de jóvenes en la población, producto de una alta pérdida de huevos o crías de forma constante a lo largo de los años.

Tabla 1. Valores de las diferentes variables e índices encontrados en los Ríos Cojedes (RC) y Manapire (RM) en 2009.

Variable	RC	RM
Kilómetros de río muestreados	5,9	13,0
Número de playas de anidación evaluadas	23,0	13,0
Números de nidos encontrados	78,0	87,0
Número de nidadas muestreadas para incubación	27,0	13,0
Total de huevos incubados	136,0	401,0
Abundancia (nidos/km)	13,2	6,7
Abundancia (nidos/playa)	3,4	6,7
Pérdida de nidadas por depredación (%)	12,8	80,0
Pérdida de nidadas por inundación (%)	15,4	0,0
Total en pérdidas de nidadas (%)	28,2	80,0
Éxito de eclosión en nidadas naturales (%)	63,2	0,0
Éxito de eclosión de nidadas artificiales (%)	88,2	42,0

Consecuencias

En la Tabla 1 resume los valores de todas las variables medidas e índices estimados. Aunque el área muestreada en el RM fue menor, presentó un menor número de playas pero un mayor número de nidos. La pérdida de nidos naturales en el RC fue bastante menor (28,2%) que en el RM (80%). Lo que ocasionó las pérdidas de nidadas en el RC fue la inundación de nidos (15,4%) y en el RM exclusivamente la depredación, estimando que la mayor parte de la depredación fue por el hombre, debido a que los lugareños recolectan huevos tanto para el consumo como para la venta en poblados cercanos. En contraste, en el RC no se evidenció depredación humana de huevos. En el RM no se detectó pérdida por inundación, quizás debido a que ésta, por lo general, ocurre a mediados o finales del período de incubación, además de que en este río no hubo incubación de nidos naturales por la fuerte depredación.

En el mes de mayo se evaluó la eclosión de los huevos en los nidos naturales y artificiales en el RC, logrando un mayor éxito con los nidos artificiales. En el RM el éxito de las nidadas artificiales fue de 42% y para las nidadas naturales fue 0%. Esto no expresa que hubo 100% de mortalidad de los embriones en nidos naturales, sino que no hubo sobrevivencia de nidos naturales debido a la alta depredación de nidadas en esta zona durante las primeras horas de postura. El bajo éxito de eclosión para los nidos artificiales del RM puede atribuirse a que la incubación no fue realizada bajo el sol. Sin embargo, en vista de la alta depredación de nidos en el RM, el éxito reproductivo de la especie en este sector del río sería nulo si no se hubieran recolectado las nidadas. Estos resultados demuestran la efectividad del manejo de nidos para aumentar el éxito reproductivo de la especie. La transferencia de nidadas a lugares protegidos en buenas condiciones de incubación, no sólo resultó en éxitos de

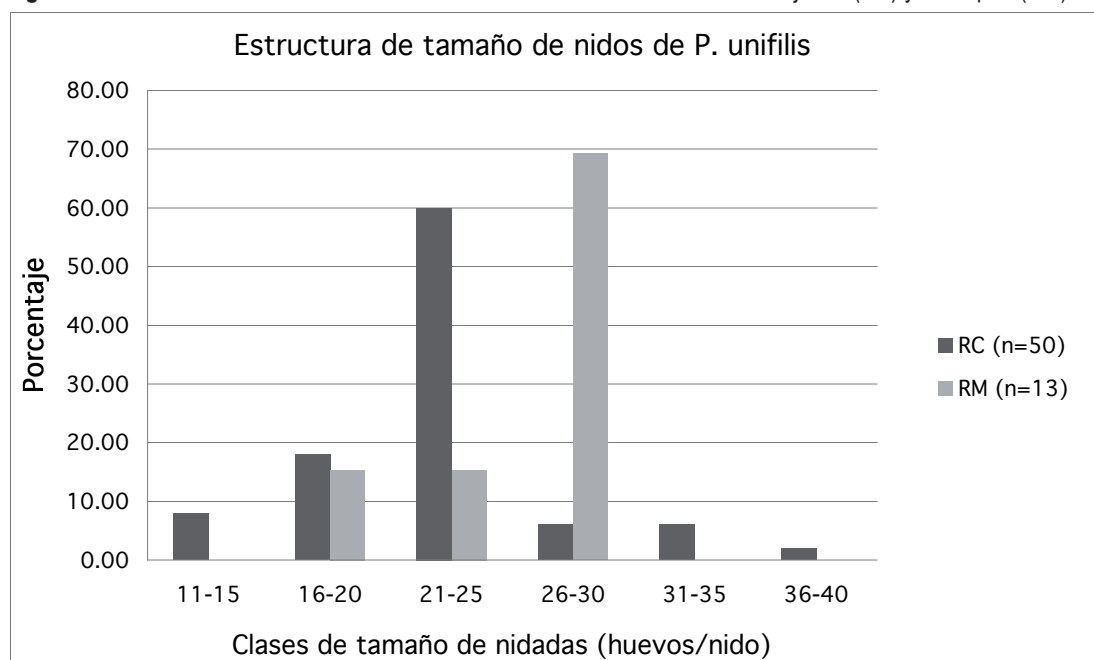
eclosión superiores a los nidos naturales, sino que el éxito fue aún mayor, ya que por la protección de los nidos transferidos no se produjeron pérdidas por depredación e inundación.

La determinación del sexo en tortugas está vinculada a la temperatura de incubación entre los primeros estados del desarrollo gonadal hasta el final del segundo tercio del período de incubación (Hulin *et al.* 2008). Alho y colaboradores (1985) lograron cambiar significativamente la proporción de sexos en nidos naturales de *Podocnemis expansa*, al disminuir sus temperaturas de incubación, evitando que recibieran radiación directa del sol durante todo el periodo de incubación. Por otra parte, Valenzuela y otros autores (1997), demostraron que nidadas de *P. expansa*, recién puestas y transferidas a nidos artificiales con las mismas características de los nidos naturales, en cuanto a profundidad y asoleamiento, producen la misma proporción de sexo de los nidos naturales. Estos ejemplos indican que aunque el sexo viene determinado por la temperatura de incubación, se puede realizar el manejo de nidadas sin el riesgo de que se produzcan mayoritariamente machos, lo cual afectaría la reproducción de la población en el futuro. En este caso en particular, los neonatos nacidos de la incubación en el RM quizás presentan una proporción de sexo diferente a la natural. Para evaluarlo, todos los neonatos provenientes de ambos ríos están siendo criados en cautiverio, para luego realizar pruebas de determinación de sexo.

En cuanto a la estructura de tamaño de nidadas, se observan diferencias entre ambos ríos. La estructura de tallas de nidadas de *P. unifilis* del CR estuvo representada por 6 clases de tamaños

(Fig. 1), la clase con mayor predominio fue la de 21-25 huevos/nidada, con 60%. En cambio, en el RM sólo se observó 3 clases de tamaño de nidada, donde la clase más abundante fue la de 26-30 huevos/nidadas (69,2%). Una posible causa de estos resultados puede ser la fuerte depredación humana de huevos de *P. unifilis* en el RM, que ha existido desde hace muchos años hasta el punto que ha podido causar una disminución en el número de neonatos durante mucho tiempo, lo cual se puede ver en la ausencia de ejemplares adultos jóvenes en el RM. Además, debe existir presión de caza sobre tortugas adultas, y por ello las clases mayores no están representadas (Fig. 1). Por el contrario, en el RC no se detectó depredación humana de huevos y a pesar de ser un río sumamente contaminado y con recientes perturbaciones como deforestaciones, represamiento y toma de agua para riego (Mendoza & Seijas 2007), el mismo tiene una gran importancia biológica ya que alberga la población más importante del mundo del caimán del Orinoco (*Crocodylus intermedius*). Esta abundancia de caimanes quizás se deba a que este río es muy poco navegable y un reducido número de personas lo transitan, por lo cual ha servido como un refugio para el caimán y quizás esto también explique la ausencia de depredación humana de huevos de Terecay.

Podemos concluir que es recomendable practicar la transferencia de nidadas a zonas protegidas en ambos ríos. En el RM esta intervención contribuye a disminuir la fuerte depredación y ayuda a crear una generación de relevo y en el RC es importante para asegurar la permanencia de esta población, cuya calidad del hábitat, incluyendo la

Figura 1. Estructura de tamaño de nidadas de *Podocnemis unifilis* en los ríos Cojedes (RC) y Manapire (RM).

calidad de las playas para la anidación, se ha visto afectada debido a la fuerte contaminación e intervención del río.

Referencias bibliográficas

Alho, C.J.R., M.S.T. Danni & L.F.M. Padua (1985). Temperature-dependent sex determination in *Podocnemis expansa* (Testudinata: Pelomedusidae). *Biotropica* 17: 75-78.

Batistela, A.M. & R. Vogt (2008). Nesting ecology of *Podocnemis erythrocephala* (Testudines, Podocnemididae) of the Río Negro, Amazonas, Brazil. *Chelonian Conservation and Biology* 7: 12-20.

Daxa, X. (2004). Ecología y manejo de la Matamata (*Chelus fimbriatus*) en el estado Cojedes, Venezuela. Tesis de Maestría Universidad Nacional Experimental de los Llanos Occidentales Ezequiel Zamora, Guanare, Venezuela.

Echeverri-Alcendra, A.M. (2008). Ecología reproductiva de la Tortuga Arrau *Podocnemis expansa* (Testudinata: Podocnemididae) en el bajo río Bitá,

Vichada, Colombia. Trabajo Especial de Grado. Universidad del Magdalena, Santa Marta, Colombia.

Fachín, A. & E.M. Von Mülhen (2003). Reproducción de la taricaya *Podocnemis unifilis* Troschel 1848 (Testudines: Podocnemididae) en la várzea del medio Solimões, Amazonas, Brasil. *Ecología Aplicada* 2: 125-132.

Hulin, V., M. Girondot, M.H. Godfrey & J.M. Guillon (2008). Mixed and uniform brood sex ratio strategy in turtle: the facts, the theory, and their consequences. pp. 279-300. En: J. Wyneken, M.H. Godfrey & V. Bels (eds.). *Biology of turtles*. CRC Press, New York, USA.

Mendoza, J.M. & A.E. Seijas (2007). Problemática ambiental de la cuenca del río Cojedes. *Biollania Edición Especial* 8: 43-50.

Ojasti, J. (1967). Consideraciones sobre la ecología y conservación de la tortuga *Podocnemis expansa* (Chelonia, Pelomedusidae). *Actas del Simposio de Biota Amazónica* 7: 201-206.

Ojasti, J. & E. Rutkis (1965). Operación Tortuguillo: un planteamiento para la conservación de la tortuga del Orinoco. *El Agricultor Venezolano* 228: 32-37.

Páez, V.P. & B.C. Bock (1998). Temperature effect on incubation period in the Yellow-Spotted River Turtle, *Podocnemis unifilis*, in the Colombian Amazon. *Chelonian Conservation and Biology* 3: 31-36.

Soini, P. (1986). Estudio e incubación de los huevos de quelonios acuáticos. Informe de Pacaya N° 22. Ministerio de Agricultura, Iquitos, Perú.

Soini, P. & M. Soini (1986). Un resumen comparativo de la ecología reproductiva de los quelonios acuáticos. Informe de Pacaya N° 19. Ministerio de Agricultura, Río Pacaya, Perú.

Valenzuela, N., R. Botero & E. Martínez (1997). Field study of sex determination in *Podocnemis expansa* from Colombian Amazonia. *Herpetologica* 53: 390-398.

Pedro Vernet P.¹,
Ángela Arias-Ortiz²

Conservación y manejo de nidadas de tortugas marinas en playas de reproducción, ¿trabajo efectivo para recuperar las poblaciones?

Resumen

Actualmente, todas las especies de tortugas marinas se encuentran amenazadas de extinción a nivel mundial debido a su uso extractivo con fines de consumo y comercio y a la degradación y destrucción de sus hábitats reproductivos y de alimentación. El objetivo del presente estudio fue evaluar si la protección mediante la vigilancia y manejo de nidos en playas de anidación de tortugas marinas es eficiente para minimizar la pérdida de nidadas e incrementar el número de nidos que se desarrollan exitosamente. Para la realización de este estudio fueron escogidas dos playas de la isla de Margarita, en el estado Nueva Esparta: playa El Agua (con alta presión antrópica) y playa El Humo. Durante el año 2008, playa El Agua fue intervenida intensivamente con actividades de vigilancia y traslado de nidos a viveros o a zonas más seguras dentro de la playa, mientras que en playa El Humo se hizo seguimiento regular sin aplicar ninguna intervención de manejo o protección. Para el año 2009, se intervinieron ambas playas aplicando diariamente las mismas actividades de vigilancia y manejo. Entre los resultados más importantes, se obtuvo que para 2008 playa El Agua presentó una pérdida de 6% de los nidos por extracción ilegal y por acción de las mareas, mientras que en playa El Humo la pérdida alcanzó 33,33%, a pesar de ser una localidad con menor presencia humana. En 2009, gracias al manejo y protección, en playa El Humo se presentó una pérdida 20% menor a la registrada para el año anterior.

Antecedentes

Las tortugas marinas son un grupo exitoso que ha sobrevivido 110 millones de años en los mares tropicales y subtropicales alrededor de la Tierra, sin embargo, en unos pocos siglos el ser humano ha situado a todas las especies en los grados más altos de amenaza de extinción a nivel mundial (Hirayama 1998, CIT 2004). Esto debido al uso extractivo con fines de consumo y comercio, agravado por la sobreutilización, degradación y destrucción de sus hábitats

¹Grupo de Trabajo de Tortugas Marinas, Nueva Esparta.
²Centro de Ecología, Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas. Apdo. 20632, Caracas 1020-A, Venezuela
Correo electrónico: pedrovernet@gmail.com

reproductivos y de alimentación. Todas estas presiones exceden la capacidad de recuperación por vías naturales de estos reptiles.

Las tortugas marinas necesitan claramente ser protegidas y recuperadas en sus números poblacionales, y la etapa reproductiva es de vital importancia para mantener estable una población (Shanker *et al.* 2003). Desde hace décadas en el mundo entero existen esfuerzos en manejo y protección de nidos y playas de reproducción con el fin de recuperar los números poblacionales de estas especies, no obstante, la situación general de este grupo no ha mejorado sustancialmente.

Por otra parte, medir la eficiencia de estos programas a nivel poblacional es sumamente complejo debido a la dificultad de su observación en mar abierto, a la alta variación anual del número de hembras que anidan en las playas, y a que estas especies cuentan con un crecimiento lento, madurez tardía y ciclos de vida largos y muy complejos, por lo cual los cálculos se hacen basados en muchos supuestos (Frazier 2001).

Considerando estos factores, es indispensable medir las evidencias de éxito del trabajo de conservación a corto plazo en las playas de reproducción, identificando previamente las necesidades puntuales. Una de ellas es incrementar el número de individuos que se incorporan a la población, minimizando la pérdida de nidadas y asegurando su desarrollo. Este es uno de los principales problemas que se enfrenta y tiene diversos orígenes, pero casi siempre la pérdida de nidadas es causada por impactos antrópicos.

La mayoría de los estudios reportan proporciones de nidos saqueados y en algunos casos comentan que ha bajado

la pérdida a lo largo del tiempo, pero muy pocos reportan datos anteriores a la intervención o presentan áreas control que permitan evaluar la eficiencia de la aplicación de los métodos y estrategias de protección, manejo y mitigación de impactos de las nidadas en playas de anidación.

Con este estudio se tuvo como objetivo evidenciar si la aplicación de métodos de conservación, manejo y mitigación de impactos en playas de anidación de tortugas marinas, usados comúnmente en proyectos de conservación alrededor del mundo, son eficientes para minimizar la pérdida de nidadas e incrementar el número de nidos que se desarrollan exitosamente.

Acciones

La isla Margarita se encuentra en el Caribe sur, frente a las costas del noreste de Venezuela, entre 10°51'50" y 11°11'06" norte y, 63°46'40" y 64°24'32" oeste. Tiene una superficie de 1.150 km² y 315 km de costa, de los cuales 93 km son playas arenosas (MARN 1994, Ramírez 2008). Un total de 54 playas alrededor de la isla son utilizadas por cuatro especies de tortugas marinas, totalizando aproximadamente 500 nidadas al año durante la época de anidación entre los meses de febrero a septiembre (Vernet 2003).

Para este estudio fueron intervenidas playa El Agua y playa El Humo, ambas localizadas en el sector noreste de la isla y en las cuales se registra en conjunto un tercio de los nidos totales que al año se detectan en la isla Margarita. En playa El Agua, se han realizado trabajos de conservación de nidadas ininterrumpidamente desde hace 11 años, mientras que playa El Humo sólo tiene nueve años con visitas esporádicas

durante las temporadas de anidación. Estas playas son utilizadas principalmente por la tortuga cardón (*Dermochelys coriacea*).

Durante 2008, primer año de ejecución de este estudio, playa El Agua fue intervenida intensivamente con actividades de protección y manejo por medio de recorridos diarios, con el fin de proteger el mayor número de nidadas y minimizar los impactos presentes, mientras que en playa El Humo se hizo seguimiento regular sin aplicar alguna intervención de manejo o protección. Durante el segundo año, 2009, se intervino tanto playa El Agua como playa El Humo aplicando diariamente las mismas actividades de protección y manejo, con el fin de comparar resultados entre playas con intervención y sin ella, y entre años. La protección de nidadas fue realizada durante las atenciones que brinda la Red de Aviso Oportuno (RAO) y por medio de los recorridos de seguimientos nocturnos o periódicos.

Las actividades de la Red de Aviso Oportuno (RAO) se desarrollan con base en el voluntariado activo, que es la principal fuerza del trabajo de conservación y seguimiento de las poblaciones de tortugas marinas que se realiza en la isla de Margarita (Vernet *et al.* 2004).

El trabajo de la red se inicia cuando es activada por los vigilantes voluntarios o por cualquier persona que realice una llamada al observar un evento de tortuga marina: anidación, varamiento, comercio, cautiverio, entre otros. En el momento que se recibe la información, un equipo de atención se moviliza hacia la localidad donde se reporta y se levanta la información básica según los protocolos, en una planilla que incluye información temporal, espacial, taxonómica,

morfométrica y decisiones de manejo (Vernet & Gómez 2007).

Durante el primer año, playa El Humo fue recorrida interdiario para realizar el registro de la actividad de anidación (parámetros de éxito y pérdida de nidadas), sin realizar ninguna otra intervención, con el fin de obtener datos comparables que pudieran ser cotejados espacial y temporalmente con la playa intervenida.

El seguimiento y la protección de nidadas en ambas playas se realizaron por medio de recorridos durante la temporada de puesta (de febrero a septiembre), y por grupos de entre dos y ocho observadores. Se efectuaron entre tres y cinco recorridos nocturnos con tiempos de espera que variaron de 15 minutos a una hora, entre las 8:00 p.m. y las 6:00 a.m. El censo se realizó mediante el conteo directo de las tortugas que salen a colocar sus huevos y/o el conteo de los rastros que dejan en la arena a su paso. La identificación de las especies se realiza por observación directa o por cotejo cruzado de las características específicas de los rastros, nidos y huevos (Pritchard *et al.* 1984).

Durante estos trabajos fue registrada la información general del nido y la tortuga, espacial temporal y morfométrica, incluyendo los parámetros de éxito, puesta, eclosión y emergencia.

Dependiendo de las condiciones de cada playa y de la situación de los nidos en el momento de ser ubicados, se estimó el grado de amenaza en que se encontraban y en función de ello se tomó la decisión para cada caso. Si el riesgo de pérdida era bajo, se marcó la ubicación de la nidada y se dejó para que se desarrollara naturalmente; si se estimó moderado, se borró y camufló

el rastro y la nidada; si se estimó que se encontraba en alto riesgo de pérdida se realizó el traslado o relocalización del nido a un sector más seguro de la playa o a un tortugario, ubicado en un lugar seleccionado previamente por contar con las condiciones físicas y de seguridad adecuadas para su desarrollo y seguimiento. Los traslados se realizaron con riesgo mínimo de pérdida durante las primeras 6 horas de la puesta, los huevos se manejaron con sumo cuidado evitando la manipulación excesiva, transportándolos en un contenedor rígido y al reubicarlos se intentó reproducir las características del nido original.

El seguimiento de las nidadas, tanto las naturales como las reubicadas, fue realizado en forma intensiva para llevar un registro de todos los factores naturales o antrópicos que pudiesen afectar su desarrollo. Se estimó la fecha de eclosión y se les prestó atención especial desde cinco días antes de la fecha estimada de eclosión hasta un máximo de 15 días después de que el nido saliera de actividad; luego fueron abiertos para realizar el conteo general de cáscaras y huevos, discriminando infértiles, deformes, no desarrollados o muertos en diferentes estadios (Vernet 2003).

Consecuencias

Durante el año 2008 fue levantada la información de la actividad reproductiva de tortugas marinas en dos playas cercanas afectadas por sus respectivos entornos sociales y usos turísticos. Por una parte, playa El Agua, con alta presión de uso turístico diurno y nocturno, y que fue totalmente intervenida con actividades de protección de nidadas por el equipo de trabajo, y por otra playa El Humo, con una presión de uso turístico moderada, sin intervención,

pero monitoreada regularmente para registrar los eventos de anidación y comparar los resultados entre ambas.

En playa El Agua se registró 100 eventos de anidación y en playa El Humo 69, en esta última uno de los eventos correspondió a *Eretmochelys imbricata*, que para los efectos de la intervención se contabilizó como un nido más, siendo los registros restantes pertenecientes a *Dermochelys coriacea*.

El éxito de puesta o proporción de nidos colocados efectivamente en las playas es un parámetro que sirve como indicador de presencia de impactos que afectan el comportamiento natural de estas especies durante el proceso de desove. En playa El Agua, que cuenta con 46 construcciones sobre la duna, con 60% de su extensión iluminada y una actividad nocturna de discotecas y restaurantes, se registró 78% de éxito de puesta y un mayor número de intentos fallidos (n=22). Para Playa El Humo, con sólo 5 construcciones próximas a la duna, y con 80% de su extensión con iluminación y muy poca actividad nocturna, se registró 96,49% de éxito de puesta y un menor número de intentos fallidos (n=2).

La pérdida de nidadas es uno de los factores que requiere la mayor atención, debido a que la recuperación de los números poblacionales de *Dermochelys coriacea* exige el mayor éxito durante la etapa reproductiva, por lo que es preciso un esfuerzo especial en evaluar y mitigar los impactos naturales y antrópicos que afecten su desarrollo.

En playa El Agua se manejó 36 nidos (46,15%), esto incluye todos los nidos que se estimó estaban amenazados o en alto riesgo de pérdida. Se efectuó el camuflaje de las nidadas y se trasladaron a zonas seguras de la playa o al tortugario. En

playa el Humo no fueron realizados estos trabajos.

La pérdida de nidadas por uso extractivo ilegal o saqueo y por acción de las mareas (bañado o erosionado por las olas), alcanzó 6% (n=6) en playa El Agua. De los seis nidos, uno fue saqueado y los otros cinco destruidos por las mareas. En playa El Humo, el área sin intervención para 2008, la pérdida de nidadas alcanzó 33,33% (n=23), 10 nidos (14,45%) se saquearon con fines de consumo o comercio por lugareños y 13 (17,39%) destruidos por acción de las mareas (Fig. 1).

Para el año 2009 en playa El Humo se implementó una intervención estratégica aplicando métodos de conservación, protección y manejo de nidadas, con el fin de comparar los resultados obtenidos durante este año con la información levantada durante el monitoreo realizado en 2008.

Durante la temporada 2009 en playa El Humo se registró 75 eventos de anidación de *Dermochelys coriacea*, de los cuales se manejó un total de 38 nidos (54,28%) por considerarse en alto riesgo de pérdida.

Durante los dos años de estudio playa El Humo tuvo un éxito de puesta alto: 98,55% (n=1) en 2008 (sin intervención) y 93,3% (n=5) en 2009 (con intervención), siendo pocos los registros de abandono o retiradas sin culminar el proceso de anidación en esta playa.

Con la aplicación de la intervención estratégica en 2009, la pérdida de nidadas por uso extractivo o acción de las mareas registró una reducción de 33,33% (2008) hasta 20% (n=15), discriminado en 5,33% (n=4) saqueados y 14,66% (n=11) destruidos por las mareas (Fig. 2).

La supervisión continua ayuda a elevar los porcentajes de éxito, ya que el trabajo de manejo, protección y seguimiento de los nidos deja menos variables al azar. De acuerdo con el registro del desarrollo de las nidadas en 2008, en Playa El Humo se obtuvo un éxito de emergencia de tortuguillos de 20,35%, donde la compactación de la arena impidió que muchos alcanzaran la superficie, ingresando al mar 1.404 aproximadamente. Durante la intervención de 2009, el manejo de los nidos incluyó aflojar la arena de los nidos una semana antes de la fecha estimada de eclosión, lo que permitió que 3.720 tortuguillos alcanzaran el mar, elevando a 49,60% el porcentaje de emergencia.

Es importante resaltar que una intervención no garantiza la solución de todos los problemas de conservación o, en este caso, que se salven todos los nidos. En playa El Humo, de los 11 nidos perdidos por acción de las mareas, cuatro habían sido trasladados para su protección. El conocer con exactitud qué sector de la playa estará más afectado por la erosión o bañado por las olas tiene un alto grado de dificultad, incluso en una playa trabajada por años. Por otra parte, la presencia nocturna del grupo de

Figura 1. Pérdida de nidadas de tortugas marinas en 2008 en playa El Agua (intervenida) y playa El Humo (no intervenida).

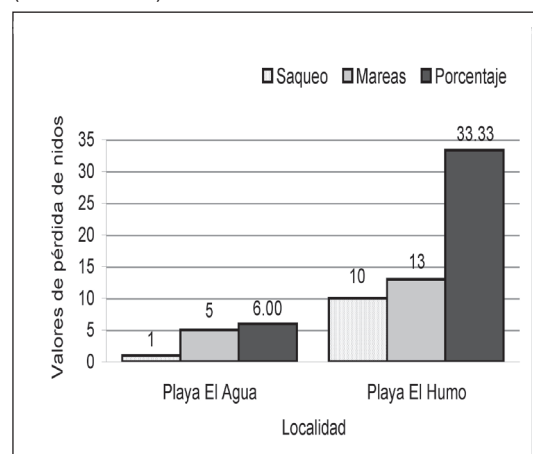
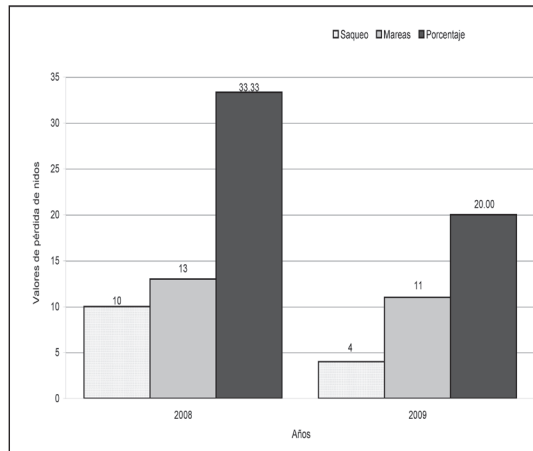


Figura 2. Pérdida de nidadas de tortugas marinas en playa El Humo en 2008 (sin intervención) y 2009 (con intervención).



trabajo en la playa si bien impidió que los saqueadores actuaran durante esas horas, no imposibilitó que extrajeran tres de las cuatro nidadas durante el día, cuando el personal del proyecto no se encontraba en la playa.

Agradecimientos

A la gente de Provita, incansables y pacientes amigos. A los voluntarios del GTTM-NE, por el compromiso y la acción, sin su apoyo todo esfuerzo sería insuficiente. Gracias.

Referencias bibliográficas

- CIT, Secretaría (2004). Una introducción. Convención Interamericana para la Protección y Conservación de las Tortugas Marinas. Septiembre, 2004. 35 p.
- Frazier, J. (2001). Conservación de Tortugas Marinas en la región del Gran Caribe, un diálogo para el manejo Regional efectivo. Eckert & Abreu, Editores, Santo Domingo. pp. 3-18.
- Hirayama, R. (1998). Oldest known sea turtle. *Nature* 392(6677): 705-708.
- MARNR (1994). Atlas del Estado Nueva Esparta. República de Venezuela. Ministerio del Ambiente y de los

Recursos Naturales Renovables. Región Nueva Esparta. 103 p.

Pritchard, P., P. Bacon, F. Berry, J. Fletmeyer, A. Carr, R. Gallagher, R. Lankford, R. Marquez, L. Ogren, W. Pringle, H. Reichart & R. Whitam (1984). Manual sobre Técnicas de Investigación y Conservación de las Tortugas Marinas. W.A.T.S. S.T.A.O. Costa Rica. 98 p.

Ramírez V., P. (2008). Diccionario de las Islas de Venezuela, Fondo Editorial de la Universidad de Oriente. Cumaná, Sucre, Venezuela. 144 p.

Shanker, K., B. Pandav & B.C. Choudhury (2003). Sea Turtle Conservation: Eco (turtle) Population Census and Monitoring. A GOI-UNDP Project Manual. Center for Herpetology/ Madras Crocodile Bank Trust, Mamallapuram, Tamil Nadu, India. 59 p.

Vernet, P. (2003). Informe anual temporada 2003, Isla Margarita, Estado Nueva Esparta. GTTM-NE. 11p.

Vernet, P.D., A.J. Gómez & K.M. Rodríguez-Clark (2004). Two turtles with one stone: The importance of a volunteer network for sea turtle conservation and research on Margarita Island, Venezuela. XVIII Encuentro Anual de la Society for Conservation Biology, 30 de julio - 2 de agosto, New York City, Columbia University.

Vernet P., P. & A. Gómez (2004). Red de Aviso Oportuno: estrategia para la conservación de las tortugas marinas en la Isla de Margarita, Venezuela. Memoria de la Fundación La Salle de Ciencias Naturales 167: 101-110.

Claret Michelangeli de Clavijo

Micropropagación sexual de *Masdevallia towarensis*, orquídea En Peligro Crítico de extinción en Venezuela

Resumen

Masdevallia towarensis, clasificada En Peligro Crítico de extinción, es una orquídea endémica de la Colonia Tovar, poblado ubicado en el estado Aragua, Venezuela. Hasta hoy, su propagación por medios artificiales no ha sido estudiada, particularmente lo relativo a las técnicas de cultivo *in vitro*. Con la finalidad de micropropagar asimbiótica y sexualmente esta especie autóctona, se utilizaron semillas provenientes de cápsulas indehiscentes obtenidas de viveros de la zona donde crece naturalmente. Se evaluó el efecto de las sales minerales de Murashige y Skoog (1962) a la mitad de su concentración; suplementadas con vitaminas, ácido cítrico, sacarosa, y Phytigel como agente gelificante. Así mismo, se evaluaron diferentes concentraciones de los reguladores de crecimiento TDZ (Thidiazuron), BA (bencil adenina) y ANA (ácido naftalenacético). Las semillas, extraídas asépticamente de las cápsulas, se sembraron en los medios y fueron trasladadas al cuarto climático a $21 \pm 2^\circ\text{C}$, con intensidad lumínica de $32,5 \mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$ y fotoperíodo de 12 horas. La germinación asimbiótica *in vitro* se caracterizó por la hinchazón inicial de la semilla, el aumento del tamaño del embrión y la posterior formación de cuerpos parecidos a protocormos (PLB's), semejantes a los generados naturalmente durante la germinación simbiótica. Después de tres meses, los PLB's comenzaron a producir hojas y a formar plántulas con la emisión de raíces. En todos los tratamientos se observó la formación de PLB's, aunque fue mayor con el uso de la combinación BA (2mg/l)+ANA (1,5mg/l). Los resultados indican la obtención de un protocolo para la producción masiva de esta especie vía germinación asimbiótica de semillas, bajo condiciones *in vitro*.

Centro de Investigaciones en
Biotecnología Agrícola, Facultad
de Agronomía, Universidad Central
de Venezuela. Apdo 4579, Maracay
2101, Venezuela
Correo electrónico:
claremiche@gmail.com

Antecedentes

Masdevallia towarensis es una especie endémica de Venezuela conocida como “orquídea de navidad”, que habita en un área restringida del Monumento Nacional Pico Codazzi, particularmente en la Colonia Tovar (estado Aragua), en la selva nublada, entre

1.700 y 2.300 msnm (Llamozas *et al.* 2003). Crece como rupícola y en menor abundancia como epífita (Fig. 1) y se



vende con frecuencia en el mercado local durante la época de navidad, ya que florece durante los meses de noviembre a enero. Ha sido exportada por viveristas comerciales debido al valor ornamental de sus flores de color blanco. En Venezuela la especie está considerada “En Peligro Crítico” de extinción, debido a su distribución restringida, la deforestación de su hábitat



natural, el reducido tamaño poblacional y su explotación como planta ornamental (Llamozas *et al.* 2003).

Existe muy poca información de la propagación por medios artificiales de *Masdevallia towarensis*, aspecto que es necesario conocer ya que contribuiría a su conservación, ya sea mediante la reintroducción en su hábitat natural o a través de su producción comercial masiva. Las técnicas de cultivo *in vitro* constituyen una herramienta poderosa por su potencial eficiencia en la propagación masiva y rápida de las especies, y permite la germinación de semillas sexuales *in vitro* y en forma asimbiótica. El uso de semillas sexuales mantiene la variabilidad genética, requiere de muy poco espacio para la manipulación de las plántulas, sirve de apoyo al mejoramiento genético y permite la conservación *in vitro* de materiales élite (Arditti & Ernst 1993, Rao 1997, Teixeira da Silva 2003).

El objetivo de la investigación se centró en el desarrollo de un protocolo eficiente para la propagación sexual asimbiótica *in vitro* de *Masdevallia towarensis*, que permita propagarla masivamente y reintroducirla en su hábitat natural, a la vez de mantener su variabilidad genética.

Acción

Inicialmente se llevó a cabo la clasificación de las cápsulas (frutos) indehiscentes, por tamaño y peso, para conocer cuáles contenían las semillas que mejor germinaran *in vitro*, aspecto clave ya reportado (Damon *et al.* 2004). Debido a que las semillas se encontraban estériles, por su indehiscencia, las cápsulas sólo fueron desinfectadas superficialmente. La desinfección se realizó mediante un lavado del material con agua corriente jabonosa. Seguidamente, y bajo cámara de flujo

laminar, las cápsulas se sumergieron en etanol 70% por 3 min, y luego en cloro comercial al 20% (hipoclorito de sodio al 5,25%, como componente activo) por 5 min, para finalmente proceder a enjuagarlas cuatro veces con agua destilada estéril.

Las cápsulas se cortaron por un extremo y sus semillas fueron distribuidas uniformemente en cápsulas de Petri, las cuales contenían el medio nutritivo de Murashige y Skoog (1962) a la mitad de su concentración. El medio se suplementó con vitaminas, ácido cítrico, sacarosa, los reguladores de crecimiento Bencil Adenina (BA), Tidiazurón (TDZ) y Ácido Naftalen Acético (ANA), Phytigel® como agente

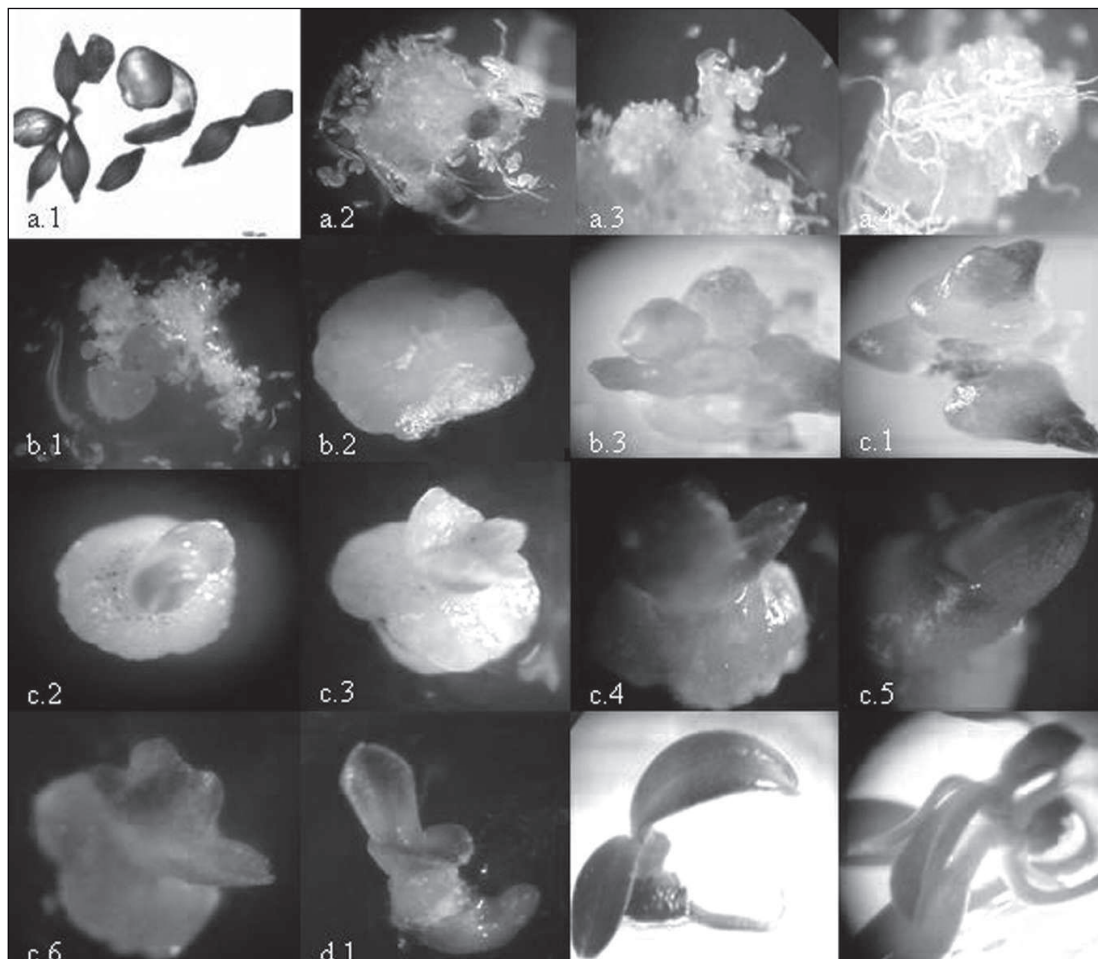
gelificante y un pH ajustado a $5,4 \pm 0,5$ (Hurtado & Merino 1987, Serna 1999).

Las condiciones físicas en el cuarto climático se establecieron en $21 \pm 2^\circ\text{C}$, con oscuridad durante las dos primeras semanas e intensidad lumínica de $32,5 \mu\text{mol/m}^2\text{s}$ durante 12 horas diarias. En el medio de cultivo se conformaron cuatro tratamientos: 1) medio básico (sin reguladores de crecimiento); 2) 1 mg/l de TDZ; 3) 0,05 de BA y 4) la combinación 2 mg/l de BA + 1,5 mg/l de ANA.

Consecuencias

La investigación generó un procedimiento sencillo para la desinfección de cápsulas indehiscentes que permitió la germinación

Figura 2. Etapas fenológicas en la micropropagación sexual asimbiótica *in vitro* de *Masdevallia towarensis*. a (1-4): germinación de la semilla; b (1-3): aparición de protocormos o PLB's; c (1-6): diferenciación de hojas; d (1-3): desaparición de protocormo y rizoides y aparición de las raíces verdaderas.



de las semillas bajo condiciones *in vitro*. Se definió un tamaño (≥ 2 cm) y peso (≥ 750 mg) mínimos para las cápsulas, así como un sólo medio de cultivo para la obtención de las plántulas.

La germinación asimbiótica *in vitro* se caracterizó por la hinchazón inicial de la semilla, el aumento del tamaño del embrión, con formación de cuerpos parecidos a protocormos (PLB's), semejantes a los generados naturalmente durante la germinación simbiótica. Posteriormente, se inició la formación de primordios foliares y raíces y el desarrollo de plántulas (Fig. 2). La mayor cantidad de estructuras parecidas a protocormos, y finalmente de plántulas, ocurrió cuando al medio básico se añadió la combinación de BA (2 mg/l) y ANA (1,5 mg/l); obteniéndose una eficiencia aproximada de 50 plántulas por fruto (cápsula) en un período de 4,5 a 5 meses.

Un protocolo como el descrito para la generación de plántulas de *M. towarensis*, permitirá la obtención masiva de plantas con propósitos de preservación y reintroducción en su hábitat natural, además de mantener la variabilidad genética de la especie e incrementar su disponibilidad desde el punto de vista comercial (venta legal), evitando la sustracción y extinción de las poblaciones naturales.

Agradecimientos

Este trabajo fue financiado por Provita y el Centro de Investigaciones en Biotecnología Agrícola, Facultad de Agronomía, Universidad Central de Venezuela. Queremos agradecer al personal de Provita, especialmente a Rosa De Oliveira y Janeth Lessmann.

Referencias bibliográficas

- Arditti, J. & R. Ernst (1993). Micropropagation of orchids. John Wiley and Sons, New York, USA.
- Damon, A., E. Aguilar-Guerrero, L. Rivera & V. Nikolaeva (2004). Germinación *in vitro* de semillas de tres orquídeas de la región del Soconusco, Chiapas. Revista Chapingo Serie Horticultura 10: 195-203.
- Hurtado, D. & M. Merino (1994). Cultivo de tejidos vegetales. 3ª ed. Editorial Trillas, México DF, México.
- Llamoza, S., R. Duno de Stefano, W. Meier, R. Riina, F. Stauffer, G. Aymard, O. Huber & R. Ortiz (2003). Libro Rojo de la Flora Venezolana. Provita, Fundación Polar y Fundación Instituto Botánico de Venezuela, Caracas, Venezuela.
- Rao, A.N. (1997). Tissue culture in orchids industry. pp. 44-69. En: Y.P.S Bajaj & J. Reinert (eds.). Applied and fundamental aspects of plant cell, tissue and organ culture. Springer-Verlag, Berlin, Alemania.
- Murashige, T. & F. Skoog (1962). A revised method for rapid growth and bioassays with tobacco tissue cultures. Physiologia Plantarum 15: 473-497.
- Serna, L. (1999). Propagación *in vitro* de orquídeas a partir de semilla sexual. Fitotecnia N° 034 Genética. Universidad de Caldas, Manizales, Colombia.
- Teixeira da Silva, J.A. (2003). Thin cell layer technology in ornamental plant micropropagation and biotechnology. Review. African Journal of Biotechnology 2: 683-691.

Ada M. Medina^{1*},
Maira A. Betancourt¹,
Rafael E. Ortiz²

Morfogénesis *in vitro* de nogal de Caracas (*Juglans venezuelensis*), especie endémica de Venezuela En Peligro de extinción

Resumen

Para diseñar un plan de micropropagación del nogal de Caracas (*Juglans venezuelensis*), se realizaron estudios de morfogénesis a partir de diferentes explantes en crecimiento en un plantel madre cultivados en medios con diferentes combinaciones de reguladores de crecimiento bajo condiciones de iluminación y oscuridad. A partir de segmentos nodales y apicales, se desarrollaron brotes aéreos con el uso de Tidiázon (TDZ) en concentraciones de 0,3 mg/l, 1,2 mg/l y 3 mg/l, y Benzil Amino Purina (BA) a una concentración entre 0,2 y 1,5 mg/l. Así mismo, las microestacas con una yema lateral, cultivadas en medio complementado con Ácido Indol Butírico (IBA) [0,01 y 0,05 mg/l] + BA (1 mg/l) y TDZ (0,01 y 0,02 mg/l), también desarrollaron brotes aéreos, que luego se transfirieron a otro medio de cultivo para promover la emisión de raíces. Adicionalmente, a partir de explantes foliares en medio complementado con Kinetina (Kin) [1 mg/l] en combinación con Ácido Naftalenacético (ANA) [0,1 mg/l], se desarrollaron embriones somáticos en estado globular y torpedo, así como estructuras radicales gruesas de coloración cremosa y numerosos pelos radicales. La eventual formación de nuevos brotes, seguida de una fase de enraizamiento y la conversión a plantas a partir de embriones, es un factor clave en un plan para la producción acelerada de plantas en programas de reforestación de esta importante especie.

Antecedentes

El nogal de Caracas (*Juglans venezuelensis*) es una especie endémica de una pequeña región ubicada en el Parque Nacional El Ávila con una población silvestre que no pasa de 100 individuos adultos (Ortiz & Salazar 2004). El lento crecimiento poblacional de la especie, debido al bajo porcentaje de germinación de sus semillas y a la destrucción de áreas forestales en la región, son las principales causas de la drástica reducción de sus poblaciones

¹Centro de Investigaciones en Biotecnología Agrícola (CIBA), Facultad de Agronomía, UCV, Maracay, Venezuela.

²Centro Nacional de Conservación de los Recursos Fitogenéticos (CNCRF), Ministerio del Poder Popular para el Ambiente, Maracay, Venezuela.
Correo electrónico:
amaumed@yahoo.com

silvestres, por lo que en el Libro Rojo de la Flora Venezolana está clasificada “En Peligro Crítico” (Llamozas *et al.* 2003).

A mediados del año 2006, se inició un proyecto de reforestación en las laderas descubiertas del parque nacional (Martínez *et al.* 2007). Sin embargo, las dificultades reproductivas requieren buscar alternativas que ayuden a aumentar el número de individuos para futuros planes de reforestación. En tal sentido, la técnica de cultivo *in vitro*, mediante la regeneración de plantas, se utiliza actualmente como un medio para lograr la amplificación rápida de individuos que se encuentren en poblaciones amenazadas (Toribio & Celestino 2000). Esta técnica ha demostrado ser una importante alternativa para la propagación de especies leñosas y ha sido probada en otras especies del género *Juglans* (Pijut 1997, Artioli 2003, Fatima *et al.* 2004). Este método presenta la ventaja de permitir la propagación masiva de plantas a partir de secciones muy pequeñas, en cualquier época del año y en corto tiempo. Por tal motivo, el objetivo de la investigación se concentró en estudiar la respuesta morfogénica *in vitro* de la especie nogal de Caracas (*Juglans venezuelensis*), a partir de diferentes explantes cultivados en diversos medios con miras a desarrollar un protocolo de micropropagación y así rescatar esta especie endémica de Venezuela.

Acción

Para el establecimiento de un plantel de individuos jóvenes de nogal de Caracas, se trasladaron 20 plantas jóvenes desde el vivero del

Centro Nacional de Conservación de los Recursos Fitogenéticos (CNCRF) al umbráculo del Centro de Investigaciones en Biotecnología Agrícola (CIBA), donde fueron trasplantadas en bolsas de polietileno (capacidad 5 kg) en tierra abonada con suministro de riego interdiario. Se les aplicó fungicida sistémico (Funlate 50 mg/l) cada 3 semanas y fertilizante foliar 20-20-20 (2,5 g/l), además de efectuarse una poda parcial para la emisión de brotes nuevos.

Se probó cuatro tipos de explantes: a) segmentos de hojas con nervadura central y lateral, b) segmentos nodales, c) segmentos apicales y d) microestacas. Se tomaron hojas de color verde brillante con un tamaño de aproximadamente 3/4 de su expansión total, eliminándoles el peciolo y lavándolas con agua jabonosa (jabón azul) para eliminar restos de tierra y polvo. Seguidamente, se colocaron en una solución de Funlate (2 g/l) durante 15 min y fueron lavadas tres veces con agua destilada. Posteriormente, se colocaron bajo una campana de flujo laminar en una solución de cloro comercial 2%, y se les agitó constantemente durante 10 minutos; para luego lavarlas tres veces con agua destilada estéril y así eliminar los restos de cloro. Finalmente, con la ayuda de un sacabocado se cortaron los segmentos foliares, los cuales se colocaron en solución de ácido ascórbico (50 mg/l) para evitar la producción de fenoles y posteriormente fueron pasados por etanol 70% durante 60 seg. En el caso de los ápices y los segmentos nodales, así como de las microestacas, se cortaron fragmentos de aproximados 0,7 y 3 cm, respectivamente, variando

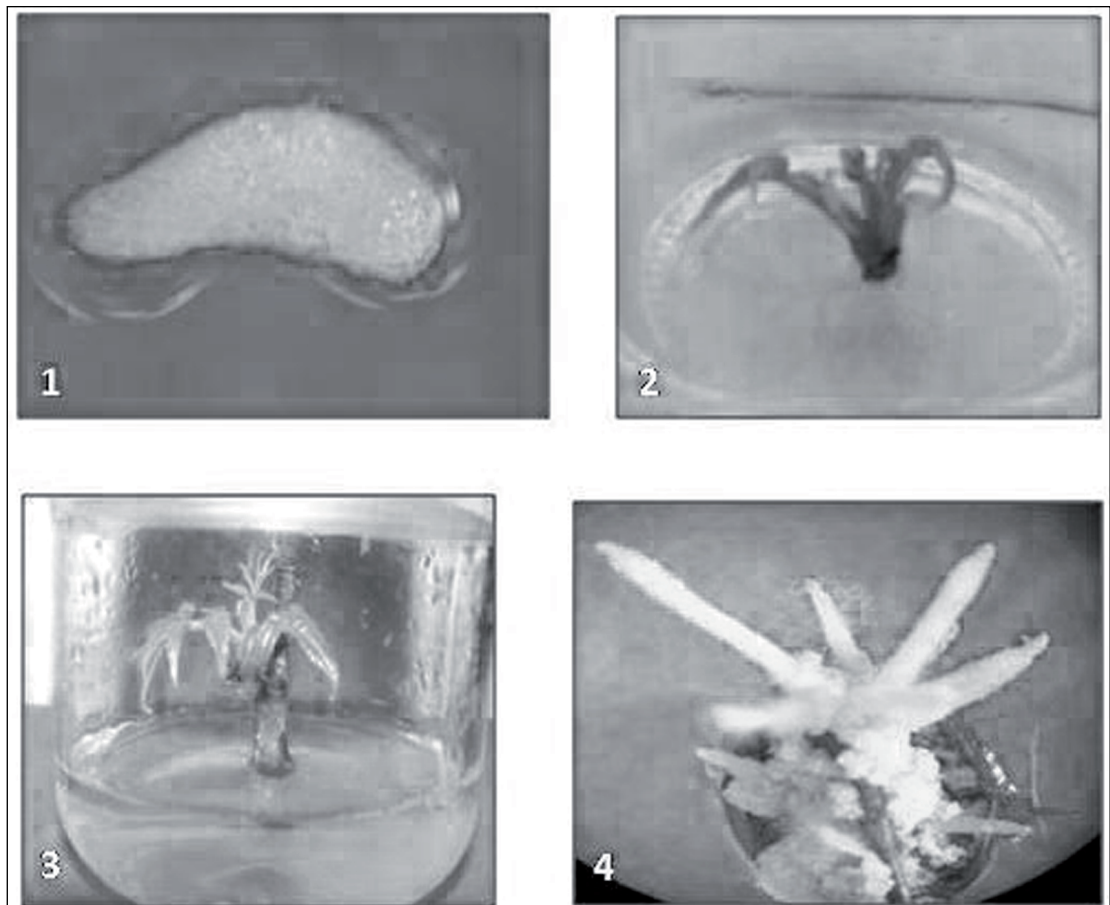
sólo el tiempo de exposición al cloro (5 min) y etanol (20 seg).

Como medio de cultivo se usaron las sales de MS (Murashige & Skoog 1962), complementadas con reguladores de crecimiento: 6-Bencilaminopurina (BA) [0,05; 0,02; 0,1; 0,11; 0,2; 0,23; 0,4; 0,5; 0,68; 0,9; 1; 1,13; 1,5; 1,58; 2; 2,25; 3; 3,38; 4; 4,51; 5,63; 8 y 12 mg/l], Thidiazuron (TDZ) [0,01; 0,02; 0,1; 0,2; 0,3; 0,4; 0,5; 0,6; 0,8; 1; 1,2; 1,5; 1,8; 2,4 y 3 mg/l], Ácido Indol Butírico (AIB) [0,01; 0,05; 0,1 y 0,2 mg/l], Ácido Indol Acético (AIA) [1; 2 y 3 mg/l], Kinetina (KIN) [1 y 2 mg/l], Ácido Naftalenacético (ANA) [0,1; 0,2 ; 0,3; 1 y 2 mg/l], Sulfato de Cobre (0,5

mg/l), Picloran (10; 15 y 20 mg/l), Caseína hidrolizada (250 y 1000 mg/l), 2,4-Ácido Diclorafenoxiacético (2,4-D) [0,5; 1 y 1,5 mg/l] solos o en combinación. Así mismo, se usaron las sales de B5, y Caseína (500 mg/l) complementadas con 2,4-D (1; 2,5; 3,5 y 10 mg/l) + KIN (0,2 mg/l) [Gamborg *et al.* 1968]. En todos los casos el pH fue ajustado a $5,8 \pm 2$ y solidificado con Phytigel (3 g/l), probándose las condiciones de luminosidad y oscuridad.

Se realizaron subcultivos mensuales en medios de cultivo para inducir embriogénesis y/o organogénesis. Para la inducción de embriones

Figuras 1-4. Respuesta morfogénica *in vitro* del nogal de Caracas en medio MS. 1) Embrión somático obtenido a partir de segmentos foliares con 1mg/l KIN + 0,1 mg/l ANA. 2) Brotes obtenidos a partir de segmentos apicales con 0,23 mg/l BA. 3) Brotes obtenidos a partir de microestacas en medio con 0,05 mg/l AIB + 1 mg/l BA. 4) Estructuras radicales a partir de explantes foliares con 2 mg/l KIN + 0,2 mg/l ANA.



somáticos, los callos obtenidos fueron disgregados y colocados en medio MS, Caseína hidrolizada (1g/l) complementado con 2,4-D (1 mg/l) + BA (0,2 mg/l); BA (0,9 mg/l) + ANA (0,3 mg/l); y BA solo (1,5 mg/l). Posteriormente, fueron transferidos a un medio de desarrollo de embriones, el cual contenía las sales de MS con Caseína hidrolizada (250 mg/l) complementadas con los reguladores de crecimiento ANA (0,1 mg/l) y BA (0,05 mg/l). Por otra parte, para la inducción de raíces, los brotes aéreos fueron transferidos a un medio con las sales de MS y Sulfato de Cobre (0,5 mg/l) complementado con Picloran (10; 15 y 20 mg/l), con KIN (1 y 2 mg/l) + ANA (0,1 y 0,2 mg/l), KIN (1 y 2 mg/l) + AIB (0,1 y 0,2 mg/l) y AIB solo (4 y 8 mg/l).

Consecuencias

Con el uso de segmentos de hoja en medio complementado con Kin (1 mg/l), en combinación con ANA (0,1 mg/l), se desarrollaron embriones somáticos a partir de callo en estado globular y torpedo (Fig. 1). Al ser transferidos a un medio de desarrollo de embriones para inducir su crecimiento, los embriones adoptaron una coloración marrón con aspecto oxidado para luego tornar a una coloración crema con presencia de callo secundario en la porción apical. Hoy en día los callos continúan su desarrollo con un aumento en la masa del callo, sin la presencia aparente de embriones somáticos.

A través de organogénesis se obtuvo brotes aéreos y raíces. Los brotes aéreos se desarrollaron a partir de segmentos nodales y apicales, siendo el regulador TDZ el que presentó los

mejores resultados en concentraciones de 0,3 mg/l, 1,2 mg/l y 3 mg/l, y con menor eficiencia el BA, a concentraciones entre de 0,23 y 1,5 mg/l (Fig. 2). Estos brotes fueron transferidos a otro medio de cultivo con el fin de promover la emisión de raíces. También se obtuvo brotes aéreos a partir de microestacas en medio MS complementado con IBA (0,01 y 0,05 mg/l) + BA (1 mg/l); y TDZ (0,01 y 0,02 mg/l) [Fig. 3]. Se observó estructuras radicales gruesas de coloración cremosa y numerosos pelos radicales a partir de explantes foliares cultivados en MS complementado con Kinetina (1 mg/l) en combinación con Ácido Naftalenacético (0,1 mg/l) [Fig. 4]. En algunos callos disgregados, se observó la presencia de una sola raíz, ligeramente globosa y de coloración más oscura.

En relación a la organogénesis, faltaría por establecer un protocolo que permita promover un mayor número de brotes seguido de una fase de enraizamiento, para así obtener la plántula completa. Por otra parte, la obtención de embriones somáticos en estado globular y torpedo constituye una de las etapas de desarrollo inicial en el crecimiento de la planta. Hasta ahora, el crecimiento de los embriones se encuentra detenido. Sin embargo, se continúa con la prueba de otros medios de cultivo para promover su desarrollo, sobre la base de protocolos utilizados exitosamente en otros cultivos leñosos tropicales, especialmente del género *Juglans* (Michelangeli *et al.* 2002, Rahman *et al.* 2003, Fatima *et al.* 2005, Feitosa *et al.* 2007, Ríos *et al.* 2007). La eventual formación de nuevos brotes seguida de una fase de enraizamiento

y la conversión a plantas a partir de los embriones somáticos, es un factor clave en un plan para la producción acelerada de plantas en programas de reforestación de esta importante especie.

Las numerosas fallas eléctricas en las cámaras de crecimiento afectaron las condiciones ambientales donde se encontraban los diferentes ensayos, con presencia de alta humedad relativa y altas temperaturas, lo que ocasionó la formación de gotas de agua dentro de la superficie de las cápsulas de vidrio (cápsulas de Petri). Evidentemente esto afectó mucho las condiciones de crecimiento de explantes, así como de callos, brotes y embriones obtenidos hasta ahora.

Referencias bibliográficas

- Artioli, P., C. Michelangeli & R. Ortiz (2003). Estudios preliminares para la regeneración *in vitro* de Juglandaceae en peligro de extinción en Venezuela. I Congreso Venezolano de Mejoramiento Genético y Biotecnología Agrícola. Maracay, Venezuela.
- Fatima, A., A. Kamili & A. Shad (2005). Plantlet regeneration from excised embryonal axes, shoot apices and nodal segments of *Juglans regia*. ISHS Acta Horticulturae 705: 387-392.
- Feitosa, T., J. Pinheiro, L. Ferreira, A. Ponte, T. Lustosa & F. Assis (2007). Somatic embryogenesis in cassava genotypes from the northeast of Brazil. Brazilian Archives of Biology and Technology 50: 201-206.
- Gamborg, O., R. Miller & J. Ojima (1968). Nutrient requirements of suspension cultures of soybean root cells. Experimental Cell Research 50: 151-158.
- Llamoza, S., R. Duno de Stefano, W. Meier, R. Riina, F. Stauffer, G. Aymard, O. Huber & R. Ortiz (2003). Libro rojo de la flora venezolana. Provita, Fundación Polar y Fundación Instituto Botánico de Venezuela, Caracas, Venezuela.
- Martínez, L., N. Pérez, L. Garrido, E. Coa, R. Rodríguez, D. Alfonso & D. Griffon (2007). Proyecto Nogal de Caracas. Reforestando las cuencas altas del Parque Nacional El Ávila [en línea]. Consultado el <14 abr. 2008> en <www.agroecologiavenezuela>
- Michelangeli, C., P. Artioli & A. Medina (2002). Embriogénesis somática en onoto. Agronomía Tropical 52: 523-541.
- Murashige, T. & F. Skoog (1962). A revised method for rapid growth and bioassays with tobacco tissue cultures. Physiologia Plantarum 15: 473-497.
- Ortiz, R. & A. Salazar (2004). El Nogal de Caracas, patrimonio emblemático de la ciudad de Caracas. Ministerio del Poder Popular para el Ambiente, Caracas, Venezuela.
- Pijut, P. (1997). Micropropagation of *Juglans cinerea* L. (Butternut). Biotechnology in Agriculture and Forestry 39: 345-357.
- Rahman, M., M. Amin, M. Azad, F. Begum & M. Karim (2003). *In vitro* rapid regeneration of plantlets from leaf exolants of native-olive (*Elaeocarpus robustus* Roxb.). Online Journal of Biological Science 3: 718-725.
- Ríos, D., M. Sánchez, F. Avilés, M. Materan, M. Uribe, R. Hasbún & R. Rodríguez (2007). Micropropagation

of *Juglans regia*. pp. 381-390. En:
S.M. Jain & H. Häggman (eds.).
Protocols for micropropagation of
woody trees and fruits. Springer,
Dordrecht, Países Bajos.

Toribio, M. & C. Celestino (2000). El uso
de la biotecnología en la conservación
de recursos genéticos forestales.
Investigación Agraria: Sistemas y
Recursos Forestales 2: 249-261.

José Manuel Briceño Linares

Nidos artificiales como una estrategia de manejo para la conservación de la cotorra cabeciamarilla (*Amazona barbadensis*) en quebrada La Chica, península de Macanao, estado Nueva Esparta

Resumen

La cotorra cabeciamarilla (*Amazona barbadensis*) es la única especie del género *Amazona* adaptada a zonas áridas, y se distribuye en cuatro localidades aisladas en las costas de Venezuela y en tres islas del Caribe: Margarita, La Blanquilla y Bonaire. En el ámbito global la especie se encuentra clasificada “Vulnerable” y en Venezuela “En Peligro”. En la isla de Margarita está restringida a la península de Macanao, donde las principales causas de su disminución son la captura y el comercio para su tenencia como mascota, y la destrucción del hábitat por la extracción de arena. Desde 1989 se desarrolla un proyecto para su conservación, y una de las actividades de manejo es el uso de nidos artificiales. Originalmente, se ensayó con las denominadas “cajas nidos” con un éxito relativo. Con esta nueva intervención (2008-2009), en el primer año se instaló 12 nidos artificiales de troncos de palosano (*Bulnesia arborea*), y en el segundo año 13 nidos construidos con tubos de PVC. El éxito en el uso de estos nidos fue relativo. Las cotorras ocuparon 3 nidos por año del tipo palosano, para un total de 5 nidos artificiales usados y uno reutilizado. De los 119 pichones que volaron en quebrada La Chica en los dos últimos años, 38 individuos procedieron de los nidos artificiales, lo que representa cerca de un tercio del total.

Antecedentes

La cotorra cabeciamarilla (*Amazona barbadensis*) es la única especie del género *Amazona* adaptada a zonas áridas. Se distribuye en cuatro localidades aisladas en las costas de Venezuela (Lara, Falcón, Anzoátegui y Sucre) y tres islas del Caribe (Margarita, La Blanquilla y Bonaire), con algunas poblaciones extintas (Paraguaná, este de Margarita, Curazao y Aruba) [Forshaw 1989]. A nivel global la especie se encuentra catalogada “Vulnerable”, sin embargo, en Venezuela ha sido clasificada “En Peligro” (Hilton-Taylor 2000, Rodríguez & Rojas-Suárez 2008). Se encuentra protegida por

varias leyes y decretos nacionales y está incluida en el Anexo II del Protocolo SPAW y en el Apéndice I del CITES. En la isla de Margarita está restringida a la península de Macanao, donde las principales causas de su disminución son la captura y el comercio para su tenencia como mascota, y la destrucción del hábitat por la extracción de arena (Rodríguez *et al.* 2004). Este último factor ha afectado en forma grave tanto las áreas de reproducción y alimentación como los dormideros de la especie.

Desde 1989 se desarrolla un proyecto para su conservación que se centra en quebrada La Chica, localizada al norte de la península de Macanao. Se trata de la principal zona de reproducción de la especie en Margarita, y que además alberga un dormidero y áreas de alimentación de importancia. Se cuenta con estudios completos acerca de la biología alimentaria y reproductiva de la especie, sus tamaños poblacionales, el uso de hábitats, sus dormideros, y con monitoreo de más de veinte años, además del ensayo de diversas acciones de manejo que incluyen vigilancia y control, uso de nidos nodrizas, manejo en cautiverio, reintroducción de aves criadas en cautiverio, entre otras.

Una de las actividades de manejo ensayada en esta localidad para la conservación de la especie es el uso de “nidos artificiales”. Se trata de una técnica ampliamente utilizada en la conservación de aves que nidifican en cavidades secundarias y de amplia aceptación en cuanto a su aplicación en psitácidos. Son especialmente conocidos los ensayos de nidos artificiales para la conservación de la guacamaya jacinto (*Anodorhynchus hyacinthinus*), guacamaya roja (*Ara macao*), loro de Puerto Rico (*Amazona vittata*), periquito

mastrantero (*Forpus passerinus*), y algunos loros colombianos (Beissinger & Bucher 1992, Ojasti 2000, Sanz *et al.* 2003, Vaughan *et al.* 2003, White *et al.* 2005).

Como respuesta a la pérdida de árboles, talados para la extracción industrial de arena a cielo abierto, en esta intervención estratégica se evaluó el uso de nidos artificiales por *Amazona barbadensis* en quebrada La Chica, con el objetivo de aumentar la disponibilidad de cavidades para su reproducción e incrementar la población reproductora en la zona. Adicionalmente, se compararon los resultados con otros tipos de nidos artificiales instalados en la década de los noventa, y los dos tipos de nidos artificiales instalados durante los años 2008 y 2009.

Acción

En quebrada La Chica se instaló un total de 25 nidos artificiales. De estos, 12 eran del modelo “nido artificial de palosano” (NAP) instalados en 2008; los 13 restantes del modelo “nido artificial de PVC” (NPVC) se instalaron en 2009 (Figura 1).

En la península de Macanao *Amazona barbadensis* con mayor frecuencia anida en las cavidades secundarias del árbol vera o palosano (*Bulnesia arborea*). Los NAP se elaboraron con troncos secos huecos o semihuecos de árboles de palosano talados, recolectados y adaptados para transformarlos en nidos artificiales. Para ello, los extremos del tronco se cerraron con malla metálica, fijada con clavos, y cubierta con una mezcla de yeso y agua, a la cual se le agregó óxido de color gris o verde para asemejarlo a la corteza de un tronco y sirviera de camuflaje. Luego se perforó una abertura en la parte

superior que simularía la entrada del nido y se construyó una puerta cerca de la base, de manera que facilitara la eventual observación de los pichones. En el interior se colocaron trozos de corteza de árbol, de forma similar a como lo hacen las cotorras. Para fijar los nidos a los árboles se utilizó cabillas de hierro de 1/8 y alambre, ubicándolos a la misma altura que las observadas en promedio en nidos naturales.

Para la elaboración de los NPVC, se utilizaron tubos comerciales del polímero termoplástico conocido como PVC (del inglés *polyvinyl chloride* o policloruro de vinilo) de 6 m de largo y 31,5 cm de diámetro, y cortados en trozos de 1,5 m. Para simular el techo y el piso, a cada tubo se le colocó tapas de plástico en los extremos. Posteriormente, se perforó una abertura cuadrada de 12,5 cm de ancho por 12,8 cm de alto, que funcionara como la entrada para las cotorras. Para la inspección de los pichones, a la altura de 57,5 cm se abrió un cuadrado de 12,5 cm de cada lado, donde se colocó una puerta de plástico fijada con bisagras. La pared interior del tubo fue cubierta con malla metálica tipo gallinero, para permitirle a las cotorras el desplazamiento a lo largo del tubo. Las superficies externas e internas del tubo fueron coloreadas con pintura de aceite marrón y gris, con el fin de que se mimetizaran con los troncos de los árboles. Una vez construido los nidos, y como se hizo con los de NAP, se les colocó un fondo de trozos de corteza de árbol en el fondo, y se instalaron en los árboles seleccionados. Al finalizar todas las instalaciones, se registraron las coordenadas geográficas de los árboles donde fue colocado cada nido artificial.

Durante la época reproductiva de las cotorras, que se extiende de marzo

a agosto de cada año, se monitoreó diariamente tanto los nidos naturales como los artificiales. Se recabaron datos de las visitas de las cotorras, del acondicionamiento de las cavidades, del número de huevos puestos y

Figura 1. Aspecto y estructura de nidos artificiales para *Amazona barbadensis* colocados en quebrada La Chica.

A) Nido artificial de palosano



B) Nido artificial de PVC

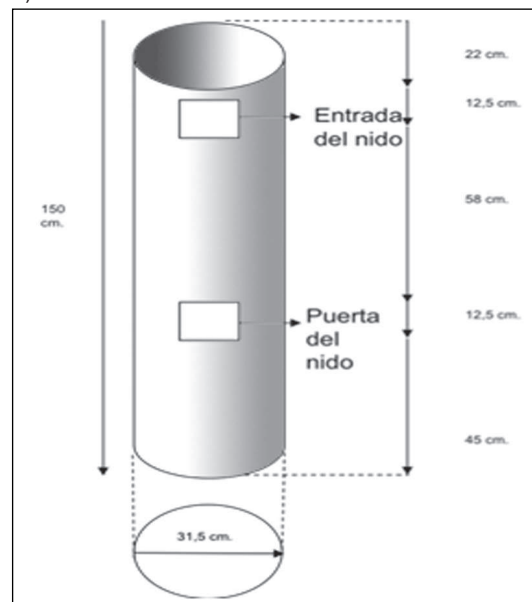


Tabla 1. Volantones de *Amazona barbadensis* y nidos artificiales utilizados durante los años 2008 y 2009 en quebrada La Chica, isla de Margarita.

	2008	2009	TOTAL
Número de volantones	53	66	119
Número de nidos artificiales utilizados	3	3*	6
Número de volantones en nidos artificiales	25	13	38

eclosionados, del desarrollo de los pichones, del uso por otras especies, de la temperatura interna de las cavidades, entre otros detalles.

Consecuencias

En dos años de evaluación (2008-2009) de los dos tipos de nidos artificiales, sólo el modelo NAP fue utilizado por las cotorras. De 12 NAP instalados, 3 los ocuparon cada año y uno fue reutilizado en el segundo año, para un total de 5 nidos artificiales usados, lo que equivale a 42% de NAP utilizados. De estos nidos, se incorporaron 38 volantones a la población (25 en 2008 y 13 en 2009), lo cual representa aproximadamente un tercio (31,9%) del total de volantones (119) para ese período (Tabla 1).

El promedio de volantones por NAP fue de $4,75 \pm 1,26$, similar al promedio por nido natural registrado para quebrada La Chica entre 2008 y 2009 ($5 \pm 1,62$). Es importante aclarar que estas cifras incluyen nidadas de los llamados “nidos nodrizas”, cuyo número de pichones aumenta con otros individuos procedentes de decomisos, de nidos afectados por depredadores, o de áreas con alta presión de saqueo. Los nidos artificiales activos también funcionaron como nodrizas.

En el estudio con nidos artificiales para cotorras en Macanao, efectuado entre 1993 y 1999 por Sanz y colaboradores (2003), se colocaron 16 nidos artificiales, elaborados con tablas de madera, y con medidas similares a los actuales. Este modelo será referido como “nido artificial caja” (NAC). El éxito general de estos NAC se calculó como el número de veces que se utilizó entre el número disponible. Durante los seis años del estudio, el total de NAC disponibles fue de 88, y en todo ese período las cotorras ocuparon sólo 5 NAC (5,6% de éxito), aunque es necesario aclarar que el primer uso de los NAC ocurrió al cuarto año de instalados, y con tasas altas de vandalismos y saqueos (Sanz *et al.* 2003).

Para esta nueva intervención el número total de nidos disponibles fue de 37 (12 del primer año sumado a 25 disponibles en 2009), por lo que el éxito general obtenido de los nidos artificiales fue de 16,22%, aproximadamente tres veces más si se compara con el resultado de Sanz y colaboradores, quienes concluyen que el uso de los NAC reportó una tasa baja debido a su diseño y que las cavidades no son un recurso limitante en la localidad (Sanz *et al.* 2003).

Entre las conclusiones preliminares de la intervención 2008-2009 destaca la alta aceptación de los NAP por parte de las cotorras, que empezaron a usarlos desde el primer año, y que equivalen a casi la mitad de los NAP colocados. Esta aceptación podría estar relacionada con el aspecto natural de estos nidos y con la identificación que hace la especie de un árbol que es de uso frecuente para su anidación. Con respecto al otro modelo instalado, los NPVC no fueron utilizados por la cotorra ni otras especies, aunque se reportó una tasa media de visitas

alrededor de estos y una tasa baja de inspección del interior de las cavidades. Esto podría relacionarse con la fecha de colocación de los NPVC, realizada en marzo, cuando ya estaba avanzada la época reproductiva. También pudo influir el aspecto más “artificial” y las temperaturas en su interior, levemente superiores a las que presentaban los nidos naturales y los NAP. Sin embargo, el éxito de los ensayos con nidos similares para otros psitácidos, que también tuvieron tardanza en el uso, indica la necesidad de mejorar el aspecto de los NPVC y mantener esta oferta por un tiempo mayor (Beissinger & Bucher 1992, Vaughan *et al.* 2003, White *et al.* 2005).

En relación a las cavidades como recurso limitado, surgieron varias interrogantes. En quebrada La Chica anualmente se monitorean aproximadamente 50 cavidades naturales usadas como nidos al menos una vez en el pasado, de las cuales un promedio de 30 son reusadas por las cotorras cada año. De igual forma, existen unas 30 cavidades naturales adicionales que aunque nunca han sido reportadas como nidos, poseen características similares en dimensiones y aspecto. Las cotorras mantienen un comportamiento gregario en cuanto a la ubicación de los nidos que con frecuencia están relativamente cerca entre sí, además del comportamiento de uso tradicional, que lleva a una pareja de cotorras a usar la misma cavidad año tras año.

La actividad de extracción industrial de arena a cielo abierto ha deforestado una gran proporción de los bosques secos de Macanao, donde al menos dos zonas de anidación ya han desaparecido, como son Caño e' maíz y quebrada Guayacancito;

simultáneamente, la población total de la cotorra se ha incrementado por las acciones de protección. Considerando que todas las quebradas importantes para la reproducción de la especie coinciden con la extracción de arena a gran escala, lo que representa una presión creciente sobre las cavidades naturales, es posible que este recurso se torne escaso en la península en general, y que la población reproductora de quebrada La Chica se incremente en el futuro.

Si se toma en cuenta los 38 pichones que aportaron los nidos artificiales durante un período corto de estudio, la estrategia de nidos artificiales puede calificarse como una técnica de manejo valiosa para esta amenazada población, tanto para aumentar la oferta de cavidades de anidación y la incorporación de volantones, como por otros beneficios que van desde optimizar las acciones de guardería (vigilancia y protección) al concentrar una mayor cantidad de nidos activos en un área determinada, hasta su uso como nidos nodriza para aumentar el reclutamiento de pichones. Pese a las ventajas de esta intervención, se debe considerar que los nidos artificiales son más propensos a sufrir actos de vandalismos y tasas altas de saqueo, debido a que son más visibles que los nidos naturales y que los pichones pueden ser extraídos más fácilmente a través de la puerta de observación. Por tanto, la aplicación de la estrategia de nidos artificiales debe evaluarse en el futuro y optimizarla con base en los resultados de este estudio y otros similares.

Agradecimientos

A Provita, institución promotora del proyecto de conservación de la cotorra margariteña, y a los financistas Fundación Loro Parque,

Conservation Leadership Program-BP y ConocoPhillips. Al equipo del proyecto CBE por su colaboración durante la supervisión. Al hato San Francisco-Arenera La Chica, por su apoyo y acceso al área. A los integrantes del equipo de campo del proyecto.

Referencias bibliográficas

Beissinger, S.R., & E.H. Bucher (1992). Sustainable harvesting of parrots for conservation. pp. 73-116. En: S.R. Beissinger & N.F.R. Snyder (eds.). *New World Parrots in crisis: Solutions from conservation biology*. Smithsonian Institution Press, Washington, DC.

Forshaw, J.M. (1989). *Parrots of the World*. 3ª ed. Lansdowne Editions, Melbourne, Australia.

Hilton-Taylor, C. (2000). 2000 IUCN Red List of Threatened Species. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

Ojasti, J. (2000). Manejo de Fauna Silvestre Neotropical. SIMAB Series N° 5, Smithsonian Institution/MAB Program, Washington, DC, USA.

Rodríguez, J.P. & F. Rojas-Suárez (eds.) (2008). *Libro Rojo de la Fauna Venezolana*. 3ª ed. Provita y Shell Venezuela, Caracas, Venezuela.

Rodríguez, J.P., L. Fajardo, I. Herrera, A. Sánchez & A. Reyes (2004). Yellow-shouldered Parrot (*Amazona barbadensis*) on the islands of Margarita and La Blanquilla, Venezuela: poaching and the survival of a threatened species. pp: 361-370. En: H.R. Akçakaya, M.A. Burgman, O. Kindvall, C.C. Wood, P. Sjögren-Gulve, J.S. Hatfield & M.A. McCarthy (eds.). *Species Conservation and Management*. Oxford University Press, Oxford, UK.

Sanz, V. & F. Rojas-Suárez (1997). Los nidos nodriza como técnica para incrementar el reclutamiento de la cotorra cabeciamarilla (*Amazona barbadensis*, Aves: Psittacidae). *Vida Silvestre Neotropical* 6: 8-14.

Sanz, V., A. Rodríguez-Ferraro, M. Albornoz & C. Bertsch (2003). Use of artificial nests by the Yellow-shouldered Parrot (*Amazona barbadensis*). *Ornitología Neotropical* 14: 345-351.

Vaughan, C., N. Nemeth, & L. Marineros (2003). Ecology and management of natural and artificial Scarlet Macaw (*Ara Macao*) nest cavities in Costa Rica. *Ornitología Neotropical* 14: 1-16.

White, T. H., Jr., W. Abreu-González, M. Toledo-González, & P. Torres-Báez (2005). From the field: artificial nest cavities for *Amazona* parrots. *Wildlife Society Bulletin* 33:756-760.



Desde su fundación, Provita concibe la conservación de especies amenazadas fundamentada en la ciencia, y en este sentido el método Conservación Basada en Evidencias (CBE) se ha constituido en una herramienta idónea para los fines institucionales. La presente publicación ofrece a la comunidad científica el protocolo metodológico para aplicar el método CBE y resume los resultados y experiencias derivados del proyecto "Conservación de especies amenazadas basada en evidencias: sistematización y evaluación para fomentar la innovación, la efectividad y el éxito" desarrollado por Provita en alianza con investigadores y especialistas asociados a las más prestigiosas instituciones académicas y organizaciones conservacionistas, y con el apoyo financiero de la empresa ConocoPhillips, en el marco de la Ley Orgánica de Ciencia, Tecnología e Innovación.



Capítulo 1 *Rosa De Oliveira-Miranda, Jafet M. Nassar, Janeth Lessmann, Elena Bulmer*
La Conservación Basada en Evidencias y su aplicación

Capítulo 2 *Janeth Lessmann, Franklin Rojas-Suárez, Rosa De Oliveira-Miranda, Jon Paul Rodríguez*
Definición de prioridades para la conservación de especies amenazadas venezolanas

Capítulo 3 *Rosa De Oliveira-Miranda, Janeth Lessmann, Andrés E. Seijas, Hedelvy Guada, Omar Hernández, César Molina Rodríguez, Emiliana Isasi-Catalá, Adriana Rodríguez-Ferraro, Ada Sánchez-Mercado, Edgard Yerena.*
Lecciones aprendidas en la aplicación de la Conservación Basada en Evidencia de especies amenazadas en Venezuela

Capítulo 4 *César Molina Rodríguez*
¿Las reintroducciones de anfibios amenazados han sido exitosas como estrategia de conservación?

Capítulo 5 *Andrés E. Seijas*
Efectividad de las áreas protegidas en la conservación del caimán del Orinoco (*Crocodylus intermedius*) y del caimán de la costa (*Crocodylus acutus*) en Latinoamérica

Capítulo 6 *Andrés E. Seijas*
Efectividad de la liberación de individuos criados en cautiverio como herramienta para restaurar poblaciones de cocodrilos (género *Crocodylus*) en el Neotrópico

Capítulo 7 *Omar Hernández, Enrique Martínez*
Efectividad de las áreas naturales protegidas para la conservación de las especies de tortugas de agua dulce de Venezuela

Capítulo 8 *Omar Hernández, Enrique Martínez*
Efectividad del cuidado de nidos y reforzamiento poblacional en la recuperación de las poblaciones de las especies de tortugas de agua dulce de Venezuela

Capítulo 9 *Joaquín Buitrago, Hedelvy Guada, Verónica de Los Llanos*
Efectos del traslado de nidadas a viveros en el éxito reproductivo de tortugas marinas en el Caribe

Capítulo 10 *Pedro Vernet P., Ángela Arias-Ortiz*
¿Cuáles son las mejores prácticas para la protección de nidadas de tortugas marinas en playas de reproducción?

Capítulo 11 *Adriana Rodríguez-Ferraro*
Efectividad de las áreas protegidas en la conservación de especies amenazadas del género *Amazona*

Capítulo 12 *Dorixa Monsalve Dam, Ada Sánchez-Mercado, Edgard Yerena, Shaenandhoa García-Rangel, Denis Torres*
Efectividad de las áreas protegidas para la conservación del oso andino (*Tremarctos ornatus*) en los andes suramericanos

Capítulo 13 *Ada Sánchez-Mercado, Edgard Yerena, Dorixa Monsalve Dam, Shaenandhoa García-Rangel, Denis Torres*
Efectividad de las iniciativas de educación ambiental para la conservación del oso andino (*Tremarctos ornatus*) en la cordillera andina

Capítulo 14 *Emiliana Isasi-Catalá*
¿Las áreas protegidas son efectivas para la conservación de poblaciones de yaguar?

Capítulo 15 *Emiliana Isasi-Catalá*
¿La reubicación de yaguares-problema es una estrategia efectiva para la solución de los conflictos hombre-depredador?

Capítulo 16 *Emiliana Isasi-Catalá*
¿Los programas de educación ambiental son una medida efectiva para la conservación del yaguar?

Capítulo 17 *Claret Michelangeli de Clavijo*
Efectividad del uso de técnicas de micropropagación para aumentar la tasa reproductiva en orquídeas

Capítulo 18 *César Molina Rodríguez*
Hacia la posibilidad de una experiencia de reintroducción del sapito arlequín de Rancho Grande (*Ateopus cruciger*) en Venezuela

Capítulo 19 *Tito Barros, Magdly Jiménez-Oraá, Heide Joana Heredia, Andrés E. Seijas*
Colecta de huevos de caimanes (*Crocodylus acutus* y *C. intermedius*) en Venezuela para fines de conservación

Capítulo 20 *Andrés E. Seijas, Magdly Jiménez-Oraá, Ariel S. Espinosa Blanco, José Castillo, Nisson Arcila*
Monitoreo del estado de las poblaciones del caimán del Orinoco (*Crocodylus intermedius*) en Venezuela

Capítulo 21 *Omar Hernández, Ariel S. Espinosa Blanco, May Lugo Castillo, Magdly Jiménez-Oraá & Andrés E. Seijas*
Manejo de nidadas de terecay (*Podocnemis unifilis*) en los ríos Cojedes y Manapire, como medida para evitar su pérdida por inundación y depredación

Capítulo 22 *Pedro Vernet P., Ángela Arias-Ortiz*
Conservación y manejo de nidadas de tortugas marinas en playas de reproducción, ¿trabajo efectivo para recuperar las poblaciones?

Capítulo 23 *Claret Michelangeli de Clavijo*
Micropropagación sexual de *Masdevallia tovarensis*, orquídea En Peligro Crítico de extinción en Venezuela

Capítulo 24 *Ada M. Medina, Maira A. Betancourt & Rafael E. Ortiz*
Morfogénesis in vitro de nogal de Caracas (*Juglans venezuelensis*), especie endémica de Venezuela En Peligro de extinción

Capítulo 25 *José Manuel Briceño Linares*
Nidos artificiales como una estrategia de manejo para la conservación de la cotorra cabeciamarilla (*Amazona barbadensis*) en quebrada La Chica, península de Macanao, estado Nueva Esparta