

CONVENCIÓN SOBRE EL COMERCIO INTERNACIONAL DE ESPECIES
AMENAZADAS DE FAUNA Y FLORA SILVESTRES



Decimoséptima reunión de la Conferencia de las Partes
Johannesburgo (Sudáfrica), 24 de septiembre – 5 de octubre de 2016

ANÁLISIS DE LAS PROPUESTAS DE ENMIENDA A LOS APÉNDICES DE LA CITES DE UICN/TRAFFIC

Este documento ha sido presentado por la Secretaría CITES*, en relación con el punto 88 del orden del día, sobre *Propuestas de enmienda a los Apéndices I y II*.

* *Las denominaciones geográficas empleadas en este documento no implican juicio alguno por parte de la Secretaría CITES (o del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente) sobre la condición jurídica de ninguno de los países, zonas o territorios citados, ni respecto de la delimitación de sus fronteras o límites. La responsabilidad sobre el contenido del documento incumbe exclusivamente a su autor.*

La elaboración de los Análisis de las Propuestas de Enmienda a los Apéndices de la CITES de UICN/TRAFFIC 2016 ha sido posible gracias al apoyo de los organismos siguientes:

- **Alemania** – Ministerio Federal de Medio Ambiente, Conservación de la Naturaleza y Seguridad Nuclear (BMU)
- **Austria** – Ministerio Federal de Agricultura, Silvicultura, Medio Ambiente y Gestión del Agua
- **Canadá** – *Environment and Climate Change Canada*
- **Comisión Europea** – Dirección General de Medio Ambiente
- **España** – Ministerio de Economía y Competitividad
- **Estados Unidos de América** – *U.S. Fish and Wildlife Service*
- **Finlandia** – Ministerio de Medio Ambiente
- **Francia** – Ministerio de Medio Ambiente, Energía y el Mar
- **Mónaco** – Ministerio de Asuntos Exteriores y Cooperación
- **Nueva Zelanda** – Departamento de Conservación
- **Países Bajos** – Autoridad Administrativa CITES, Ministerio de Asuntos Económicos
- **Suecia** – Autoridad Científica CITES, *Naturvårdsverket* – Agencia Sueca de Protección del Medio Ambiente
- **Suiza** – Oficina Federal de Seguridad Alimentaria y Veterinaria, Departamento Federal del Interior

La UICN, Unión Internacional par la Conservación de la Naturaleza, contribuye a encontrar soluciones pragmáticas para los principales desafíos ambientales y de desarrollo que enfrenta el planeta. El trabajo de la UICN se centra en valorar y conservar la naturaleza, en asegurar la gobernanza efectiva y equitativa en su utilización, y en la aplicación de soluciones basadas en la naturaleza a los desafíos globales en el clima, la alimentación y el desarrollo. La UICN apoya la investigación científica, gestiona proyectos de campo en todo el mundo, y reúne a los gobiernos, las ONG, las Naciones Unidas y las empresas con miras a desarrollar políticas, legislación y prácticas óptimas. La UICN es la organización medioambiental más antigua y más grande del mundo, con más de 1.200 miembros, gubernamentales y no gubernamentales, y más de 16.000 expertos voluntarios en unos 160 países. Para su labor, la UICN cuenta con el apoyo de un personal compuesto por más de 1.000 empleados, repartidos en más de 50 oficinas, y cientos de asociados de los sectores público, no gubernamental y privado de todo el mundo.

La Comisión de Supervivencia de Especies (CSE) es la mayor de las seis comisiones de voluntarios de la UICN y cuenta con más de 10.000 expertos miembros de todo el mundo. La CSE presta asesoramiento a la UICN y a sus miembros acerca de una amplia gama de aspectos científicos y técnicos de la conservación de las especies y se consagra a la tarea de asegurar el futuro de la biodiversidad. La CSE hace aportaciones significativas a los acuerdos internacionales relativos a la conservación de la biodiversidad.

TRAFFIC, la red de vigilancia del comercio de especies silvestres, tiene como objetivo garantizar que el comercio de especies silvestres no suponga una amenaza para la conservación de la naturaleza. TRAFFIC es una alianza estratégica entre la UICN y WWF.

Citación: UICN y TRAFFIC (2016). *Análisis de las Propuestas de Enmienda a los Apéndices de la CITES de UICN/TRAFFIC*. Preparados por el Programa de Especies de la UICN y TRAFFIC para la Decimoséptima Reunión de la Conferencia de las Partes en la CITES. UICN – Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza, Gland, Suiza.

Las designaciones de entidades geográficas de este documento y la presentación del material no implican la expresión de opinión alguna por parte de la UICN o de TRAFFIC respecto de la situación jurídica de ningún país o región o de sus autoridades, ni de la demarcación de sus fronteras o límites.

INTRODUCCIÓN

La CITES (Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres) se abrió a la firma el 3 de marzo de 1973 en Washington DC. Cuando se preparó la presente publicación contaba con 182¹ Partes en todo el mundo. Para que la CITES pueda seguir siendo un instrumento creíble para la conservación de las especies que son objeto de comercio, las decisiones de las Partes deben estar basadas en los mejores datos científicos y técnicos disponibles. Reconociendo lo anterior, la UICN y TRAFFIC han acometido la elaboración de análisis técnicos de las propuestas de enmienda a los Apéndices de la CITES.

Los Análisis arriba mencionados tienen el objetivo de proporcionar una evaluación lo más objetiva posible de cada propuesta con arreglo a las disposiciones de la Convención sobre los criterios de inclusión desarrollados en la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CdP16)* y en otras resoluciones y decisiones pertinentes.

Desgraciadamente, debido al contexto difícil para la recaudación de fondos y al gran número de propuestas, no fue posible recaudar los fondos necesarios para realizar los Análisis y presentarlos de la misma manera que en reuniones anteriores de la Conferencia de las Partes (CdP). En consecuencia, en vez de preparar para cada propuesta el apartado del resumen y su tabla correspondiente con información muy detallada, como se ha hecho en años anteriores, para la CdP17 se ha preparado un apartado del resumen sobre cada propuesta. Además, el tiempo disponible para realizar las investigaciones y consultar a los expertos ha sido inferior al de ediciones previas de los Análisis, por lo que estos no son tan exhaustivos. Por otra parte, a fin de garantizar que los Análisis estuvieran listos a tiempo para ayudar a las Partes a adoptar sus decisiones, los documentos resumidos se publicaron en Internet diez semanas después de la fecha límite para presentar las propuestas en vez de doce semanas después como en años anteriores, en respuesta a solicitudes de las Partes. Para lograr el máximo acceso de las Partes a los Análisis, se ha procurado mejorar su difusión mediante la creación de una página web personalizada en la que se pueden descargar los Análisis por separado o en su totalidad (véase <http://citesanalyses.iucn.org/>).

En el apartado del resumen se presenta una síntesis de la información disponible extraída de la justificación de la propuesta y de otras fuentes y, en un párrafo aparte, se facilita análisis específico en el que se estudia si se puede considerar que la propuesta cumple o no los criterios pertinentes de la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP16)* u otras resoluciones relevantes de la CITES.

Se ha recabado información sobre el estado y la biología de las especies consultando a la red de Grupos de Especialistas de la Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN y a la comunidad científica en general. Esa información se ha utilizado para evaluar las propuestas y la información aportada por sus autores con arreglo a los criterios de inclusión de CITES. TRAFFIC ha utilizado sus propias fuentes de información sobre el comercio y redes de expertos. El documento resultante reúne un amplio espectro de conocimientos, que confiamos sea de utilidad en la discusión sobre las propuestas.

Tras finalizar el plazo para la presentación de las propuestas de enmienda por las Partes (27 de abril de 2016), el equipo encargado de los Análisis recopiló la información disponible para preparar un primer borrador del apartado del resumen. Se envió la información recopilada, junto con una serie de preguntas y aclaraciones adicionales, a distintos expertos evaluadores para que estos aportaran sus comentarios en los casos pertinentes, particularmente sobre la exactitud y fiabilidad de la información presentada. **El apartado “Análisis” de cada propuesta se terminó al final del proceso, por lo que no se envió a los evaluadores externos. El Equipo de los Análisis de UICN/TRAFFIC acepta toda la responsabilidad por el contenido de dicho apartado.** Los evaluadores externos no reciben el análisis realizado en función de los criterios pertinentes ni tienen responsabilidad alguna por él. Los revisores denominados “Evaluadores de la información del resumen” (citados como Revisores en ediciones anteriores) solo han analizado la información recopilada por el equipo responsable de los Análisis en el apartado del resumen para comprobar la exactitud de la información y verificar si había omisiones. El texto definitivo expresado en esta publicación no refleja necesariamente la opinión de la UICN o de TRAFFIC ni de los evaluadores como grupo.

Para satisfacer la necesidad de información de las Partes mucho antes de la CdP, los Análisis se finalizaron y publicaron en Internet el 6 de julio de 2016. Los párrafos del Resumen y el Análisis van a ser traducidos al español y francés y se publicarán en línea lo antes posible. Las versiones impresas de los párrafos de

¹ A fecha de 20 de junio de 2016 según <https://cites.org/eng/disc/parties/chronolo.php>

Resumen y Análisis en español, francés e inglés estarán disponibles en la CoP17 en Johannesburgo (Sudáfrica).

Los Análisis se elaboran con la idea de poner de relieve información relevante sobre la cual las Partes puedan basar sus juicios y no pretenden ser exhaustivos. Es posible que haya omisiones y diferencias de interpretación en un documento recopilado sobre una gran variedad de especies, particularmente teniendo en cuenta el elevado número de propuestas que ha habido que analizar en poco tiempo y con un presupuesto muy ajustado. No obstante, hemos intentado que el documento esté basado en hechos y sea objetivo y coherente en la manera en que se han interpretado los criterios y aplicado a los distintos taxones y propuestas.

Como anexo al documento se incluyen un resumen de los criterios de inclusión en los Apéndices de la CITES y los Criterios y Categorías de la Lista Roja de la UICN. Es necesario destacar que las orientaciones numéricas para los criterios de inclusión que figuran en el Anexo 5 de la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP16)* no son umbrales y pueden no ser apropiadas para todas las especies. En consecuencia, para aplicar los criterios es necesario interpretarlos en cierta medida. En la Decisión 15.29 (2010) se invitó a la UICN y TRAFFIC a preparar orientaciones sobre la aplicación del criterio B y del texto introductorio del Anexo 2a de la Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP15) a las especies acuáticas objeto de explotación comercial. Las orientaciones resultantes se pueden encontrar en el documento AC25 Doc. 10 Anexo 3. Environment Canada también ha encargado a TRAFFIC que prepare un documento acerca del análisis de las propuestas de la CITES que implican proyecciones de tendencias de las especies en el futuro, sobre las que existen orientaciones limitadas para interpretar los criterios de inclusión. El resultado se presentará como documento informativo a la CdP17.

Se proporcionan referencias de las fuentes. En algunos casos, dichas fuentes han sido consultadas directamente; en otros, han sido citadas por los evaluadores para apoyar sus declaraciones. En los casos en los que la información no contiene una referencia en el apartado del resumen, es porque la información se ha extraído de la justificación de la propuesta. El término “datos sobre el comercio CITES” se refiere a los datos procedentes de los informes anuales de la CITES facilitados por las Partes y gestionados por el PNUMA-CMVC (UNEP-WCMC en inglés) en nombre de la Secretaría CITES. En los casos en los que la información procede de las estadísticas oficiales sobre comercio de un determinado país, esto queda reflejado.

AGRADECIMIENTOS Y RECONOCIMIENTOS

Muchas personas e instituciones han contribuido al examen de las propuestas de enmienda a los Apéndices de la CITES y a la recopilación de los presentes Análisis. En primer lugar, nos gustaría expresar nuestro agradecimiento a los evaluadores de dichas propuestas, muchos de los cuales son miembros de los Grupos de Especialistas de la Comisión de Supervivencia de Especies (CSE), así como a los numerosos científicos y expertos de otras instituciones que, aunque no formalmente vinculados con la CSE, han dedicado su tiempo y conocimientos a esta actividad.

Dena Cator dirigió la recaudación de fondos, sin los cuales esta labor no habría sido posible. Una vez más, agradecemos el generoso apoyo de todos nuestros patrocinadores en estos tiempos de dificultades económicas.

Los miembros del equipo de TRAFFIC, que ayudaron en el examen de las propuestas, merecen un reconocimiento especial por la contribución que han realizado a este documento.

También nos gustaría dar las gracias al equipo de traducción al francés, formado por Danièle y Richard Devitre, y al equipo de traducción al español, constituido por Wendy Byrnes, Ana Bennett y Carlos Ibero.

El equipo de los Análisis estuvo integrado por las siguientes personas: Thomasina Oldfield, Willow Outhwaite, Dan Challenger, Vicki Crook, Louisa Musing, Anastasiya Timoshyna y Bryony Morgan así como varios consultores, entre los que se incluyen Martin Jenkins, Emma Brooks, Janine Robinson, Sue Wells y Catherine Rutherford. Richard Jenkins, Steven Broad y Richard Thomas aportaron un gran apoyo y contribuciones valiosas a los Análisis, especialmente durante la finalización del proceso. Willow Outhwaite y Kim Lochen diseñaron la portada. Martin Jenkins y Thomasina Oldfield fueron los responsables de supervisar el proyecto y asumen la responsabilidad por el contenido de este documento.

Contenido

CoP 17 Prop. 1 Supresión de <i>Bison bison athabascae</i> (bisonte de bosque) del Apéndice II	1
CoP 17 Prop. 2 Inclusión de <i>Capra caucasica</i> (tur del Cáucaso occidental) en el Apéndice II, con un cupo nulo para los especímenes de <i>Capra caucasica caucasica</i> capturados en el medio silvestre exportados con fines comerciales o como trofeos de caza	3
CoP 17 Prop. 3 Enmienda de la inclusión de <i>Vicugna vicugna</i> en el Apéndice II	5
CoP 17 Prop. 4 Transferencia de las poblaciones africanas de <i>Panthera leo</i> (león africano) del Apéndice II al Apéndice I	7
CoP 17 Prop. 5 Transferir las subespecies de puma endémicas de América del Norte, <i>Puma concolor coryi</i> y <i>Puma concolor cougar</i> , del Apéndice I al Apéndice II	9
CoP 17 Prop. 6 Transferencia de <i>Equus zebra zebra</i> (cebra de montaña del Cabo) del Apéndice I al Apéndice II	11
CoP 17 Prop. 7 Modificar la anotación existente en la inclusión en el Apéndice II del rinoceronte blanco de Swazilandia	14
Los pangolines y la CITES: una visión de conjunto	16
CoP 17 Prop. 8 & 9 Transferencia de <i>Manis crassicaudata</i> (pangolín indio) del Apéndice II al Apéndice I	19
CoP 17 Prop. 10 Transferencia de <i>Manis culionensis</i> (pangolín filipino) del Apéndice II al Apéndice I	20
CoP 17 Prop. 11 Transferencia de <i>Manis javanica</i> (pangolín malayo) y <i>Manis pentadactyla</i> (pangolín chino) del Apéndice II al Apéndice I	22
CoP 17 Prop. 12 Transferencia de las especies de pangolines africanos <i>Manis tetradactyla</i> , <i>M. tricuspis</i> , <i>M. gigantea</i> y <i>M. temminckii</i> del Apéndice II al Apéndice I	25
CoP 17 Prop. 13 Transferencia de <i>Macaca sylvanus</i> (macaco de Berbería) del Apéndice II al Apéndice I	28
Antecedentes de las propuestas sobre el elefante africano	29
CoP 17 Prop. 14 Suprimir la anotación de la inclusión de la población de <i>Loxodonta africana</i> (elefante africano) de Namibia en el Apéndice II eliminando toda referencia a Namibia en dicha anotación	31
CoP 17 Prop. 15 Enmendar la inclusión actual de la población de Zimbabwe de <i>Loxodonta africana</i> (elefante africano) en el Apéndice II suprimiendo la anotación a fin de que la inclusión en el Apéndice II no tenga restricciones	34
CoP 17 Prop. 16 Incluir todas las poblaciones de elefante africano (<i>Loxodonta africana</i>) en el Apéndice I por medio de la transferencia del Apéndice II al Apéndice I de las poblaciones de Botswana, Namibia, Sudáfrica y Zimbabwe	38
CoP 17 Prop. 17 Transferencia de <i>Falco peregrinus</i> (halcón peregrino) del Apéndice I al Apéndice II	43
CoP 17 Prop. 18 Transferencia de <i>Lichenostomus melanops cassidix</i> (melero de casco) del Apéndice I al Apéndice II	45
CoP 17 Prop. 19 Transferencia de <i>Psittacus erithacus</i> (loro gris africano) del Apéndice II al Apéndice I	46
CoP 17 Prop. 20 Transferencia de <i>Ninox novaeseelandiae undulata</i> (búho de Norfolk) del Apéndice I al Apéndice II	48

CoP 17 Prop. 21 Transferencia de la población de <i>Crocodylus acutus</i> (cocodrilo americano) de la Bahía de Cispatá, Tinajones, La Balsa y Sectores Aledaños en el Departamento de Córdoba, Colombia, del Apéndice I al Apéndice II para el establecimiento de cría en granjas	49
CoP 17 Prop. 22 Eliminar el cupo nulo para los especímenes silvestres comercializados con fines comerciales de la inclusión en el Apéndice II de la población de México del cocodrilo de pantano (<i>Crocodylus moreletii</i>)	52
CoP 17 Prop. 23 Mantener la población malgache de <i>Crocodylus niloticus</i> (cocodrilo del Nilo) en el Apéndice II, en virtud de la Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP16) Anexo 2(a), párrafo B) en lugar de la Resolución Conf. 11.16 (Rev. CoP15), con sujeción a las siguientes anotaciones	54
CoP 17 Prop. 24 Transferir <i>Crocodylus porosus</i> (cocodrilo de agua salada) de Malasia del Apéndice I al Apéndice II,	58
CoP 17 Prop. 25 A) Inclusión de las siguientes especies del género <i>Abronia</i> en el Apéndice I: <i>Abronia anzueto</i> , <i>A. campbelli</i> , <i>A. fimbriata</i> , <i>A. frosti</i> y <i>A. meledona</i>	60
B) Inclusión de las siguientes especies del género <i>Abronia</i> en el Apéndice II: <i>Abronia aurita</i> , <i>A. gaiophantasma</i> , <i>A. montecristoi</i> , <i>A. salvadorensis</i> y <i>A. vasconcelosii</i>	
CoP 17 Prop. 26 Inclusión de todas las especies de dragoncitos del género <i>Abronia</i> en el Apéndice II	63
CoP 17 Prop. 27 & 28 Inclusión de todas las especies de los géneros <i>Rhampholeon</i> y <i>Rieppeleon</i> (camaleones africanos pigmeos) en el Apéndice II	66
CoP 17 Prop. 29 Inclusión de <i>Cnemaspis psychedelica</i> (geco psicodélico) en el Apéndice I	70
CoP 17 Prop. 30 Inclusión de <i>Lygodactylus williamsi</i> (geco enano turquesa) en el Apéndice I	71
CoP 17 Prop. 31 Inclusión de <i>Paroedura masobe</i> (geco de Masobe) en el Apéndice II	73
CoP 17 Prop. 32 Inclusión de la familia Lanthanotidae (lagarto monitor desorejado) en el Apéndice I	75
CoP 17 Prop. 33 Transferencia de <i>Shinisaurus crocodilurus</i> (lagarto cocodrilo chino) del Apéndice II al Apéndice I	77
CoP 17 Prop. 34 Inclusión de <i>Atheris desaixi</i> (víbora de los arbustos) en el Apéndice II	79
CoP 17 Prop. 35 Inclusión de <i>Bitis worthingtoni</i> (víbora bufadora de Kenia) en el Apéndice II	80
CoP 17 Prop. 36 Inclusión de seis especies de la familia Trionychidae en el Apéndice II	81
CoP 17 Prop. 37 Transferencia de <i>Dyscophus antongilii</i> (rana tomate) del Apéndice I al Apéndice II	84
CoP 17 Prop. 38 Inclusión de <i>Dyscophus guineti</i> (rana tomate falsa) y <i>D. insularis</i> (rana tomate insular) en el Apéndice II	86
CoP 17 Prop. 39 Inclusión de <i>Scaphiophryne marmorata</i> , <i>S. boribory</i> y <i>S. spinosa</i> (ranas cavadoras) en el Apéndice II	88
CoP 17 Prop. 40 Inclusión de <i>Telmatobius culeus</i> (rana gigante del lago Titicaca) en el Apéndice I	90
CoP 17 Prop. 41 Inclusión de <i>Paramesotriton hongkongensis</i> (tritón de vientre rojo) en el Apéndice II	92
CoP 17 Prop. 42 Inclusión de <i>Carcharhinus falciformis</i> (tiburón sedoso o jaquetón) en el Apéndice II	94
CoP 17 Prop. 43 Inclusión de todas las especies de tiburón zorro del género <i>Alopias</i> en el Apéndice II	97

CoP 17 Prop. 44 Inclusión de todas las especies de rayas diablo del género <i>Mobula</i> en el Apéndice II	101
CoP 17 Prop. 45 Inclusión de <i>Potamotrygon motoro</i> (raya motoro) en el Apéndice II	106
CoP 17 Prop. 46 Inclusión de <i>Pterapogon kauderni</i> (pez cardenal de Banggai) en el Apéndice II	109
CoP 17 Prop. 47 Inclusión de <i>Holocanthus clarionensis</i> (pez ángel de Clarión) en el Apéndice II	111
CoP 17 Prop. 48 Inclusión de toda la familia Nautilidae en el Apéndice II	113
CoP 17 Prop. 49 Inclusión de todas las especies de caracoles terrestres cubanos del género <i>Polymita</i> en el Apéndice I	116
CoP 17 Prop. 50 Inclusión de todas las especies de palma monja del género <i>Beaucarnea</i> en el Apéndice II	119
CoP 17 Prop. 51 Supresión de <i>Tillandsia mauryana</i> del Apéndice II	121
CoP 17 Prop. 52 Transferencia de los cactus anzuelo <i>Sclerocactus spinosior</i> ssp. <i>blainei</i> (= <i>S. blainei</i>), <i>S. cloverae</i> (sinónimo de <i>S. parviflorus</i> incluido en los Apéndices de la CITES) y <i>S. sileri</i> del Apéndice II al Apéndice I	123
CoP 17 Prop. 53 Supresión de la anotación #5 de las inclusiones de <i>Dalbergia cochinchinensis</i> y reemplazo de esta por la anotación #4	125
CoP 17 Prop. 54 Inclusión de 13 especies maderables del género <i>Dalbergia</i> (autóctonas de México y América Central) en el Apéndice II, sin anotación	126
CoP 17 Prop. 55 Inclusión del género <i>Dalbergia</i> , salvo las especies ya incluidas en el Apéndice I, en el Apéndice II de la CITES, sin anotaciones	129
CoP 17 Prop. 56 Inclusión de <i>Guibourtia demeusei</i> , <i>G. pellegriniana</i> y <i>G. tessmannii</i> en el Apéndice II con la anotación #4	133
CoP 17 Prop. 57 Inclusión de <i>Pterocarpus erinaceus</i> en el Apéndice II sin anotaciones	136
CoP 17 Prop. 58 Inclusión <i>Adansonia grandidieri</i> (baobab de Grandidier) en el Apéndice II, limitando la inclusión a semillas, frutos, aceites y plantas vivas, con una anotación a tal efecto	138
CoP 17 Prop. 59 Inclusión de <i>Abies numidica</i> (abeto de Argelia) en el Apéndice I	140
CoP 17 Prop. 60 Enmienda de las inclusiones de <i>Aquilaria</i> spp. y <i>Gyrinops</i> spp. en el Apéndice II	141
CoP 17 Prop. 61 Inclusión de <i>Siphonochilus aethiopicus</i> (jengibre africano) (poblaciones de Mozambique, Sudáfrica, Swazilandia y Zimbabwe) en el Apéndice II	143
CoP 17 Prop. 62 Enmienda de la inclusión de <i>Bulnesia sarmientoi</i> en el Apéndice II	145

Supresión de *Bison bison athabascae* (bisonte de bosque) del Apéndice II

Autor de la propuesta: Canadá

Resumen: El bisonte de bosque (*Bison bison athabascae*) y el bisonte de llanura (*B. b. bison*) son las dos subespecies reconocidas del bisonte americano (*Bison bison*). La subespecie *B. b. athabascae* es autóctona de Canadá y Estados Unidos, donde ha sido reintroducida recientemente tras haberse extinguido. Se ha introducido en la Federación Rusa. Las hembras de bisonte paren normalmente una cría por primera vez a los tres o cuatro años de edad y en algunas poblaciones se reproducen anualmente. El intervalo generacional se ha estimado en 8 años.

Bison bison athabascae se incluyó en el Apéndice I en 1975 y se transfirió al Apéndice II en 1997. *B. b. bison* no está incluida en los Apéndices.

Se estima que *B. b. athabascae* ocupaba históricamente 2,5 millones de km², de los que el 80 % estaban en Canadá y el resto en Alaska (Estados Unidos). El área que ocupa actualmente se ha calculado en torno a 121.000 km². Su área de distribución geográfica no parece que se esté reduciendo en la actualidad, pero a *B. b. athabascae* no se le permite expandirse a zonas donde podría aumentar el riesgo de transmisión de enfermedades, hibridación con *B. b. bison* y conflictos con otros usos del territorio (el agrario, por ejemplo).

La sobreexplotación por los colonos europeos redujo la población de esta subespecie desde los 168.000 individuos estimados en el noroeste de Canadá en 1800 a una manada residual de unos 250 individuos al comienzo del siglo XX. Una protección estricta y los esfuerzos por una recuperación activa han dado como resultado un aumento que se ha estimado recientemente en una población total de unos 9.000 animales, de los que entre 5.200 y 7.200 serían individuos adultos, lo que representa un incremento de la población del 47 % desde el año 2000². Esta población se reparte entre nueve (o posiblemente diez¹) manadas aisladas en Canadá, de las que seis tienen menos de 500 individuos, considerándose viables a largo plazo las poblaciones superiores a 1.000 individuos¹. En años recientes una de las poblaciones ha sufrido una mortalidad severa por enfermedad y otra a causa de inanición durante un invierno especialmente riguroso².

Por el momento no se considera probable un aumento del tamaño total de la población de Canadá, ni que se vayan a crear nuevas subpoblaciones salvajes en ese país². *B. b. athabascae* ha sido reintroducida recientemente en el medio silvestre en Estados Unidos, en Alaska en particular, donde la población contaba con unos 130 individuos en 2015. También se ha introducido en Rusia desde Canadá. En 2014 había en Canadá unos 135.000 ejemplares de *B. bison* criados en cautividad, de los que 3.000 eran de *B. b. athabascae* y aproximadamente 51.000 eran híbridos de *B. b. athabascae* x *B. b. bison*.

Bison bison athabascae está actualmente incluida en el Programa 1 de la Ley de especies en riesgo de Canadá (SARA por sus siglas en inglés) como especie Amenazada a partir de una evaluación en el año 2000. Sin embargo, esta subespecie podría rebajarse a la categoría de Preocupación especial basándose en una reevaluación realizada en 2013. *B. b. athabascae* está protegida en Canadá, lo que implica que la caza y otras actividades como la captura o el hostigamiento están controladas; la gestión y la protección son independientes de la inclusión en los Apéndices de la CITES. Se pueden realizar descastes para frenar la expansión de enfermedades, impedir la hibridación o gestionar los conflictos con los humanos. En Estados Unidos *B. b. athabascae* está catalogada como Amenazada en toda su área de distribución en virtud de la Ley de especies en peligro³, y una ley federal de 2014 designa a *B. b. athabascae* en Alaska como una población experimental no esencial. En la actualidad no se permite su caza pero bien podría permitirse en el futuro.

La Base de datos sobre el comercio CITES muestra cierto comercio de esta subespecie. Canadá informó de la exportación de una serie de productos de *B. b. athabascae* de origen silvestre entre los años 2000 y 2014, entre los que se incluían unos 1.540 kg de carne, 11 especímenes muertos y 40 pieles, de los que la inmensa mayoría se exportaron como trofeos de caza o para uso personal. En el mismo período se informó de la exportación de menos de 100 especímenes vivos de *B. b. athabascae* a la Federación Rusa con la finalidad de introducirlos en el medio silvestre y 3 a Estados Unidos con finalidad comercial. Durante el mismo periodo, Canadá informó de la exportación de un pequeño número de ejemplares de *B. b. athabascae* o de bisontes híbridos que se declararon como criados en cautividad, nacidos en cautividad o producidos en granjas de cría, lo que incluía a 51 animales vivos. Canadá no cuenta con registros de exportaciones ilegales de *B. b. athabascae* procedentes del medio silvestre en los últimos 15 años.

La subespecie *Bison bison athabascae* no ha sido evaluada por la UICN como tal, pero *B. bison* fue clasificada en la Lista Roja de esta organización en la categoría de Casi amenazada en 2008.

Análisis: La subespecie *Bison bison athabascae* se incluyó en el Apéndice I en 1975 y se transfirió al Apéndice II en 1997. La población (actualmente unos 9.000 individuos) ha aumentado en los últimos años, aunque no parece que pueda seguir haciéndolo debido a restricciones en el hábitat disponible. Esta población no tiene un área de distribución restringida. El comercio registrado en la Base de datos sobre el comercio CITES entre los años 2000 y 2014 es de un nivel muy bajo y no se ha informado de comercio ilegal. Al parecer, la extracción de individuos para el comercio internacional tiene un impacto insignificante sobre la subespecie, por lo que parece que el taxón no cumple los criterios de inclusión en el Apéndice II. No ha sido objeto de ninguna recomendación en el Examen del comercio significativo en los dos últimos períodos entre reuniones de la Conferencia de las Partes, por lo que se cumplen las medidas cautelares establecidas en el Anexo 4 de la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. COP16)*. Además, la actual inclusión de la subespecie *B. b. athabascae* en el Apéndice II, no estando *B. b. bison* incluida en ningún Apéndice, es incongruente con las recomendaciones sobre inclusiones divididas.

Evaluador de la información del resumen únicamente: R. Kramer.

Referencias:

La información que aparece sin referencias en el resumen está extraída de la justificación de la propuesta.

¹ Gates, C. & Aune, K. (2008) *Bison bison*. The IUCN Red List of Threatened Species. Viewed on 17th June 2016.

² COSEWIC (2013) COSEWIC assessment and status report on the Plains Bison, *Bison bison bison*, and the Wood Bison, *Bison bison athabascae*, in Canada. Committee on the Status of Endangered Species in Canada. Ottawa. Xv – 109 pp.

³ USFWS (2012) Endangered and Threatened Wildlife and Plants: Reclassifying the Wood Bison under the Endangered Species Act as Threatened throughout Its Range <https://www.regulations.gov/document?D=FWS-R9-IA-2008-0123-0035>. Viewed on 27th June 2016.

Inclusión de *Capra caucasica* (tur del Cáucaso occidental) en el Apéndice II, con un cupo nulo para los especímenes de *Capra caucasica caucasica* capturados en el medio silvestre exportados con fines comerciales o como trofeos de caza

Autores de la propuesta: Georgia y la Unión Europea

Resumen: *Capra caucasica*, el tur del Cáucaso occidental es una cabra salvaje endémica de las montañas del Cáucaso de Azerbaiyán, Georgia y la Federación Rusa. La nomenclatura normalizada de CITES reconoce tres subespecies: *C. c. caucásica*, *C. c. cylindricornis*, y *C. c. severtzovi*. Sin embargo, *C. c. severtzovi* se reconoce de forma generalizada como sinónimo de *C. c. caucásica*, y este es el criterio que se sigue en el presente análisis.

Capra caucásica ocupa principalmente zonas alpinas y subalpinas entre 800 y 4.000 m. Las hembras son fértiles a los 3 o 4 años de edad y paren normalmente una cría al año, aunque algunas hembras de edad avanzada no se reproducen anualmente.

La población se estima entre 43.000 y 46.000 individuos. La mayoría (posiblemente unos 32.000) se encuentran en la Federación Rusa, entre 7.000 y 8.000 en Azerbaiyán y de 3.000 a 5.000 en Georgia. La mayor parte de la población (reconocida como *C. c. cylindricornis*) se encuentra en el Cáucaso oriental, de donde se ha informado de un incremento entre las décadas de 1940 y 1960, alcanzando entre 25.000 y 30.000 individuos antes de disminuir de nuevo a una cifra estimada entre 18.000 y 20.000 ejemplares al final de los 1980 y posteriormente aumentar de nuevo.

La población del Cáucaso occidental (reconocida como *C. c. caucasica*) abarca la frontera de Georgia y la Federación Rusa, con un área de distribución que podría sobrepasar los 10.000 km². Su población se estimaba al final de la década de 1980 en unos 12.000 individuos, pero disminuyó hasta probablemente entre 6.000 y 10.000 en 2001 y de 5.000 a 6.000 en 2004, responsabilizándose principalmente a la caza ilegal de ello. En 2008 se supuso que el número de individuos adultos estaba entre 4.000 y 6.000 (y que seguía disminuyendo), repartiéndose unos 1.000 en Georgia y el resto en la Federación Rusa. Sin embargo, otra estimación indica que la población de Georgia puede ser mucho más pequeña, quizá entre 100 y 150 individuos¹. Existe hibridación entre *C. c. caucasica* y *C. c. cylindricornis* en una zona del Cáucaso central.

La caza furtiva se ha identificado como la causa principal de disminución de la población en el Cáucaso occidental, aunque la presión de pastoreo del ganado doméstico y los inviernos rigurosos también han contribuido¹.

Las reglamentaciones sobre la caza normalmente distinguen entre subespecies, de forma que ningún Estado de su área de distribución permite la caza de *C. c. caucásica*, mientras que la en la Federación Rusa se permite la caza de *C. c. cylindricornis* con permiso, de los que se ha indicado que se emiten al año entre 300 y 320 aunque solo la mitad aproximadamente llegan a utilizarse. Se ha indicado que la caza de trofeos en la Federación Rusa se practica principalmente por visitantes extranjeros². La caza de *C. c. cylindricornis* se permite también en Azerbaiyán con permisos, aunque no se dispone de información sobre cupos anuales o la cantidad de animales cazados.

La caza de la especie *C. caucasica* al completo, incluyendo la caza de trofeos, está prohibida en Georgia, aunque parece que se practica en el norte del país, donde forma parte del patrimonio cultural, de forma que los cuernos, la carne y la piel de los animales cazados o bien se consumen o se venden. Con los cuernos se fabrican normalmente vasos para beber de los que se ha indicado que hubo una gran demanda en Georgia y otros lugares entre las décadas de 1960 y 1990; aparentemente hay mucha menos demanda en la actualidad². Se ha indicado igualmente que las cabezas y los cuernos montados fueron muy valorados en la década de 1990².

Parece que el comercio internacional de *C. caucasica* es insignificante y no existen pruebas de que este comercio tenga un efecto perjudicial sobre la especie³.

La especie puede estar afectada por pérdida y degradación del hábitat, inviernos rigurosos, pastoreo del ganado doméstico y molestias relacionadas con el turismo.

Capra caucasica está presente en varias áreas protegidas en sus Estados del área de distribución. La especie fue clasificada en la Lista Roja de la UICN en 2008 en la categoría de En peligro.

Análisis: *Capra caucasica* tiene un área de distribución extensa y una población relativamente grande y en aumento. Parece que el comercio internacional de la especie es insignificante. No parece que cumpla los criterios de inclusión en el Apéndice II.

Por lo que respecta a la propuesta de cupo nulo para los especímenes de *C. c. caucasica* capturados en el medio silvestre exportados con fines comerciales o como trofeos de caza: la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP16)* no contiene orientaciones o criterios para evaluar una propuesta de este tipo, pero teniendo en cuenta que su efecto sería el mismo que una inclusión en el Apéndice I, puede ser apropiado evaluar esta propuesta frente a los criterios de tal inclusión. La subespecie no tiene un área de distribución restringida pero tiene una población relativamente pequeña que según informes está disminuyendo, por lo que es posible que cumpla los criterios de inclusión en el Apéndice I. No se permiten extracciones de *C. c. caucásica* en ninguno de sus Estados de área de distribución y no existen pruebas de que esté afectada por el comercio. Además, la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP16)* indica acerca de las inclusiones divididas que, en general, debería evitarse la inclusión de una especie en más de un Apéndice, y que cuando se proceda a una inclusión dividida, por regla general debería efectuarse teniendo en cuenta las poblaciones nacionales o regionales, antes que las subespecies. Esta recomendación podría aplicarse a este caso, en el que se proponen diferentes anotaciones con diferentes efectos para la misma especie. Esta propuesta no se ajusta a tal recomendación.

Evaluadores de la información del resumen únicamente: S. Lovari, D. Mallon, P. Weinberg y K. Kecse-Nagy.

Referencias:

La información que aparece sin referencias en el resumen está extraída de la justificación de la propuesta.

¹ Weinberg, P. (2008) *Capra caucasica*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008.

² Weinberg, P. (2016) *In litt.* to the IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.

³ Mallon, D. (2016) *In litt.* to IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.

Enmienda de la inclusión de *Vicugna vicugna* en el Apéndice II

Con el exclusivo propósito de autorizar el comercio internacional de la fibra esquilada de vicuñas vivas y sus productos derivados, se realizan las siguientes precisiones:

- Adicionalmente al trámite del Permiso CITES, cualquier persona o entidad que transforme fibra de vicuña deberá contar con la licencia de uso de la marca del país de origen. Existen dos marcas:
- Para el comercio internacional de prendas y telas de fibra de vicuña esquilada viva transformadas dentro o fuera del país de origen, se deberá usar la marca VICUÑA [PAIS DE ORIGEN]:



Cabe precisar que para las telas, en los orillos debe figurar la expresión VICUÑA [PAIS de ORIGEN].

En el caso que, la transformación se realice fuera del país de origen, adicional a la marca se deberá consignar el nombre del país que realiza la transformación del producto o que elabora la prenda.

- Para el comercio internacional de productos artesanales (transformación artesanal) de fibra de vicuña esquilada viva, elaboradas en el país de origen, se deberá usar la marca VICUÑA [PAIS DE ORIGEN] – ARTESANIA.



En el caso que, la transformación se realice fuera del país de origen, adicional a la marca se deberá consignar el nombre del país que realiza la transformación del producto o que elabora la prenda.

- Si la elaboración de los artículos involucra fibra de vicuña de procedencia de varios de los países de origen, se deberá consignar los países de donde procede la fibra y el porcentaje de la fibra contenida en cada uno de ellos con los cuales está confeccionado el producto.
- Todos los demás especímenes deben considerarse como especímenes de especies incluidas en el apéndice I y su comercio deberá reglamentarse en consecuencia.

Autor de la propuesta: Perú

Resumen: En la actualidad la inclusión de la vicuña en el Apéndice II tiene la siguiente anotación:

“*Vicugna vicugna* [Sólo las poblaciones de Argentina¹ (las poblaciones de las provincias de Jujuy y Catamarca y las poblaciones en semicautividad de las provincias de Jujuy, Salta, Catamarca, La Rioja y San Juan) Chile² (la población de la Primera Región), Ecuador³ (toda la población), Estado Plurinacional de Bolivia⁴(toda la población); Perú⁵(toda la población); las demás poblaciones están incluidas en el Apéndice I]”

Cada población tiene su propia anotación, indicada por los superíndices numerados del párrafo anterior, especificando las partes, la finalidad y la marca a utilizar para esa población. Las anotaciones actuales se diferencian muy poco entre ellas, y permiten el comercio internacional de lana esquilada de vicuñas vivas y productos elaborados con ella, con la condición de que cada tela vaya marcada con el logotipo e indique el país de origen, y que cualquier otro producto esté marcado como producto artesanal de su país de origen.

Al parecer, la enmienda propuesta pretende reemplazar todas las anotaciones actuales, de la 1 a la 5, por una única anotación que tendría como resultado lo siguiente:

- Para el comercio internacional de tela o prendas [procedentes de vicuñas vivas] transformadas dentro o fuera del país de origen, el producto deberá estar marcado con el logotipo y la indicación del país de origen en el orillo (borde del tejido con un acabado para

impedir que el tejido se deshaga, con frecuencia con apariencia de cinta, diferente del tejido principal).

- Cuando la transformación se haya realizado fuera del país de origen, el producto deberá llevar una marca indicando el país donde se realizó la transformación o se elaboró la prenda.
- Para productos artesanales elaborados fuera del país de origen, además de la marca que especifica "Vicuña [país de origen] – artesanía", el producto deberá llevar otra marca que indique el país donde se realizó la transformación o se elaboró la prenda.
- Si el producto se elabora con lana procedente de más de un país, deberán indicarse todos esos países y el porcentaje de lana que proviene de cada uno de ellos.

En la actualidad la lana exportada no necesita ir marcada, y una vez transformada en países que no sean de origen de la especie, tampoco se exigen marcas para las telas y prendas elaboradas. Parece igualmente que las prendas elaboradas a partir de tela marcada no tienen que llevar necesariamente marca con el logotipo y el país de origen.

Análisis: Con arreglo a la propuesta, todos los productos transformados fuera del país de origen deberán llevar las marcas que se muestran más arriba. Se supone que esto se aplica tanto a los productos vendidos en el país de transformación como a los reexportados. En este sentido, no está claro si es posible que la Convención pueda imponer el requisito de un marcado determinado para productos destinados al mercado nacional. Es posible, en teoría, aplicar una exigencia de marcado a las reexportaciones, esencialmente como mecanismo para asegurar que la lana utilizada se adquirió en primera instancia de forma legal [Según el Artículo IV de la Convención (en particular el párrafo 5), la reexportación de cualquier espécimen de una especie incluida en el Apéndice II requiere un certificado de reexportación, el cual solo será emitido por la Autoridad Administrativa del país de re-exportación cuando esta esté segura de que la importación se ha realizado de acuerdo a las disposiciones de la Convención]. En este sentido existe una analogía con el marcado de las pieles de cocodrílidos que se establece en la *Resolución Conf. 11.12 (Rev. CoP15), Sistema de marcado universal para identificar pieles de cocodrílidos*, aunque esta contiene recomendaciones más que prescripciones para permitir el comercio.

La sustitución de las cinco anotaciones actuales eliminaría cualquier diferencia entre ellas.

Transferencia de las poblaciones africanas de *Panthera leo* (león africano) del Apéndice II al Apéndice I

Autores de la propuesta: Chad, Côte d'Ivoire, Gabón, Guinea, Malí, Mauritania, Níger, Nigeria y Togo

Resumen: El león africano (*Panthera leo*) es la segunda especie de felino más grande que existe. Habita el África subsahariana y la India, aunque anteriormente estaba presente también en el norte de África y Oriente Medio. En África está aún presente en 25 (posiblemente 26) Estados de su área de distribución y se ha reintroducido recientemente en el 27º (Ruanda), y es posible que se haya extinguido en otros cinco. Su actual área de ocupación se estima en alrededor de 1,7 millones de km², lo que representa una pequeña porción de su supuesta área de distribución histórica¹.

El león (*Panthera leo*) está ausente de los bosques tropicales húmedos y de los desiertos muy áridos, pero aparte de eso presenta una alta tolerancia en términos de hábitat, siendo su óptimo las formaciones arboladas abiertas con mosaico de matorral cerrado, arbustos y praderas. Es una especie social, que vive en grupos con un promedio de 4 a 6 individuos¹. La densidad de las poblaciones está íntimamente relacionada con la disponibilidad de presas, lo que hace que sea muy variable, desde 1,5 adultos por 100 km² en zonas semidesérticas (en Sudáfrica) a 55 adultos por 100 km² en sabanas ricas en presas, como el Serengeti de África oriental¹. El intervalo generacional se estima en siete años. La media para las camadas es de 2,5 crías, con un intervalo entre partos de alrededor de 20 meses en los casos en que alguno de los cachorros del parto anterior sobreviva hasta alcanzar la madurez, y de cuatro a cinco meses si eso no sucede². La especie está presente en una gran cantidad de áreas protegidas, tanto cercadas como no, y bajo un rango muy amplio de opciones de gestión.

Los principales factores que afectan negativamente a la especie son la eliminación (con frecuencia preventiva) de especímenes en defensa de vidas humanas y de ganado, la pérdida de hábitat y la reducción de la disponibilidad de presas. Cuando no se gestiona adecuadamente, la caza para trofeos puede tener un efecto negativo para las poblaciones de león¹.

En 2013 se estimó en 32.000 individuos la población de *P. leo* en África basándose en una compilación de datos de las diferentes fuentes disponibles³. Su estado fue revisado exhaustivamente en 2015 para la Lista Roja de la UICN, y los autores de esta revisión (RLA en inglés por *IUCN Red List Assessment*) consideraron que la cifra de 2013 era una sobreestimación, en la medida en que no había tenido en cuenta cambios recientes (principalmente disminuciones) que se creía que habían tenido lugar en algunas poblaciones, y estimaron que la cifra estaría más cerca de 20.000 que de 30.000 individuos. La UICN clasificó a la especie en su Lista Roja en la categoría de Vulnerable en 2016.

La RLA llevó a cabo un análisis de la tendencia temporal basándose en datos de censos del período 1993-2014 (tres generaciones de la especie) para 47 subpoblaciones que eran objeto de un seguimiento relativamente bueno, y que en conjunto suponían una porción sustancial de la población total de la especie¹. Dadas las diferencias significativas en las tendencias regionales observadas, las poblaciones que fueron objeto de los muestreos se agruparon en tres regiones de cara a los análisis: África oriental, África meridional, y África central y occidental. La evaluación consideró en sus cálculos una disminución de 1.118 a 0 para Katavi en Tanzania, aunque reconociendo que los datos eran imprecisos y que la especie aún estaba presente allí. Se excluyó por su carácter de porción aislada una población grande (estimada en unos 1.300 individuos en 2014) en Mozambique (Niassa), en la que se había observado un incremento superior al 250 % desde 1993, pero las circunstancias alrededor de este incremento se consideraron anómalas, y difíciles por tanto de mantener en el futuro¹.

La evaluación realizada para la Lista Roja (RLA) concluyó en que la población del león había sufrido una reducción global del 43 % entre 1993 y 2014, lo que llevó a clasificar a la especie en la categoría de Vulnerable. En cuatro países de África meridional (Botswana, Namibia, Sudáfrica y Zimbabwe) se estimó que la población había crecido en conjunto un 8 % en el periodo considerado, mientras que en el resto de África había disminuido por encima del 60 %. No obstante, había una serie de poblaciones de *P. leo* estables o en aumento fuera de la región de África meridional, y una gran población de esta región (Okavango, en Botswana) que estaba en disminución. Según los datos de la RLA, se calculó que la población de los cuatro países meridionales mencionados contenía la mitad de la población total de la especie en 2014, frente a la cuarta parte que suponía, aproximadamente, en 1993.

Los análisis realizados con los mismos datos de la evaluación pero excluyendo los de Katavi redujeron la

disminución global de la población del león en África entre 1993 y 2014 a un 33 %, y si se consideraran los datos de Niassa en ese cálculo, la cifra de disminución sería aún menor.

Los autores de la RLA consideraron que su estimación de la disminución podía ser conservadora ya que creían que las poblaciones con un peor seguimiento, y de las que por tanto no había datos, podrían tener una disminución mayor que aquellas que gozaban de un buen seguimiento. Según una publicación de 2015, no había datos fiables de las poblaciones de *P. leo* ni de sus tendencias en Angola, la República Centroafricana, Etiopía, Somalia y Sudán del Sur, y los estudios que se realizaban de forma sistemática estaban ausentes en grandes áreas de hábitat potencial para la especie en otros países, como Zambia y Tanzania⁴.

La especie *Panthera leo* está incluida en el Apéndice II de la CITES desde 1975 bajo la inclusión general de la familia Felidae, y la población india está incluida (como *Panthera leo persica*) en el Apéndice I desde el mismo momento. La especie es objeto de comercio internacional. La Base de datos sobre el comercio CITES muestra que Sudáfrica es con diferencia el mayor exportador, constituyendo los trofeos de caza de especímenes criados en cautividad una parte significativa del comercio. El comercio registrado desde cualquier otro Estado del área de distribución es muy pequeño. Existe comercio ilegal pero se cree que en la actualidad es relativamente bajo.

Análisis: La población africana de *Panthera leo* no tiene un área de distribución restringida y tampoco tiene una población pequeña, aunque la población en su conjunto ha disminuido. Las estimaciones sobre esta disminución varían entre el 34 % y el 43 % en los últimos 21 años (tres generaciones de leones). Esto es menos que la cifra que ofrece la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP16)* como orientación para un índice acentuado de disminución reciente. Además, el índice de disminución se ha ido aminorando al haber poblaciones estables o en aumento, principalmente en África meridional, que constituyen una proporción creciente de la población global. En consecuencia, la población africana de *Panthera leo* no parece cumplir los criterios biológicos para su inclusión en el Apéndice I.

Evaluador de la información del resumen únicamente: C. Breitenmoser-Würsten.

Referencias:

La información que aparece sin referencias en el resumen está extraída de la justificación de la propuesta.

¹ Bauer, H., Packer, C., Funston, P.F., Henschel, P. & Nowell, K. (2015) *Panthera leo*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015.

² Nowell, K and Jackson, P. (Compilers and editors) (1996) *Wild Cats: Status survey and conservation action plan*. IUCN, Cambridge, UK and Gland, Switzerland.

³ Riggio, J., Jacobson, A., Dollar, L., Bauer, H., Becker, M., Dickman, A., Funston, P., Groom, R., Henschel, P., de Longh, H., Lichtenfeld, L. & Pimm, S. (2013) The size of savannah Africa: A lion's (*Panthera leo*) view. *Biodiversity and Conservation* 22: 17-35.

⁴ Bauer, H., Chapron, G., Nowell, K., Henschel, P., Funston, P., Hunter, L., Macdonald, D. & Packer, C. (2015) Lion (*Panthera leo*) populations are declining rapidly across Africa, except in intensively managed areas. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 112: 14894-14899.

Transferir las subespecies de puma endémicas de América del Norte, *Puma concolor coryi* y *Puma concolor cougar*, del Apéndice I al Apéndice II

Autor de la propuesta: Canadá

Resumen: El puma (*Puma concolor*) es un miembro de la familia Felidae muy ampliamente distribuido, con 23 Estados de área de distribución en el continente americano. Está incluido en el Apéndice II bajo la inclusión general de la familia Felidae. Se han descrito una serie de subespecies aunque se cuestiona la validez de muchas de ellas. En la actualidad hay tres subespecies incluidas en el Apéndice I: *P. c. coryi*, *P. c. costaricensis* y *P. c. cougar*. Se propone transferir dos de ellas, ambas de América del Norte, del Apéndice I al Apéndice II. La referencia normalizada de nomenclatura para la gran mayoría de los mamíferos incluidos en la CITES (Wilson & Reeder, 2005)¹ no reconoce a estas subespecies como válidas, y considera que todos los pumas de América del Norte pertenecen a la subespecie *P. c. cougar*, y es por esto por lo que la referencia normalizada en la CITES para *Puma concolor* es la edición de Wilson & Reeder de 1993.

Puma concolor coryi

La pantera o puma de Florida (*Puma concolor coryi*) existe como una pequeña población residual en el estado de Florida (Estados Unidos), donde ocupa menos del 5 % de su área de distribución original. Su población se redujo a 12-20 individuos al comienzo de la década de 1970, pero gracias a actividades destinadas a su recuperación la población actual está entre 100 y 160 individuos. La población es objeto de un seguimiento muy estricto y se gestiona de acuerdo a un plan de recuperación que persigue conseguir la viabilidad a largo plazo. Sin embargo, hay indicios de que la población podría estar acercándose a la capacidad de carga debido a la limitada disponibilidad de hábitat adecuado en la zona. La especie está afectada por pérdida, degradación y fragmentación de hábitat, mientras que la intolerancia por parte del hombre afecta negativamente a su recuperación y la mortalidad por atropellos afecta a la expansión de la población.

Puma concolor coryi está incluida en la Ley de especies en peligro de Estados Unidos (ESA por sus siglas en inglés) de 1973 y figura en las listas de especies en peligro de Florida, Georgia, Louisiana y Mississippi. Esta situación prohíbe, entre otras cosas, la importación, exportación y envíos comerciales al extranjero sin un permiso.

No hay utilización nacional de esta subespecie. La Base de datos sobre el comercio CITES contiene un registro de exportación a Alemania en 2009 de dos especímenes de museo (hueso, de origen silvestre) con finalidad científica. Otros registros en la Base de datos sobre el comercio CITES o bien se han confirmado o bien probablemente sean errores.

Puma concolor cougar

El puma oriental (*Puma concolor cougar*) se considera extinto en el este de América del Norte desde finales del siglo XIX. Los avistamientos de pumas en su anterior área de distribución se consideran errores de identificación, mascotas exóticas huidas o liberadas, o pumas que han migrado desde otras áreas. Esta subespecie está incluida en la ESA en la categoría de En peligro a escala federal, lo que implica la prohibición de su caza o comercio. El Servicio de pesca y vida silvestre de Estados Unidos (USFWS por sus siglas en inglés) recomendó tras su revisión más reciente, en 2011, eliminar esta subespecie de la ESA debido a que está extinta. En Canadá está clasificada en la categoría de Datos insuficientes debido a las dudas de si alguna vez debió reconocerse como subespecie separada.

Los muy escasos registros de esta subespecie en la Base de datos sobre el comercio CITES se deben, o bien a viejos especímenes con finalidad científica o a errores en la información.

Se cree que actualmente la especie *Puma concolor* cuenta con al menos 30.000 individuos en Estados Unidos y de 7.000 a 10.000 en Canadá. Se desenvuelve en un amplio rango de hábitats y es un depredador generalista. Aunque se le expulsó de su anterior área de distribución en el medio oeste y en el este de América del Norte, está intentando recolonizar estas regiones². Su gestión en Estados Unidos está a cargo de los estados y de sus organismos responsables de la vida silvestre; la mayoría de los estados occidentales con poblaciones viables permiten su caza bajo una reglamentación estricta. No es una especie habitual en el comercio de las pieles y no existe tampoco un mercado con finalidad comercial significativo. La mayoría del comercio internacional es de trofeos de caza (pieles y trofeos), con un promedio de 120

trofeos y 215 pieles al año entre 2005 y 2014 registrados en la Base de datos sobre el comercio CITES. En Canadá la especie está gestionada bajo la legislación sobre vida silvestre de las provincias y territorios.

Esta propuesta se basa en los resultados de la Revisión Periódica de los Apéndices de la familia Felidae. La transferencia situaría a las dos subespecies, *P. c. coryi* y *P. c. cougar*, en el Apéndice II bajo la inclusión de la familia Felidae spp. Si esta propuesta fuera adoptada, se sugiere que la CdP17 adopte la publicación de Wilson & Reeder 2005 como referencia normalizada para *Puma concolor*. Independientemente de la reclasificación en la CITES, las dos subespecies continuarán siendo reconocidas y protegidas por la Ley de especies en peligro de Estados Unidos de 1973, según corresponda, así como por la reglamentación de los estados de Florida, Georgia, Louisiana y Mississippi.

Análisis: En principio parece que la subespecie *Puma concolor coryi* aún cumple los criterios de inclusión en el Apéndice I, al tener una población pequeña y fragmentada y un área de distribución restringida. La subespecie es objeto de acciones de recuperación que la han llevado a un incremento de su población. No parece que haya demanda de esta subespecie en el comercio internacional ni razones para pensar que su transferencia estimularía la demanda. La transferencia de esta subespecie al Apéndice II tendría como resultado la inclusión de este taxón como *Puma concolor* bajo la inclusión general de la familia Felidae en el Apéndice II. El comercio de la especie es predominantemente de trofeos de caza. La subespecie permanecería protegida a nivel federal con restricciones estrictas del comercio nacional, mientras que la caza y el comercio internacional seguirían siendo ilegales. Asumiendo que *P. c. cougar* fuera también transferida al Apéndice II, la única subespecie en el Apéndice I sería el puma costarricense (*P. c. costaricensis*), que está aislado geográficamente de *P. c. coryi*. No existen razones para creer que la transferencia de *P. c. coryi* al Apéndice II estimularía el comercio o causaría problemas de cumplimiento y control para ninguna otra especie del Apéndice I.

El comercio internacional no implica riesgo para la subespecie *P. c. cougar* en la medida en que se considera extinguida desde finales del siglo XIX. En el caso, muy poco probable, de que esta subespecie fuera redescubierta, estaría protegida de la caza y el comercio por la ESA. Sin embargo, se ha propuesto la eliminación de esta subespecie de la ESA basada en su extinción.

Referencias:

La información que aparece sin referencias en el resumen está extraída de la justificación de la propuesta.

¹ Wilson, D. E. & Reeder, D. M. (ed.) (2005) *Mammal Species of the World. A Taxonomic and Geographic Reference*. Third edition, Vol. 1-2, xxxv + 2142 pp. Baltimore (John Hopkins University Press).

² Nielsen, C., Thompson, D., Kelly, M. & Lopez-Gonzalez, C.A. (2015) *Puma concolor*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015.

Transferencia de *Equus zebra zebra* (cebra de montaña del Cabo) del Apéndice I al Apéndice II

Autor de la propuesta: Sudáfrica

Resumen: *Equus zebra zebra*, la cebra de montaña del Cabo, es una de las dos subespecies de la cebra de montaña (*Equus zebra*). Es endémica de Sudáfrica, donde se encuentra en las provincias del Cabo Occidental, el Cabo Oriental y el Cabo Septentrional. Está incluida en el Apéndice I desde 1975. La otra subespecie, la cebra de montaña de Hartmann (*Equus zebra hartmannae*), habita en Namibia y Sudáfrica y fue incluida en el Apéndice II en 1979.

La caza y la pérdida de hábitat redujeron la población de la cebra de montaña del Cabo a unos 80 especímenes en la década de 1950. La puesta en marcha de medidas de conservación desde entonces, incluyendo reintroducciones, casi todas desde el Parque Nacional Cebra de Montaña, han llevado a un aumento de la población y de su distribución. En agosto de 2015 se estimaba que su población contaba al menos 4.791 individuos en un mínimo de 75 subpoblaciones bien repartidas por el área de distribución histórica, que comprendía alrededor de 180.000 km². Se estimó que entre el 55 % y el 70 % de la población eran individuos adultos¹. Muchas de las subpoblaciones son pequeñas (el 37 % tienen menos de 20 animales) y solo el 11 % tienen más de 100 individuos. La población ha ido creciendo de forma estable a una tasa del 8-9 % anual desde el comienzo de la década de 1990 y no se ha documentado ninguna disminución significativa de la población desde la década de 1950. Este taxón tiene una tasa reproductiva baja y sus individuos son longevos.

La mayor preocupación actual con la cebra de montaña del Cabo es la pérdida de diversidad genética debida a la falta de una gestión activa en términos de metapoblación. Sin embargo, la baja variación genética en las distintas poblaciones se compensa por la variación moderada en la población nacional. Se ha documentado la hibridación con otras cebras².

Aproximadamente el 70 % de la población vive en reservas seguras que son propiedad del estado, mientras que el resto son de propiedad privada. Los movimientos de esta subespecie están restringidos por cercados y su dispersión depende de la reubicación de ejemplares (p. ej., entre cotos de caza). El futuro crecimiento potencial de las poblaciones fuente que se encuentran en áreas formalmente protegidas está limitado por la disponibilidad de tierras propiedad del estado, que probablemente alcancen su capacidad de carga en 2020. Para mantener las actuales tasas de incremento de la población sería necesario o bien aumentar las tierras disponibles o bien establecer nuevas poblaciones fuente en áreas en las que exista esa disponibilidad de tierras³.

El uso de la cebra de montaña del Cabo está controlado por la legislación nacional y provincial, lo que incluye un sistema de permisos regulado por la ley nacional ambiental de gestión de la biodiversidad (NEMBA por sus siglas en inglés) y por la reglamentación sobre especies amenazadas o protegidas (TOPS por sus siglas en inglés). La concesión de un permiso requiere cierta retroalimentación dirigida a la autoridad emisora sobre el cumplimiento de las condiciones del permiso, lo que supone una forma de seguimiento.

Hay caza furtiva y también reubicaciones ilegales en una cantidad moderada, y hasta el momento no se ha informado de ninguna extracción ilegal en ninguno de los parques nacionales donde habita la subespecie^{4,5}, aunque ha habido casos de cebras de montaña del Cabo cazadas, vendidas o exportadas como cebra de montaña de Hartmann⁴. En la actualidad el comercio internacional declarado (que se supone legal) es escaso; Sudáfrica ha informado sobre la exportación de nueve trofeos y siete pieles entre los años 2000 y 2014.

En el caso de que se adoptara la transferencia de la cebra de montaña del Cabo del Apéndice I al Apéndice II, Sudáfrica propone llevar a cabo una combinación de gestión adaptativa activa de la caza y una evaluación de la estrategia de gestión para establecer un cupo de caza para esta subespecie. Se argumenta para ello que el establecimiento de un cupo de caza tendría un efecto beneficioso al proporcionar incentivos a los propietarios privados para invertir en esta cebra, aumentando así la posibilidad de crear nuevas subpoblaciones, como indican las primeras respuestas desde el sector privado.

El cupo se determinaría a través de un análisis de viabilidad que tenga en cuenta la diversidad genética en la población. La aplicación del cupo sería objeto de seguimiento por un proyecto de investigación. Como salvaguardas, se adoptará un plan de gestión de biodiversidad para la especie y se requerirá

retroalimentación de los beneficiarios de los permisos en aplicación de la TOPS. El Plan de gestión de biodiversidad se estaba acabando de elaborar⁶ mientras se escribía la propuesta, de forma que pudiera estar disponible para la CdP17 de la CITES como documento informativo.

Se ha desarrollado una herramienta de simulación de base individualizada para evaluar durante varios años los efectos sobre las poblaciones de los cupos de caza específicos para determinadas fases del desarrollo y por sexos, junto con las estrategias para las reubicaciones. Se realizó una prueba inicial de un modelo de simulación de población utilizando los censos disponibles de ocho poblaciones protegidas⁷. El modelo de simulación se utilizará más adelante para evaluar la viabilidad de cada cupo de caza propuesto por el sector de los propietarios privados de cebras de montaña del Cabo que hayan expresado interés por acogerse al sistema de cupos.

La eficacia del sistema de información a través de los informes de la TOPS como herramienta de gestión ha despertado ciertas preocupaciones. La Autoridad Científica de Sudáfrica hizo saber en 2015⁴ que los efectos de las extracciones de especímenes, entre las que figuraban tanto reubicaciones como la caza, no fueron objeto de seguimiento y que con frecuencia no se tuvo conocimiento de lo que sucedía sobre el terreno. Además, las posibles carencias de recursos financieros y humanos pueden limitar la eficacia de la gestión de las extracciones y del sistema de permisos. No está claro, por otra parte, si la herramienta de simulación que se pretende utilizar para determinar los cupos integra los datos de evaluación de viabilidad de la población de la subespecie, lo cual es importante para la gestión en el contexto de una potencial pérdida de diversidad genética.

Existe comercio internacional de la cebra de montaña de Hartmann, y de acuerdo a lo registrado en la Base de datos sobre el comercio CITES, entre los años 2000 y 2014 hubo exportación directa de 22.334 pieles (un 96 % desde Namibia) y 9.755 trofeos (un 91 % desde Namibia y un 8 % desde Sudáfrica).

La cebra de montaña del Cabo está clasificada en la Lista Roja de la UICN en la categoría de Vulnerable (2008). En la Lista Roja de los mamíferos de Sudáfrica, Swazilandia y Lesoto¹ está clasificada en la categoría de Preocupación menor y se está realizando la actualización de la evaluación global⁸.

Análisis: La cebra de montaña del Cabo no tiene una distribución restringida. Su población todavía es relativamente pequeña pero está aumentando y no se considera amenazada, aunque a largo plazo la pérdida de diversidad genética podría ser un problema. Esta subespecie no parece cumplir los criterios biológicos para su inclusión en el Apéndice I.

La transferencia del Apéndice I al Apéndice II requiere que se cumplan las medidas cautelares formuladas en el Anexo 4 de la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP16)*, lo que puede hacerse de varias maneras: que las Partes estén satisfechas con la aplicación de la Convención, en particular del Artículo IV, así como con los controles pertinentes de la aplicación y ejecución, o que una parte integrante de la propuesta de enmienda sea un cupo de exportación u otra medida especial aprobado por la CdP, basado en las medidas de gestión descritas en la justificación de la propuesta de enmienda, siempre que se ejerzan controles eficaces de la aplicación.

En este caso, un sistema para establecer cupos de exportación podría considerarse una medida especial. La justificación de la propuesta describe el enfoque que se utilizará, e indica que se adoptará un plan de conservación de biodiversidad para la especie. No está claro hasta qué punto este plan aborda la pérdida potencial de diversidad genética como elemento a tener en cuenta a largo plazo. En la actualidad el 70 % de la población se encuentra en espacios protegidos y no se caza, y eso no cambiará si se adopta la transferencia al Apéndice II.

La actual inclusión de la cebra de montaña del Cabo en el Apéndice I es incongruente con las recomendaciones sobre inclusiones divididas que figuran en el Anexo 3 de la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP16)*, las cuales recomiendan que debería evitarse la inclusión de una especie en más de un Apéndice y que cuando se proceda a una inclusión dividida, debería efectuarse teniendo en cuenta las poblaciones nacionales o regionales, antes que las subespecies. Si la subespecie fuera transferida al Apéndice II, la especie *Equus zebra* al completo estaría en el Apéndice II, en congruencia con los términos de la Resolución.

Referencias:

La información que aparece sin referencias en el resumen está extraída de la justificación de la propuesta.

-
- ¹ Hrabar, H., Birss, C., Peinke, D., King, S., Novellie, P., Kerley, G. and Child, M. (2015) *A Conservation Assessment of Equus zebra ssp. zebra*. In: M.F. Child, E. Do Linh San, D. Raimondo, H. Davies-Mostert and L. Roxburgh (eds) *The Red List of Mammals of South Africa, Swaziland and Lesotho*. South African National Biodiversity Institute and Endangered Wildlife Trust, South Africa.
- ² Winker, H. (2016a) *Time-series analysis of long-term established Mountain Zebras within protected areas (1985-2015) with implications for IUCN Red Listing*. SANBI Technical Report SANBI/BAM/STATS/2016/MZ/H1, 7th of March 2016, Kirstenbosch, South Africa.
- ³ Winker, H. (2016b) *Incorporating carrying capacity limits into forward projection of source populations of Cape Mountain Zebra*. SANBI Technical Report SANBI/BAM/STATS /2016/MZ/H1S2, 16th of March 2016, Kirstenbosch, South Africa.
- ⁴ Scientific Authority of South Africa. (2015) *Non-detriment finding for Equus zebra zebra (Cape Mountain Zebra)*. Issued by the CITES Scientific Authority, South Africa. May 2015.
- ⁵ CITES Trade Database <http://trade.cites.org/>.
- ⁶ Pfab, M. (2016) *In litt.* to the IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.
- ⁷ Winker, H. (2016c) *Development of a population simulation model for Cape Mountain Zebra towards formal evaluation of management strategies*. SANBI Technical Report SANBI/BAM/STATS/2016/MZ/H2, 9th of March 2016, Kirstenbosch, South Africa.
- ⁸ King, S. (2016) *In litt.* to the IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.

Modificar la anotación existente en la inclusión en el Apéndice II del rinoceronte blanco de Swazilandia, adoptada en la 13ª reunión de las Partes en 2004, a fin de permitir un comercio limitado y regulado de cuerno de rinoceronte blanco que se ha recolectado en el pasado a raíz de muertes naturales o se ha recuperado de rinocerontes blancos suazi objeto de caza furtiva, así como cuernos que se recolectarán de manera no letal de un número limitado de rinocerontes blancos en el futuro en Swazilandia

Autor de la propuesta: Swazilandia

Resumen: El rinoceronte blanco del sur (*Ceratotherium simum simum*) es una de las dos subespecies de rinoceronte blanco; la otra es el rinoceronte blanco del norte (*C. s. cottoni*), que se da por extinguido en el medio silvestre.

El rinoceronte blanco del sur cuenta actualmente con más de 20.000 individuos en el medio silvestre, tras haber crecido de 20 a 50 en 1895. Más del 90 % de la población se encuentra en Sudáfrica. Existen poblaciones reintroducidas en Botswana, Kenia, Mozambique, Namibia, Swazilandia, Uganda y Zimbabwe, así como una población introducida en Zambia. Hay unos 700 especímenes en cautividad en todo el mundo. Esta subespecie está clasificada en la Lista Roja de la UICN en la categoría de Casi amenazada (2011). Hasta hace poco la población ha ido en aumento, con una media de crecimiento del 7 % anual entre 1992 y 2010¹. Sin embargo, el furtivismo creciente desde 2008 ha hecho que la población global se estabilizara, aunque la caza furtiva a escala continental se redujo ligeramente en 2015¹.

Tras extinguirse en Swazilandia a mediados del siglo XX, el rinoceronte blanco fue reintroducido desde Sudáfrica en 1965. La población de Swazilandia alcanzó un máximo de unos 120 especímenes a finales de la década de 1980, pero la caza furtiva la redujo hasta 24 en 1992. Las mejoras en la protección llevaron a la población a una recuperación que en 2015 destacaba con una población de 90 individuos, lo que representaba un crecimiento anual del 6 % desde 1992. La mortalidad inducida a causa de la sequía ha reducido la población recientemente a 73 individuos (en abril de 2016). Las pérdidas por caza furtiva han sido despreciables hasta el momento, contabilizándose dos individuos en 2011 y uno en 2014. La población está confinada en espacios seguros que totalizan una superficie de 10.000 ha en dos áreas, las Reservas de caza de Hlane y Mkhaya, en la parte oriental del país.

La familia de rinocerontes al completo, la fam. Rhinocerotidae, fue incluida en el Apéndice I de la CITES en 1977. La población de Sudáfrica del rinoceronte blanco del sur fue transferida al Apéndice II en 1994 con la siguiente anotación: "Con el exclusivo propósito de autorizar el comercio internacional de animales vivos a destinatarios apropiados y aceptables y de trofeos de caza. Los demás especímenes se considerarán como especímenes de especies incluidas en el Apéndice I y su comercio se reglamentará en consecuencia". En 2004 la población de Swazilandia se transfirió al Apéndice II con la misma anotación. En ese momento la población contaba con 60 individuos.

Desde 2005 el comercio de rinocerontes blancos del sur entre Swazilandia y Sudáfrica ha sido muy limitado, tratándose en casi todos los casos de ejemplares vivos, más algunos especímenes con finalidad científica. Swazilandia ha exportado individuos vivos y también ha importado algunos para mejorar la diversidad genética de su población de rinocerontes.

Esta propuesta persigue modificar la anotación existente en lo que concierne a Swazilandia para permitir un comercio limitado y regulado de cuerno de rinoceronte blanco que se ha obtenido en el pasado a raíz de muertes naturales o se ha recuperado de rinocerontes blancos de Swazilandia objeto de caza furtiva, así como cuerno que se obtendrá de manera no letal de un número limitado de rinocerontes blancos en el futuro en Swazilandia.

Según se afirma en la justificación, Swazilandia desea vender las existencias actuales de unos 330 kg a un pequeño número de vendedores minoristas acreditados y vender el cuerno obtenido mediante la extracción sostenible y no letal a un ritmo de 20 kg al año a esos comerciantes. Los fondos recaudados se utilizarán para contribuir a la conservación del rinoceronte blanco en Swazilandia y el mantenimiento de las áreas protegidas del país en las que habita el rinoceronte. La Autoridad Administrativa CITES de Swazilandia, llamada Big Game Parks, sería la única entidad vendedora y los compradores serían autorizados y aprobados por la CITES. El autor de la propuesta afirma que se incluirían en un registro nacional los perfiles de ADN de todos los cuernos puestos a la venta, registro que se pondría a disposición de TRAFFIC. Las

operaciones comerciales estarían sujetas a las inspecciones de la Secretaría de la CITES, y se detendría el proceso si se juzgara que pudiera tener un efecto negativo sobre la población de la especie en Swazilandia.

Análisis: La población de rinoceronte blanco del sur de Swazilandia fue transferida del Apéndice I al Apéndice II en 2004 con una anotación que se podía interpretar satisfactoriamente como salvaguarda cautelar según lo establecido en el subpárrafo A2 a) iii) del Anexo 4 de la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP16)*, en el sentido de que es una medida especial aprobada por la CdP, basándose en medidas de gestión descritas en la justificación de la propuesta. Este subpárrafo también establece que debe haber controles de la observancia. Con la aprobación de la transferencia en la CdP13, las Partes mostraron su acuerdo con el cumplimiento de esas condiciones.

La propuesta actual es mantener la población en el Apéndice II con una anotación diferente, que puede considerarse igualmente como una medida especial según el mismo apartado del Anexo 4 de la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP16)*.

Las medidas de gestión actualmente en vigor (refiriéndose a aquellas en vigor desde la transferencia de la población al Apéndice II en 2004) parecen satisfactorias en la medida en que la población ha aumentado de forma general en ese período, independientemente de una disminución reciente provocada por la sequía. La muy escasa caza furtiva registrada indica que existen controles eficaces de la aplicación y el cumplimiento en materia de protección de los especímenes vivos.

La exportación de las existencias de cuerno acumuladas no tendría un impacto directo sobre la población viva de rinoceronte blanco del sur. La justificación de la propuesta no proporciona detalles sobre cómo se obtendría el cuerno de los animales vivos más allá de la indicación de que se haría de forma no letal. En algunas poblaciones de esta subespecie de rinoceronte ya se practica la inmovilización temporal para extraer cuerno como procedimiento habitual, sin que esto haya mostrado efectos adversos claros sobre la población o su éxito reproductor¹.

Swazilandia informa de un peso medio estimado de 7,02 kg de cuerno por individuo, dato que presumiblemente proceda del peso de los cuernos de las existencias actuales. Esta cifra es ligeramente superior al promedio de 5,8 kg proporcionado por una muestra grande. Swazilandia propone recolectar 20 kg de cuerno al año a partir de una extracción anual de 1 kg por animal. Esto se ha mostrado como una producción sostenible para machos de rinoceronte blanco, pero para hembras sería más realista una cifra más cercana a 0,6 kg. En función de la población existente y la estructura esperada de edades y sexos, parece que se puede conseguir una recolección sostenible de 20 kg al año. Las investigaciones realizadas sobre los niveles de estrés en una población de rinoceronte blanco en Sudáfrica con buena reproducción muestran que la extracción regular de cuerno cada 18 meses tiene un impacto bajo¹.

La propuesta proporciona pocos detalles acerca de cómo se llevará a cabo y se controlará el comercio propuesto. Por ejemplo, no se dice cómo se seleccionarán los compradores apropiados, ni quién ni cómo concederá los permisos. No está claro de forma precisa el papel que se espera de TRAFFIC y la Secretaría CITES en la supervisión del comercio. Por lo tanto, no se proporcionan muchos de los detalles necesarios para evaluar los aspectos mencionados de las medidas cautelares que implica la propuesta.

Evaluador de la información del resumen únicamente: R. Emslie.

Referencias:

La información que aparece sin referencias en el resumen está extraída de la justificación de la propuesta.

¹ Emslie, R. (2016) *In litt.* to IUCN/TRAFFIC Analyses Team. Cambridge, UK.

Los pangolines y la CITES: una visión de conjunto

Los pangolines son mamíferos que tienen el cuerpo cubierto de escamas córneas que se solapan unas con otras. Hay ocho especies de pangolines, todas pertenecientes al género *Manis* según la nomenclatura normalizada CITES para estas especies. De ellas, cuatro se distribuyen en su conjunto por el sur, este y sudeste de Asia: el pangolín chino (*Manis pentadactyla*), el pangolín malayo (*M. javanica*), el pangolín indio (*M. crassicaudata*) y el pangolín filipino (*M. culionensis*), el cual ha sido separado de *M. javanica* hace poco. Las otras cuatro especies son autóctonas del África subsahariana: el pangolín de cola larga (*M. tetradactyla*), el pangolín arborícola o de vientre blanco (*M. tricuspis*), el pangolín gigante (*M. gigantea*) y el pangolín sudafricano (*M. temminckii*). Los pangolines habitan en una amplia variedad de hábitats, desde bosques tropicales y subtropicales húmedos de tierras bajas y pantanosos, hasta sabanas arboladas, zonas de matorral y praderas sobre llanuras de inundación. Se alimentan exclusivamente de hormigas y termitas.

Los pangolines han sido utilizados históricamente por el hombre en sus áreas de distribución tanto en África como en Asia como fuente de proteína y para la medicina tradicional¹. En Asia, la carne de pangolín se ha consumido históricamente a nivel local prácticamente en cada uno de los Estados de su área de distribución, al igual que en los centros urbanos. Las escamas se han utilizado para una amplia variedad de aplicaciones, especialmente como ingrediente de las medicinas tradicionales en China y Vietnam². Se estima que en China se capturaron para utilización nacional hasta 160.000 pangolines al año entre las décadas de 1960 y 1980³.

Ciertas partes de los pangolines han sido también objeto de comercio internacional, principalmente la carne, las escamas y la piel. Ya en la década de 1920 hubo transacciones de volúmenes comerciales de escamas desde Indonesia a China y Hong Kong, y se ha estimado que entre las décadas de 1950 y 1970 se capturaron unos 60.000 pangolines al año en el sudeste asiático para abastecer a la industria del cuero de Taiwán².

Los pangolines tienen una larga historia en la CITES. En 1975 *M. pentadactyla*, *M. javanica* y *M. crassicaudata* se incluyeron en el Apéndice II y *M. temminckii* en el Apéndice I. En 1994 *M. temminckii* se transfirió del Apéndice I al Apéndice II y las especies que no lo estaban se incluyeron en el Apéndice II.

En el año 2000 *M. pentadactyla*, *M. javanica* y *M. crassicaudata* fueron objeto de una propuesta para transferirlas al Apéndice I. Sin embargo, esta propuesta no se aprobó porque en ese momento esas especies aún estaban incluidas en el Examen del comercio significativo (véase más abajo), y a cambio, las Partes adoptaron un cupo de exportación anual nulo para especímenes de las especies asiáticas de pangolines capturadas en el medio silvestre y comercializadas con fines primordialmente comerciales, lo cual sigue en vigor desde entonces. Las especies africanas de pangolines no tienen cupos de exportación nulos pero están protegidas en muchos de sus Estados de área de distribución y son objeto de muy poco comercio.

La mayor parte del comercio registrado en la Base de datos sobre el comercio CITES entre los años 1978 y 2000 se refiere a especies asiáticas, casi todo de *M. javanica* (que en aquella época incluía a *M. culionensis*), y consistió predominantemente en exportaciones de pieles para la producción de cuero, lo que implicó unas 10.000 pieles anuales. Los volúmenes de escamas en el comercio que aparecen en los informes son mucho menores, con menos de 20.000 kg en total en el período 1978-2000⁴. Los datos obtenidos durante el Examen del comercio significativo (véase más abajo) sugieren que el volumen del comercio ilegal, predominantemente de escamas y animales vivos, que tuvo lugar durante el período mencionado probablemente igualó el volumen de comercio registrado, o tal vez incluso lo superó⁴.

Desde el año 2000 se ha registrado un comercio comparativamente pequeño tanto de las especies asiáticas (para las cuales existe un cupo de exportación nulo) como de las africanas de pangolines. Sin embargo, existe un gran volumen de comercio ilegal, que se ha estimado que afecta a un mínimo de unos 17.000 pangolines al año globalmente⁵. Esto ha incluido grandes remesas de pangolines, su carne y escamas dentro de Asia, así como un número creciente de confiscaciones de productos de pangolines africanos, principalmente escamas, en África, Europa y Asia, la mayoría de las cuales fueron de envíos cuyo destino final era Asia.

Las preocupaciones surgidas en torno a la sostenibilidad del comercio registrado por la CITES, en particular de pieles, llevó a la inclusión de las especies asiáticas de pangolines en varias fases del Examen del comercio significativo, en concreto en 1988 (Fase preliminar), en 1992 (Fase I) y en 1999 (Fase IV). En las fases I y IV se emitieron recomendaciones a varios Estados del área de distribución para controlar el comercio, y en 1999 el Comité Permanente recomendó a las Partes que no emitieran ni aceptaran permisos de exportación o reexportación de especímenes de especies asiáticas de pangolines hasta que, a satisfacción de la Secretaría, los países exportadores hubieran llevado a cabo una serie de medidas que demostraran el cumplimiento del Artículo IV de la Convención. El Comité Permanente acordó en su 45ª reunión (2001) que, dado que se habían establecido cupos de exportación nulos para estas especies en la CdP11, si se eliminaban los cupos de exportación nulos, cualquier Estado del área de distribución que quisiera comercializar con estas especies debería mostrar, a satisfacción de la Secretaría, que se habían llevado a cabo las recomendaciones de 1999 antes de realizar ninguna exportación.

Las especies africanas *M. tetradactyla*, *M. tricuspis*, *M. gigantea* y *M. temminckii* se incluyeron en la fase IV del Examen del comercio significativo, pero posteriormente se eliminaron del proceso sobre la base de que los niveles de comercio no eran preocupantes. *M. gigantea* y *M. tricuspis* fueron seleccionadas de nuevo para el Examen como especies de urgente preocupación en 2013. En su 28ª reunión (AC28, en septiembre de 2015), el Comité de Fauna decidió mantener en el Examen a todos los Estados de área de distribución de estas especies que no las protegieran completamente a través de legislación nacional (a excepción de la República Unida de Tanzania, que era el único Estado de área de distribución que había respondido a la Secretaría). Está previsto examinar la posible nueva información sobre estos Estados del área de distribución en la 29ª reunión del Comité de Fauna.

En su 66ª reunión, el Comité Permanente estableció un grupo de trabajo entre sesiones sobre los pangolines, el cual elaboró una propuesta de resolución sobre *Conservación y comercio de pangolines* para ser presentada a la CdP17. La CdP también valorará una propuesta de decisión sobre pangolines, dirigida a la Secretaría y sujeta a la disponibilidad de financiación externa, para preparar un informe sobre el estado de conservación de los pangolines, incluyendo acciones de aplicación y cumplimiento relevantes, y propuestas de medidas para gestionar la demanda.

Si las propuestas de la 8 a la 12 son aprobadas por la CdP17, todas las especies de pangolines estarán en el Apéndice I.

Referencias:

-
- ¹ Boakye, M.K. Pietersen, D.W., Kotze, A., Dalton, D.L. & Jansen, R. (2014) Ethnomedicinal use of African pangolins by traditional medical practitioners in Sierra Leone. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine* 10:76.
- ² Anon. (1999) Review of Significant Trade in Animal Species included in CITES Appendix II: Detailed Reviews of 37 Species, *Manis pentadactyla*. Draft Report to the CITES Animals Committee. World Conservation Monitoring Centre, IUCN Species Survival Commission and TRAFFIC Network.
- ³ Zhang, Y. (2008) Conservation and Trade Control of Pangolins in China. 66-74 In Pantel, S. & Chin, S-Y. (2008). Proceedings of the Workshop on Trade and Conservation of Pangolin Native to South and Southeast Asia. 30 June – 2 July 2008, TRAFFIC Southeast Asia, Petaling Jaya, Selangor, Malaysia.

⁴ Challender, D.W.S., Harrop, S.R. & MacMillan, D.C. (2015) Understanding markets to conserve trade threatened species in CITES. *Biological Conservation* 187: 249-259.

⁵ IUCN SSC Pangolin Specialist Group (2016) The conservation status, illegal trade and use of pangolins (*Manis* spp.). CITES SC66 Inf. 23. Prepared by the IUCN SSC Pangolin Specialist Group.

Transferencia de *Manis crassicaudata* (pangolín indio) del Apéndice II al Apéndice I

Autor de la propuesta 8: Bangladesh

Autores de la propuesta 9: Estados Unidos de América, India, Nepal y Sri Lanka

Nota: Las propuestas 8 y 9 son idénticas en intención. Se presenta un único análisis para las dos.

Resumen: *Manis crassicaudata*, el pangolín indio, habita en el sur de Asia desde el noreste y sureste de Pakistán hacia el sur a través del subcontinente indio, incluyendo Sri Lanka y el este y sur de Nepal. Históricamente ocupaba Bangladesh, pero no hay registros recientes y es posible que la especie se haya extinguido allí. Hay registros históricos de la presencia de la especie en el suroeste de China (provincia de Yunnan), donde su presencia es dudosa, y también registros igualmente dudosos en Myanmar. El pangolín indio habita en diferentes tipos de bosques tropicales así como en praderas, terreno abierto y hábitats degradados. Al igual que otras especies de pangolines, es solitario y se considera que tiene una fecundidad baja, pariendo normalmente una única cría (aunque hay observaciones de gemelos), tras un período de gestación de unos seis meses. Los partos suelen producirse una vez al año.

No existen datos cuantitativos sobre la población de esta especie. No se conoce bien su estado en India, que comprende con mucho la mayor parte de su área de distribución (muy aproximadamente 3 millones de km²), aunque a comienzos de la década de 1980 se informó de que las poblaciones estaban sufriendo una gran reducción debido a la caza, y en la actualidad está catalogada a escala nacional en la categoría de Vulnerable. Esta especie está protegida en India por lo que a la caza se refiere y su comercio está prohibido, pero entre 2009 y 2014 se han confiscado productos de pangolín por todo el país, mostrando un cierto nivel de explotación de la especie. Se ha informado de abundancias variables en Sri Lanka pero en ninguna zona se considera común.

La especie está también protegida en Pakistán, donde la caza está prohibida, pero hay pruebas de disminución de la población debida a las extracciones destinadas al comercio ilegal. En la región de la meseta de Potohar, al noreste de Pakistán, que constituye una gran parte del área de distribución de esta especie en el país (unos 22.000 km²), se estima que la densidad media de la especie ha sufrido una disminución del 80 % entre 2010 y 2012, de más o menos 1 individuo por km² a 1 individuo cada 5 km². Los datos de los últimos 3 o 4 años revelan la muerte de 400 pangolines en esta zona, aunque esto parece una subestimación¹. Otros datos sobre Pakistán indican que esta especie se explota también de una forma dirigida en Azad Jammu y Kashmir, con unas extracciones ilegales estimadas en unos 500 individuos entre 2012 y 2016¹, lo cual parece igualmente una subestimación.

Los datos de confiscaciones indican que ha habido comercio internacional ilegal de al menos 8.000 especímenes de *M. crassicaudata* desde el año 2000². Las disminuciones significativas de las poblaciones de *M. pentadactyla* y *M. javanica* se relacionan con una demanda creciente de esta y otras especies del género *Manis*, especialmente de sus escamas. Parece, además, que la especie es objeto de caza intensa para el consumo local.

Esta especie está clasificada en la Lista Roja de la UICN en la categoría de En peligro (2014).

Análisis: *Manis crassicaudata* está afectada por el comercio. Se dispone de muy pocos datos sobre el estado de la población de esta especie. Se cree que ha sido eliminada de algún Estado de su área de distribución, como Bangladesh, y las poblaciones de algunas zonas de Pakistán parecen haber disminuido de forma acentuada debido a la caza furtiva. Se sabe muy poco de la población de India, que constituye la mayor parte del área de distribución de la especie, aunque se cree que ha disminuido. Por lo tanto, no existe suficiente información para determinar si la especie cumple los criterios de inclusión en el Apéndice I.

Evaluadores de la información del resumen únicamente: C. Shepherd y D. Pietersen.

Referencias:

La información que aparece sin referencias en el resumen está extraída de la justificación de la propuesta.

¹ Mahmood, T. (2016) *In litt.* to the IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.

² Challender, D.W.S., Harrop, S.R. & MacMillan, D.C. (2015) Understanding markets to conserve trade threatened species in CITES. *Biological Conservation* 187: 249-259.

Transferencia de *Manis culionensis* (pangolín filipino) del Apéndice II al Apéndice I

Autores de la propuesta: Filipinas y Estados Unidos de América

Resumen: *Manis culionensis*, el pangolín filipino, es endémico de seis islas de Filipinas: Palawan y las islas adyacentes, mucho más pequeñas, de Coron, Culion, Balabac, Busuanga y Dumarán. Se ha introducido en la isla de Apulit, adyacente a Palawan. Las poblaciones de pangolines de Filipinas se consideraban anteriormente como pertenecientes a *Manis javanica*, el pangolín malayo, pero fueron separadas de ella en 2005. Esta especie habita en bosques primarios y secundarios de altitudes bajas, en praderas y mosaicos de desarrollo secundario, con mezcla de tierras cultivadas y zonas de matorral adyacentes a los bosques secundarios. Es una especie solitaria y normalmente pare una cría al año tras un período de gestación de seis meses aproximadamente¹. Se cree que la reproducción tiene lugar en agosto y septiembre. Se considera que tiene un intervalo generacional de 7 años.

Se dispone de muy pocos datos sobre su población, principalmente porque la especie es huidiza, solitaria y nocturna. En 2004 los habitantes locales la definieron como muy común, aunque era objeto de una presión de caza moderadamente fuerte². Hay estimaciones relativamente recientes (2012) de densidades de 0,05 individuos por km² en bosques primarios y de 0,01 individuos por km² en mezcla de bosque y matorral³. Las estimaciones más altas que se realizaron en 2014, de 2,5 adultos por km² en las islas de Palawan y Dumarán, no se consideran fiables⁴. La especie se considera más abundante en el centro y norte de Palawan que en el sur, y se ha señalado como abundante en la isla de Dumarán (435 km²). Los cazadores locales de Palawan afirman que las poblaciones están disminuyendo a causa de la caza. Un estudio realizado en Palawan en 2012 indicó que la captura de pangolines requería un esfuerzo mayor que anteriormente, posiblemente a consecuencia de la disminución de las poblaciones.

Se cree que la especie está afectada por la pérdida y degradación del hábitat, que se debe tanto a los cultivos rotativos como a la conversión de bosques a cultivos permanentes y plantaciones industriales de árboles, en particular de palma de aceite. La isla de Palawan, de una superficie de 15.000 km² y con una cobertura arbórea estimada en el año 2000 de 10.000 km², perdió 770 km² de esa cobertura entre 2001 y 2014⁵. Como ya se ha señalado, las densidades observadas en hábitats secundarios son mucho más bajas que las de los bosques primarios.

La Base de datos sobre el comercio CITES muestra exportaciones desde Filipinas de unos 1.200 pangolines anuales entre 1982 y 1989 (predominantemente pieles y animales vivos), declarados como *Manis javanica* (antes de que *M. culionensis* fuera separada de ella). El comercio registrado cayó casi hasta la nulidad tras 1989. Filipinas declaró ilegal la exportación de toda fauna de origen silvestre en 1995. Una revisión del comercio de pangolines asiáticos sugirió, a tenor de las confiscaciones, que se comercializaron ilegalmente unos 70 pangolines al año entre los años 2000 y 2013. Desde 2010 ha habido 17 confiscaciones que incluyeran *M. culionensis* en la provincia de Palawan, las cuales se cree que iban destinadas al comercio internacional⁶.

La especie está clasificada por la UICN en la categoría de En peligro (2014). Desde 2015 está incluida como En peligro crítico en la Resolución N° 15-521 del Consejo de Palawan para el Desarrollo Sostenible (PCSD por sus siglas en inglés).

Análisis: La información sobre el estado de *M. culionensis* es escasa. La especie no tiene un área de distribución restringida. Si son fiables las estimaciones recientes sobre las densidades de la población, que indican 1 individuo por 20 km² en bosque denso y 1 por 100 km² en mosaicos de bosque y matorral, entonces la población total podría ser pequeña. No hay datos de referencia sobre los que se puedan calcular tendencias de la población, aunque hay informaciones esporádicas de que la especie es ahora más escasa de lo que era, al menos en parte de su área de distribución. Si los registros históricos de comercio legal y las estimaciones recientes a partir del comercio ilegal se consideran fiables, entonces ha habido una disminución acentuada del comercio en los últimos 20-30 años, desde los aproximadamente 1.200 pangolines por año en la década de 1980 hasta los más o menos 70 anuales en el período 2000-2013. Si se asume que esto no se debe a una reducción en el esfuerzo de captura (lo que parece improbable) o a esfuerzos renovados en el control, entonces podría indicar una correspondiente disminución acentuada de la población silvestre. Si este fuera el caso, o si las valoraciones de una población pequeña y probablemente en disminución fueran fiables, la especie parecería cumplir los criterios de inclusión en el Apéndice I que figuran en la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP16)*.

Evaluadores de la información del resumen únicamente: C. Shepherd y C. Waterman.

Referencias:

La información que aparece sin referencias en el resumen está extraída de la justificación de la propuesta.

-
- ¹ Gaubert, P. (2011) Family Manidae (Pangolins). Pp. 82-103 In: Wilson, D.E. & Mittermeier, R.A. eds (2011). Handbook of the Mammals of the World. Vol. 2. Hoofed Mammals. Lynx Edicions, Barcelona.
 - ² Lagrada, L., Schoppe, S. & Challender, D. (2014). *Manis culionensis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2014.
 - ³ Lagrada, L.S.A. (2012) Population density, distribution and habitat preferences of the Palawan Pangolin (*Manis culionensis*, de Elera 1915). University of the Philippines Los Banos, Philippines.
 - ⁴ Schoppe, S. (2016) *In litt.* to the IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.
 - ⁵ Global Forest Watch. (2016) Philippines Country Profile, <http://www.globalforestwatch.org/country/PHL/59>. Viewed on 15 June 2016.
 - ⁶ Anon. (2016) Efforts to protect Palawan Pangolin continue. PCSD Updates. February 2016, Issue 2, Vol 1. <http://pcsd.gov.ph/blog/world-pangolin-day-2016-efforts-to-protect-palawan-pangolin-continue/> Viewed on 15 June 2016.

Transferencia de *Manis javanica* (pangolín malayo) y *Manis pentadactyla* (pangolín chino) del Apéndice II al Apéndice I

Autores de la propuesta: Estados Unidos de América y Vietnam

Nota: Este documento debe considerarse siempre conjuntamente con la introducción a las propuestas de pangolines.

Resumen: *Manis javanica*, el pangolín malayo, presenta una amplia distribución geográfica a través del territorio continental y las islas del sudeste asiático. *M. pentadactyla*, el pangolín chino, se encuentra desde las estribaciones del Himalaya hasta el sur de China. Las dos especies viven en bosques tropicales y subtropicales así como en paisajes con cultivos, incluyendo plantaciones. Ambos pangolines son solitarios y normalmente paren una sola cría tras un período de gestación de aproximadamente seis meses, posiblemente una vez al año. Las investigaciones realizadas sugieren que *M. javanica* puede reproducirse a lo largo de todo el año¹, pero que *M. pentadactyla* tiene una época de reproducción determinada². Se considera que el intervalo generacional de ambas especies es de 7 años. En términos generales, no existe información sobre las tasas de reclutamiento de estas dos especies.

Manis javanica

Manis javanica es autóctona de Brunei Darussalam, Camboya, China (basado en una serie de registros de museo)³, Indonesia, Malasia, Myanmar, la República Democrática Popular de Laos, Singapur, Tailandia y Vietnam. En la actualidad se considera extremadamente escasa en la parte norte de su área de distribución. En términos generales, se piensa que las poblaciones están disminuyendo, gran parte de lo cual se atribuye a las capturas. La especie habita tanto en tierras cultivadas como en hábitats no cultivados. Hay poca información sobre la densidad relativa de las poblaciones en diferentes tipos de hábitats.

La información sobre el estado de las poblaciones de *M. javanica* es escasa. En los casos en los que se ha informado de una disminución, casi invariablemente se ha atribuido a la caza, principalmente para abastecer el comercio internacional. Se sabe muy poco del estado de la especie en Brunei Darussalam, aunque los decomisos de los últimos años muestran claramente la existencia de comercio ilegal⁴. La especie está presente en Camboya, pero las conversaciones con cazadores han revelado que su población está disminuyendo. En Indonesia existe poca información sobre su estado, pero las confiscaciones en años recientes, en algunos casos de miles de ejemplares, indican que hay una fuerte presión de caza en ese país. En Laos se ha informado de una enorme disminución en las últimas décadas. Ya en la década de 1990 los habitantes locales informaban de que las poblaciones habían disminuido, en algunos casos hasta valores tan bajos como el 1 % de los niveles de los años 1960. En Malasia peninsular las conversaciones con cazadores revelaron que la especie está disminuyendo⁵. La población de Singapur parece estable, a tenor de los avistamientos⁶. Un estudio realizado en 2005 y 2006 en Palau Tekong, una isla de 25 km² inmediatamente adyacente al territorio continental de Singapur, encontró que los pangolines eran allí razonablemente comunes y se estimó un área de campeo de 45 ha como promedio, con cierto solapamiento, a partir de datos de telemetría sobre tres individuos. La especie se considera cada vez más escasa en Tailandia, aunque se ha detectado su presencia en varios parques nacionales en la última década⁷. En el Santuario de Vida Silvestre de Khlong Nakha en Tailandia, se ha documentado la presencia de *M. javanica* por fototrampeo varias veces en los últimos 12 meses⁸. En entrevistas a 99 familias que habitan alrededor de este santuario, el 80 % de los entrevistados dijo que la especie había disminuido⁸. En Vietnam se ha indicado que la especie ha disminuido de forma severa, especialmente desde la apertura al mercado de la exportación en la década de 1990.

Manis javanica se ha exportado históricamente para el uso consuntivo de sus productos en toda su área de distribución, principalmente su carne y sus escamas como fuente de proteína y para aplicaciones de la medicina tradicional respectivamente. Aunque la utilización nacional continúa, en muchos lugares ha sido sustituida por el comercio internacional. Esta especie ha sido objeto de niveles significativos de comercio, tanto legal como ilegal.

La mayor parte del comercio de pangolines registrado en la Base de datos sobre el comercio CITES entre 1978 y 2000 consta como *M. javanica* (especie que por aquel entonces incluía a *M. culionensis*) y está constituida principalmente por pieles para la producción de cuero; este comercio suponía unas 11.000 pieles al año, de las que 9.000 eran *M. javanica* en su sentido actual, más que *M. culionensis*. Los volúmenes de comercio registrado de escamas eran mucho menores (menos de 20.000 kg en total entre 1978 y 2000). Se

piensa que el volumen de comercio ilegal de aquella época, predominantemente de escamas y animales vivos, era probablemente igual, si no superior, a los volúmenes de comercio declarados.

Desde el año 2000 prácticamente no existen registros de comercio legal de *M. javanica*, ya que hay un cupo nulo de exportación para animales procedentes del medio silvestre de esta y todas las demás especies asiáticas de pangolines con finalidad comercial. Sin embargo, ha habido una gran cantidad de comercio ilegal, que ha representado, como estimación mínima, unos 17.000 pangolines en total cada año⁹. Se cree que una buena parte de este comercio es de *M. javanica*.

Manis javanica está clasificada en la Lista Roja de la UICN en la categoría de En peligro (2014).

Manis pentadactyla

Manis pentadactyla es autóctona de Bhután, China, India, Myanmar, Nepal, la República Democrática Popular de Laos, Tailandia y Vietnam. La población de China se estimó entre 50.000 y 100.000 especímenes en 2003, pero se ha estimado igualmente una disminución de entre el 88 % y el 94 % desde la década de 1960 hasta 2004. En la actualidad esta especie es muy escasa en las provincias de Guangxi y Yunnan, y se considera que está al borde de la extinción en Hainan. Se considera rara en Hong Kong (Región Administrativa Especial). Se ha informado de su recuperación en algunos lugares de Taiwán (provincia de China) después de disminuciones históricas, con densidades estimadas en ciertas zonas en 12 a 13 pangolines adultos por km²¹⁰. Prácticamente no se dispone de información sobre el estado de la especie en India, pero las confiscaciones sugieren que está bajo una gran presión en ese país. Los avistamientos en el campo en Laos en la actualidad también son extremadamente escasos. La población de Nepal se estimó en unos 5.000 individuos en 2011 y se cree que está disminuyendo. En Vietnam los cazadores afirman que esta especie ha sufrido una fuerte disminución en las dos últimas décadas, y actualmente se considera extremadamente escasa.

Manis pentadactyla se ha explotado históricamente para el uso consuntivo de sus productos en toda su área de distribución, principalmente su carne, como fuente de proteína, y sus escamas para su uso en la medicina tradicional. Se ha estimado que en China se capturaron 160.000 animales al año para abastecer ese consumo entre las décadas de 1960 y 1980¹¹.

El volumen de comercio internacional del que se ha informado para esta especie es considerablemente menor que el de *M. javanica*. Antes del año 2000, en que se estableció un cupo nulo de exportación para todas las especies de pangolines asiáticos, se registraban menos de 1.000 especímenes por año como promedio en el comercio, principalmente pieles importadas por Estados Unidos y México. Al igual que con *M. javanica*, se piensa que ha habido un gran volumen de comercio ilegal desde entonces. Desde el año 2000, los decomisos y los registros de comercio (p. ej., de los casos judiciales) indican que ha habido un comercio ilegal significativo que posiblemente represente unos 4.000 ejemplares al año¹².

Esta especie está clasificada en la Lista Roja de la UICN en la categoría de En peligro crítico (2014).

Aunque hay una ausencia generalizada de datos cuantitativos sobre la población de estas especies, se han documentado disminuciones históricas en algunos lugares y en otros las pruebas disponibles indican que las poblaciones están sufriendo una grave disminución.

Análisis: Tanto *Manis javanica* como *M. pentadactyla* son especies con una amplia distribución. La información sobre el estado de sus poblaciones es escasa, pero ninguna parece tener una población global pequeña. Existe información (a veces de carácter anecdótico) sobre disminuciones muy fuertes en las dos o tres últimas décadas en varios Estados de las áreas de distribución de ambas especies, invariablemente atribuidas a su explotación, así como una estimación cuantitativa, para China, de la reducción de la población de *M. pentadactyla* de alrededor del 90 % entre la década de 1960 y el comienzo de los 2000. China abarca la mayor parte del área de distribución de *M. pentadactyla*, por lo que, si la estimación anterior es correcta, indicaría una disminución histórica grave de la población global de esta especie. Sobre el estado de *M. javanica* no existe información directa sobre zonas extensas de su área de distribución, entre las que destaca Indonesia, donde se sabe que la especie se captura muy abundantemente. Dada su baja productividad y su densidad de población, que probablemente sea relativamente baja [a partir de estimaciones sobre su pariente cercano *M. culionensis* (véase el análisis de la Propuesta 10) y las indicaciones de áreas de campeo de tamaño considerable de *M. javanica*] es posible que el nivel de capturas haya provocado una disminución de la población que se sitúe dentro de las orientaciones para la inclusión en el Apéndice I, a saber, una disminución del 50 % o más en tres generaciones (21 años en este caso). No se conoce la existencia de ninguna población de gran tamaño que no esté explotada. Ambas especies están afectadas por el comercio.

Por lo tanto, es posible que ambas especies cumplan los criterios de inclusión en el Apéndice I.

Evaluadores de la información del resumen únicamente: C. Shepherd y C. Waterman.

Referencias:

La información que aparece sin referencias en el resumen está extraída de la justificación de la propuesta.

-
- ¹ Zhang, F., Wu, SB., Li, Y., Li, Z., Sun, R., Li, S. (2015) Reproductive parameters of the Sunda pangolin, *Manis javanica*. *Folia Zoologica* 64: 129-135.
- ² Yang, CW., Chen, S., Chang., CY., Lin, MF., Block, E., Lorentsen, R., Chin, JSC. & Dierenfeld, E. (2007) History and dietary husbandry of Pangolins in Captivity. *Zoo Biology* 26: 223-230.
- ³ Wu, S., Wang, Y. and Feng, Q. (2005) A new record of Mammalia in China - *Manis javanica*. *Acta Zootaxonomica Sinica* 30: 440-443.
- ⁴ Cheema, S. (2016) *In litt.* to the IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.
- ⁵ Chong, J-L. (2016) *In litt.* to the IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.
- ⁶ Lee, B. (2016) *In litt.* to the IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.
- ⁷ WWF Thailand (2016) *In litt.* to the IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.
- ⁸ ZSL (2016) *In litt.* to the IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.
- ⁹ IUCN SSC Pangolin Specialist Group (2016) The conservation status, illegal trade and use of pangolins (*Manis* spp.). CITES SC66 Inf. 23. Prepared by the IUCN SSC Pangolin Specialist Group.
- ¹⁰ Pei, K.J-C. (2016) *In litt.* to the IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.
- ¹¹ Zhang, Y. (2008) Conservation and trade control of pangolins in China. In: Pantel, S. & Sun, S-Y. (2008) *Proceedings of the Workshop on Trade and Conservation of Pangolins Native to South and Southeast Asia*. TRAFFIC Southeast Asia, Petaling Jaya, Selangor, Malaysia.
- ¹² Challender, D.W.S., Harrop, S.R. & MacMillan, D.C. (2015) Understanding markets to conserve trade threatened species in CITES. *Biological Conservation* 187: 249-259.

Transferencia de las especies de pangolines africanos *Manis tetradactyla*, *M. tricuspis*, *M. gigantea* y *M. temminckii* del Apéndice II al Apéndice I

Autores de la propuesta: Angola, Botswana, Chad, Côte d'Ivoire, Estados Unidos de América, Gabón, Guinea, Kenia, Liberia, Nigeria, Senegal, Sudáfrica y Togo

Nota: Este documento debe considerarse siempre conjuntamente con la introducción a las propuestas de pangolines.

Resumen: Hay cuatro especies de pangolines en África. Tres de ellas, el pangolín gigante (*Manis gigantea*), el pangolín de vientre blanco (*M. tricuspis*) y el pangolín de cola larga (*M. tetradactyla*), habitan en bosques húmedos y hábitats asociados de África central y occidental. La cuarta especie, el pangolín sudafricano (*M. temminckii*), está más extendida y está presente en hábitats más secos principalmente de África oriental y meridional. Todos son solitarios y paren una única cría. Se considera que el período de gestación es de 5 meses excepto en el caso de *M. temminckii*, en que puede ser de 3 a 4 meses. Esta especie y *M. gigantea* crían solamente cada dos años, mientras que en las otras dos especies la reproducción parece no depender de las estaciones y es más o menos continua. Se considera que el intervalo generacional es de 7 años en *M. tetradactyla* y *M. tricuspis*, y 9 años en *M. gigantea* y *M. temminckii*.

Manis gigantea

Manis gigantea es una especie no arborícola con una distribución discontinua en 18 Estados del área de distribución en África central y occidental, desde Senegal hacia el este hasta Sudán del Sur¹, Uganda y Tanzania. Se llegó a considerar extinta en Ruanda pero hay indicios recientes que sugieren que la especie aún podría vivir allí². La Autoridad Administrativa CITES de Uganda, basándose en datos de fototrampeo, estimó su población en unos 2.000 individuos, con densidades de hasta 6 individuos por km². Esta cifra parece elevada si se compara con las densidades observadas en *M. temminckii*, una especie que tampoco es arborícola. Se ha documentado de forma generalizada que esta especie evita las zonas con un alto impacto humano, pero se la ha observado en zonas de bosques en mosaico. Está clasificada en la Lista Roja de la UICN en la categoría de Vulnerable (2014).

Manis tricuspis

Manis tricuspis es una especie semiarborícola que está presente en 22 Estados del área de distribución, desde Guinea Bissau, abarcando una gran parte de África occidental y central, hasta el suroeste de Kenia y noroeste de Tanzania, del sur al noroeste de Zambia y norte de Angola. Se sabe que la especie está presente en hábitats modificados, tales como vegetación de desarrollo secundario en plantaciones de palma de aceite y de teca, y bosque húmedo secundario, así como en zonas cultivadas donde anteriormente había bosques húmedos de zonas bajas. Se han estimado densidades relativamente altas de esta especie en hábitats adecuados, y en este sentido en Benín se ha calculado una densidad media de 0,84 individuos por km² durante la estación seca tanto en plantaciones como en bosque natural. Esta especie está clasificada en la Lista Roja de la UICN en la categoría de Vulnerable (2014).

Manis tetradactyla

Manis tetradactyla se distribuye por 11 Estados del área de distribución desde Sierra Leona hacia el este a través de África occidental hasta la cuenca del Congo, y podría estar presente en Angola y Uganda. Es el más arborícola de los pangolines africanos y se podría esperar por tanto que fuera el más dependiente de la presencia de bosques, aunque habita tanto en bosques alterados como en zonas cultivadas⁷. Está clasificado en la Lista Roja de la UICN en la categoría de Vulnerable (2014).

Manis temminckii

Manis temminckii está presente en 14 Estados del área de distribución y es posible que se haya extinguido en Swazilandia, que sería el 15°. Es el más extendido de los pangolines africanos, ocupando desde el sureste de Chad y el extremo nororiental de la República Centroafricana hacia el este y sur del continente hasta Sudáfrica. Habita principalmente en sabanas arboladas con matorral denso, así como en praderas de zonas aluviales y pastizales, y está presente igualmente en zonas ganaderas bien gestionadas. Prácticamente no existe prácticamente información sobre densidades de población, aunque las investigaciones realizadas en la provincia del Cabo Septentrional de Sudáfrica revelaron densidades medias de 0,24 a 0,3 individuos por km², mientras que en el distrito Gokwe de Zimbabwe se han estimado en 0,1 individuos por km². *Manis temminckii* está clasificado en la Lista Roja de la UICN en la categoría de Vulnerable (2014).

Se considera que los principales factores que están afectando a los pangolines africanos son la explotación directa y, en el caso de las tres especies más forestales, la pérdida y degradación del hábitat. Los pangolines africanos siguen siendo cazados por las comunidades locales por su carne y para utilizar sus partes y derivados en la medicina tradicional. Además del consumo local, existen pruebas de un comercio internacional creciente, la mayor parte del cual es ilegal y se realiza con partes de los pangolines, principalmente escamas, que abastecen a los mercados asiáticos. Algunas investigaciones recientes sugieren que la proporción de pangolines cazados en el África subsahariana ha aumentado de manera significativa en comparación con otros vertebrados, habiéndose multiplicado por 9 entre 2005 y 2014. En Nigeria, país que cuenta con las tres especies forestales de pangolines, su precio se ha multiplicado por 10 en los últimos cinco años. En Zimbabwe, donde habita exclusivamente *M. temminckii*, el furtivismo se ha incrementado muy rápidamente y en 2015 se sabía ya que cazadores furtivos y traficantes de países vecinos estaban implicados en la caza furtiva en ese país³. Los decomisos de partes de pangolines africanos en el comercio han aumentado muy rápidamente en los últimos años, tratándose principalmente de escamas dirigidas a los mercados asiáticos; algunos de estos envíos se han detectado en Europa de camino a Asia⁴. Según se afirma en la justificación de la propuesta, entre 2013 y 2015 se realizaron decomisos de casi 15.000 kg de escamas de pangolines africanos, lo que representa entre 4.000 y 25.000 animales, según las especies de que se tratara.

El aparente aumento del comercio internacional se atribuye a dos causas: la disminución de la disponibilidad de partes de los pangolines asiáticos y el aumento general de comercio entre países africanos y Asia oriental, lo que facilita el tráfico de los pangolines⁵.

Por lo general los datos sobre decomisos no permiten determinar el volumen ni la proporción del comercio ilegal de las diferentes especies de pangolines, en la medida en que resulta muy difícil identificar las especies por sus productos que se comercializan, principalmente escamas.

Se piensa que la conversión de bosques a otros usos tiene un impacto directo sobre *M. gigantea*, *M. tricuspis* y *M. tetradactyla*. Se ha estimado que la pérdida de cubierta arbórea en África central y occidental, donde habitan estas tres especies, se situó en torno al 4 % en el período de 2000 a 2014, o lo que es lo mismo un 0,25 % anual aproximadamente⁶. En África central, donde se encuentra aproximadamente el 80 % de la cubierta forestal global de la región, estas tasas son algo más bajas (en torno a un 0,2 % anual) que en África occidental. Estas tres especies se encuentran en hábitats alterados, pero no se tiene información sobre su capacidad para pervivir en hábitats completamente modificados. Además de afectar directamente a los hábitats de estas especies, la apertura de zonas para actividades tales como la explotación maderera facilita los accesos para la caza.

Manis temminckii parece estar menos afectada por la pérdida de cubierta arbórea, pero sin embargo lo está más por otros cambios en los usos del suelo. Se ha documentado mortalidad por electrocución en cercados eléctricos, especialmente en Sudáfrica. Se ha estimado una mortalidad de alrededor de un individuo por cada 11 km de cercado eléctrico al año, con un cierto sesgo hacia la mortalidad de machos, probablemente porque los machos se mueven por territorios más amplios que las hembras.

Las cuatro especies están en el Apéndice II desde 1994, si bien *M. temminckii* estuvo incluida en el Apéndice I entre 1975 y 1994. Desde entonces, el comercio registrado en la Base de datos sobre el comercio CITES ha sido muy limitado. La mayoría del comercio ha sido de *M. tricuspis*, con un promedio anual de 50 animales vivos, 20 pieles y 40 kg de escamas exportados por el conjunto de los Estados de su área de distribución en el período entre 1994 y 2014. La Base de datos sobre el comercio recoge igualmente la exportación media anual de unos 150 kg de escamas y 12 pieles de *M. gigantea*. El comercio registrado de las otras dos especies es insignificante.

Varios Estados del área de distribución de estas especies han prohibido la caza y el comercio de sus respectivas especies autóctonas de pangolines.

Análisis: La información sobre el estado de las poblaciones de las cuatro especies de pangolines africanos es escasa. Ninguna de ellas tiene un área de distribución restringida y, aunque sus densidades son bajas (menos de 1 individuo por kilómetro cuadrado en los dos únicos casos en que hay información fiable, a saber, *Manis tricuspis* y *M. temminckii*), ninguna parece tener una población pequeña. Tampoco existe información sobre tendencias de las poblaciones, aunque se han inferido cambios atribuidos a los presuntos impactos de la alteración del hábitat y la caza. Las tasas de conversión del hábitat en el caso de las tres especies forestales (*M. gigantea*, *M. tetradactyla* y *M. tricuspis*) son relativamente bajas (aproximadamente un 0,25% anual) y no conducirían por sí mismas a disminuciones que cumplan con las orientaciones establecidas en el Anexo 1 de la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP16)*, en particular habida cuenta de que

las cuatro especies se encuentran en hábitats modificados. Dada su baja productividad, parece que la caza podría tener un impacto sobre las poblaciones de las cuatro especies, y existen pruebas claras de un rápido incremento de la intensificación de la caza de pangolines en toda África en los últimos años. Sin embargo, no hay información suficiente para determinar si esto ha conducido a disminuciones que cumplan con las orientaciones especificadas en la Resolución. Por lo tanto, se considera que no existe información suficiente para determinar si alguna de las cuatro especies cumple los criterios de inclusión en el Apéndice I.

Evaluadores de la información del resumen únicamente: D. Pietersen, C. Waterman y C. Shepherd.

Referencias:

La información que aparece sin referencias en el resumen está extraída de la justificación de la propuesta.

- ¹ FFI (2015) Remote cameras offer glimpse into the 'forgotten forests' of South Sudan. <http://www.fauna-flora.org/news/remote-cameras-offer-glimpse-into-the-forgotten-forests-of-south-sudan/>. Viewed on 06 June 2016.
- ² Pietersen, D. (2016) *In litt.* to the IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.
- ³ Shepherd, C.R., Connelly, E., Hywood, L. & Cassey, P. (2016) Taking a stand against illegal wildlife trade: the Zimbabwean approach to pangolin conservation. *Oryx*, Published online: 27 April 2016.
- ⁴ Gomez, L., Leupen, B.T.C. & Hwa, T.K. (2016) The trade of African pangolins to Asia: a brief case study of pangolin shipments from Nigeria. *TRAFFIC Bulletin* 28:3–5.
- ⁵ Challender, D.W.S., Baillie, J.E.M., Waterman, C., Pietersen, D., Nash, H., Wicker, L., Parker, K., Thomson, P., Nguyen, T.V., Hywood, L. & Shepherd, C.R. (2016) On Scaling Up Pangolin Conservation. *TRAFFIC Bulletin* 28:19-21.
- ⁶ Global Forest Watch (2016) <http://blog.globalforestwatch.org/>. Viewed on 16 June 2016.
- ⁷ Waterman, C., Pietersen, D., Soewu, D., Hywood, L., and Rankin, P. (2014). *Phataginus tetradactyla*. The IUCN Red List of Threatened Species: eT12766A45222929. Available at <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2014-2.RLTS.T12766A45222929.en>. Accessed 10 May 2016

Transferencia de *Macaca sylvanus* (macaco de Berbería) del Apéndice II al Apéndice I

Autores de la propuesta: Marruecos y la Unión Europea

Resumen: El macaco de Berbería (*Macaca sylvanus*) es un mono de mediano tamaño que vive en el norte de Argelia y Marruecos (norte de África) y también en una población semisalvaje relativamente pequeña (unos 200 individuos) en Gibraltar (Reino Unido), presumiblemente a resultas de una introducción. Presenta una distribución discontinua, con su mayor población en el Medio Atlas de Marruecos, con poblaciones más pequeñas en el Alto Atlas y el Rif en Marruecos, y en una serie de lugares dispersos en la Gran Cabilia y la Pequeña Cabilia así como en las gargantas de Chiffa, en Argelia. La especie habita en una serie de hábitats forestales, aunque en la actualidad está en gran medida recluida a bosques de montaña y zonas rocosas y gargantas bastante inaccesibles y cubiertas de matorral; se encuentra a altitudes que van desde el nivel del mar hasta los 3.500 m. Las hembras son fértiles entre los 3,5 y 4 años de edad y por lo general paren una única cría, con intervalos entre partos de 1,3 años como promedio. Se considera que su intervalo generacional es de 8 años¹. Esta especie está presente en varios espacios protegidos.

Se cree que los factores que más afectan a la especie son la pérdida, la alteración y la fragmentación de su hábitat. La captura ilegal de individuos jóvenes vivos tiene un impacto significativo en las poblaciones de determinados lugares, en particular en aquellos en que los animales están habituados a la presencia humana, si bien no hay evidencia de que estos especímenes lleguen a abastecer al comercio internacional.

En general se está de acuerdo en que la población total ha disminuido. Estimaciones recientes de la población, basadas en parte en estudios llevados a cabo en el Medio Atlas y en las principales zonas de distribución en Argelia, ofrecen cifras de población total (excluyendo Gibraltar) de entre unos 8.000 y 11.500 especímenes, de los que entre 6.500 y 8.000 están en Marruecos y el resto en Argelia. A mediados de la década de 1990 la población total se estimó entre 10.000 y 16.000 individuos. En 1975 se había estimado entre 14.500 y 22.500 individuos en aquel momento, con una cantidad de entre 9.000 y 17.000 individuos en Marruecos y hasta 5.500 en Argelia².

La Base de datos sobre el comercio CITES registra muy poco comercio de esta especie, incluidos los especímenes confiscados: 31 especímenes vivos en total entre 2005 y 2014. No se ha registrado ningún comercio desde ningún Estado del área de distribución de la especie desde 2010 y muy poco antes de esa fecha. España informó de la importación de 15 especímenes como "confiscados" en el período entre 2015 y 2010: ocho desde Marruecos, uno desde Argelia y seis de origen desconocido.

El macaco de Berbería fue clasificado por la UICN en 2008 en la categoría de En peligro, y está incluido bajo el taxón superior Orden Primates en el Apéndice II desde 1977. La especie cuenta con protección legal en Argelia y en Marruecos.

Análisis: El macaco de Berbería tiene un área de distribución de extensión considerable. Su población estimada (entre 8.000 y 11.500 especímenes) es mayor que la cifra orientativa para una población pequeña que proporciona la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP16)*. Parece claro que la población ha disminuido, y la mejor información disponible indica que esa disminución ha sido del orden del 30 % en las tres últimas generaciones (24 años), lo que está por debajo de la cifra orientativa para una disminución acentuada en la mencionada Resolución. En consecuencia, parece que la especie no cumple los criterios biológicos para su inclusión en el Apéndice I.

Referencias:

La información que aparece sin referencias en el resumen está extraída de la justificación de la propuesta.

¹ Butynski, T.M., Cortes, J., Waters, S., Fa, J., Hobbelink, M.E., van Lavieren, E., Belbachir, F., Cuzin, F., de Smet, K., Mouna, M., de Jongh, H., Menard, N. & Camperio-Ciani, A. (2008) *Macaca sylvanus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008.

² Lee, P.C., Thornback, J. & Bennett, E.L. (1988) *Threatened Primates of Africa*. The IUCN Red Data Book. IUCN Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

Antecedentes de las propuestas sobre el elefante africano

El elefante africano (*Loxodonta africana*) está presente en 38 Estados de área de distribución en África. Se incluyó en el Apéndice II en 1977 y se transfirió al Apéndice I en 1989. Las poblaciones de Botswana, Namibia y Zimbabwe se transfirieron al Apéndice II en 1997 y la población de Sudáfrica en el 2000. Estas transferencias fueron objeto de detalladas condiciones, que fueron después modificadas durante posteriores reuniones de la Conferencia de las Partes, y que están en la actualidad recogidas en la anotación 6, acordada en la CdP14. La anotación permite el comercio de varios tipos de especímenes y productos, excluyendo el marfil, de elefante africano bajo una serie de condiciones, diferentes de una manera u otra para para cada uno de los cuatro Estados del área de distribución en cuestión. Por lo que respecta al comercio de marfil, la anotación permite el comercio de ekipas marcadas y certificadas individualmente integradas en artículos acabados de joyería con fines no comerciales para Namibia y tallas de marfil con fines no comerciales para Zimbabwe. También permite a estos cuatro Estados del área de distribución la venta de cantidades acordadas de existencias acumuladas de marfil en bruto en una venta única con una serie de restricciones. Una de estas restricciones es que no se presentarán a la Conferencia de las Partes más propuestas para permitir el comercio de marfil del elefante de poblaciones ya incluidas en el Apéndice II en el período comprendido entre la CdP14 y nueve años después de la fecha de la venta única de marfil. También especifica que esas ulteriores propuestas se tratarán de conformidad con lo dispuesto en las decisiones 14.77 y 14.78 [en la actualidad como quedaron tras ser revisadas en la decimosexta Conferencia de las Partes (CdP16)]. La venta de marfil mencionada tuvo lugar en noviembre de 2008, por lo que los nueve años desde entonces se cumplen en noviembre de 2017.

La Decisión 14.77 encarga al Comité Permanente, con la asistencia de la Secretaría, que someta para su aprobación, a más tardar a la CdP16, un mecanismo de adopción de decisiones para un proceso de comercio de marfil bajo los auspicios de la Conferencia de las Partes;

La Decisión 14.77 no se llevó a cabo, en el sentido de que el Comité Permanente no sometió a la CdP16 para su aprobación un mecanismo de adopción de decisiones para un proceso de comercio de marfil, y la Decisión fue suprimida en la CdP16. En su lugar, la CdP aprobó la Decisión 16.55, que encarga al Comité Permanente, con la asistencia de la Secretaría, que someta para su aprobación, a más tardar en la 17ª reunión de la Conferencia de las Partes (CdP17), un mecanismo de adopción de decisiones para un proceso de comercio de marfil bajo los auspicios de la Conferencia de las Partes.

El borrador de acta resumida de la 66ª reunión del Comité Permanente (11-15 de enero de 2016) indica que la Decisión 16.55 tampoco se ha llevado a cabo, en el sentido de que no se presentará a la CdP17 un mecanismo de adopción de decisiones para un proceso de comercio de marfil. En su lugar, el Comité Permanente tiene la intención de solicitar orientación adicional de la CdP sobre cómo proceder en este tema. La anotación 6 todavía contiene referencias a la Decisión 14.77.

La Decisión original 14.78 encargó al Comité Permanente que llevara a cabo revisiones permanentes y exhaustivas del estado del elefante, del comercio de sus especímenes y del impacto del comercio legal, basadas en los datos de la Supervisión de la Matanza Ilegal de Elefantes (MIKE), del Sistema de Información sobre el Comercio de Elefantes (ETIS) y de la aplicación del Plan de acción para el control del comercio de marfil de elefante (anteriormente la Decisión 13.26, la cual ha sido integrada en la *Resolución Conf. 10.10 (Rev. CoP16)* y el Plan de acción sobre el elefante africano, desarrollado según se establecía en la Decisión 14.75 y aprobado por los Estados del área de distribución del elefante africano en 2010.

La Decisión 14.78 fue revisada sustancialmente en las CdP15 y CdP16, revisiones en las que se redirigió la responsabilidad ejecutiva del Comité Permanente a otros actores, principalmente la Secretaría. Bajo la actual Decisión 14.78 (Rev. CoP16), en preparación de las reuniones 65ª y 66ª del Comité Permanente, la Secretaría, en espera de la financiación externa necesaria, deberá:

- preparar un análisis actualizado de los datos MIKE, pendiente de la disponibilidad de nuevos datos adecuados sobre MIKE;
- invitar a TRAFFIC a presentar un análisis actualizado de los datos ETIS y al PNUMA-CMCM a proporcionar una visión de conjunto de los últimos datos comerciales sobre el elefante;

CdP17 Visión de conjunto sobre los elefantes

invitar a los Grupos de especialistas en elefantes africanos y asiáticos de la CSE/UICN a someter cualquier información nueva y relevante sobre el estado de conservación del elefante, y sobre acciones de conservación pertinentes y estrategias de conservación; invitar a los Estados del área de distribución del elefante africano a que faciliten información sobre los progresos alcanzados en la aplicación del *Plan de acción sobre el elefante africano*; a tenor de la información precitada, recomendar medidas a la consideración del Comité Permanente.

Se han presentado tres propuestas sobre el elefante africano a la consideración de la CdP17. La propuesta 14, presentada por Namibia, consiste en suprimir toda referencia a Namibia de la anotación 6, de forma que la población de elefante africano de Namibia estaría incluida en el Apéndice II sin anotación. La propuesta 15, presentada por Namibia y Zimbabwe, tendría ese mismo efecto sobre la población de elefante africano de Zimbabwe. La propuesta 16, presentada por 13 Partes, consiste en transferir del Apéndice II al Apéndice I las poblaciones de elefante africano de Botswana, Namibia, Sudáfrica y Zimbabwe.

Suprimir la anotación de la inclusión de la población de *Loxodonta africana* (elefante africano) de Namibia en el Apéndice II eliminando toda referencia a Namibia en dicha anotación

Autor de la propuesta: Namibia

Nota: Véase Antecedentes de las propuestas sobre el elefante africano para conocer la historia del elefante africano en la CITES

Resumen: La población de elefante africano (*Loxodonta africana*) de Namibia se transfirió del Apéndice I al Apéndice II en 1997 y está cubierta actualmente por la anotación 6. El autor de la propuesta, Namibia, propone eliminar toda referencia a Namibia de esa anotación, de forma que la población de elefante africano de Namibia estaría incluida en el Apéndice II sin anotación. Namibia desea establecer una forma regular de comercio controlado de todo tipo de especímenes de elefante con origen en Namibia, incluido el marfil, en apoyo a la conservación del elefante, entre otras cosas a través de la conservación basada en la comunidad y el mantenimiento del hábitat del elefante. En la justificación de la propuesta se indica que los ingresos del comercio regulado serán gestionados a través de un fondo fiduciario, y utilizados exclusivamente para la conservación del elefante y para programas de conservación y desarrollo de las comunidades que habitan en el área de distribución del elefante.

La información más exhaustiva y fiable sobre la distribución y población del elefante africano es la contenida en la Base de datos del elefante africano (AED por sus siglas en inglés), mantenida por el Grupo de Especialistas sobre el elefante africano¹ de la Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN (IUCN/SSC por sus siglas en inglés). La versión de 2013 de esta base de datos ofrece un área de distribución en Namibia de casi 150.000 km² (en la justificación de la propuesta se indica que el elefante africano presenta una distribución dispersa en Namibia, por encima de los 100.000 km² en la estación húmeda)¹. Los datos más recientes sobre la población disponibles en la AED son de finales de 2013, los cuales, junto con las cifras de 2002 y 2006, se presentan divididos entre “definitivo”, “probable” y “posible”. Esta base de datos se actualiza con los datos más recientes disponibles, y se espera contar con una versión completa para la CdP17. Para la realización de los Análisis de las propuestas de la UICN/TRAFFIC se ha podido contar con las cifras más recientes sobre Namibia. Las cifras de años distintos no son estrictamente comparables dadas las diferencias entre las metodologías utilizadas y la cobertura de los estudios. Los datos más recientes se presentan en la forma en que han sido proporcionados a la AED, por lo que no se dispone de una estimación total. Los datos sobre la población de elefante africano en Namibia en la Base de datos del elefante africano^{1, 2} son:

2002 – 7.769 definitivo, 1.872 probable y 1.872 posible;
 2006 – 12.531 definitivo, 3.276 probable y 3.296 posible;
 2013 – 13.684 definitivo, 2.871 probable y 2.891 posible;

Los datos más recientes disponibles son:

Zona de estudio	Año	Estimación (con nivel de confianza del 95 %)	Fuente
Parque Nacional Etosha	2015	2.911 +/- 697	Kilian, 2015
Parque Nacional Khaudum y Zonas de Conservación cercanas	2015	6.413 +/- 2.566	Gibson & Craig, 2015a
Kunene	2011	314 +/- 154	MET, 2012
Reserva de Fauna Mangetti	2014	67	F. Weiss, com. pers., 2014
Región del Zambeze	2015	13.136 +/- 3.435	Gibson & Craig, 2015b

En la justificación de la propuesta se proporciona una estimación total de 22.711 individuos, basándose en las estimaciones de 2015 excepto para la región de Kunene, sobre la que menciona una población de 352 individuos basados en la estimación de 2009.

En la justificación de la propuesta se perfilan medidas de gestión para el elefante en Namibia así como controles de la aplicación y el cumplimiento de las disposiciones de la CITES. Se indica también que no se ha matado, ni se matará, a ningún elefante específicamente para obtener marfil ni ningún otro producto destinado al comercio internacional. El marfil se recupera de todos los casos registrados de muerte natural y de los elefantes eliminados por ser animales problemáticos. Por otra parte, existe legislación nacional estricta que obliga al público a entregar todo marfil encontrado. Se afirma también que los niveles de caza deportiva se establecen siguiendo una directriz del 0,5 % de la población existente, y se ha establecido que se podrán exportar anualmente los trofeos de 90 animales cazados, de forma que los colmillos de los elefantes cazados un año se puedan exportar al siguiente. Las exportaciones entre los años 2000 y 2015 han sido de 49 trofeos (98 colmillos) como promedio anual.

En la justificación de la propuesta se indica que se mantiene una base de datos con todos los especímenes almacenados así como su documentación de origen, marcándose además todos los especímenes de forma que sean reconocibles individualmente. El anexo al documento CoP17 Doc. 57.6 [Informe sobre el Sistema de Información sobre el Comercio de Elefantes (ETIS por sus siglas en inglés)] indica que Namibia es una de las únicas cinco partes en la CITES (junto con Chad, Congo, Tanzania y Zimbabwe) que han presentado informes sobre sus existencias de marfil con cifras de inventario en 2015.

La propuesta incluye anexos a la justificación con información sobre el número de elefantes registrados como matados ilegalmente en Namibia, así como de las confiscaciones de marfil.

El documento CoP17 Doc. 57.5 [Informe sobre la Supervisión de la Matanza Ilegal de Elefantes (MIKE por sus siglas en inglés)] contiene una síntesis de la información más actualizada de las muertes ilegales de elefantes, basándose en información del período entre 2003 y finales de 2015. Informa sobre la proporción de elefantes matados ilegalmente (PIKE por sus siglas en inglés) en 58 localidades de 30 países en África y 27 localidades de 13 países en Asia. En general, un nivel de PIKE de 0,5 o más bajo se considera sostenible. En su análisis de las tendencias subregionales en África, el informe indica (párrafo 14) que la región de África Meridional (Angola, Botswana, Malawi, Mozambique, Namibia, Sudáfrica, Swazilandia, Zambia y Zimbabwe) es la única de las cuatro subregiones africanas en la que el PIKE estimado no ha sobrepasado el nivel de 0,5 en el período de 2003 a 2015. Es difícil estimar el impacto de la caza furtiva a escala de sitio, especialmente en sitios sobre los que no se informa de cifras de cadáveres suficientemente altas, o donde podría haber indicios de sesgos en los niveles de PIKE comunicados³.

El anexo al documento CoP17 Doc. 57.6 presenta un análisis del comercio ilegal de marfil basado en los datos del ETIS, en el que una parte es un análisis de conglomerados de 55 países o territorios divididos en 13 grupos con características similares. Namibia forma parte del grupo ocho, junto con Botswana y Zimbabwe. El análisis del informe del grupo dice lo siguiente:

“Al igual que en el análisis para la CoP16, tres de los cuatro Estados del área de distribución del elefante africano cuyas poblaciones fueron transferidas al Apéndice II en 1997 forman parte del mismo grupo. Estos países notifican datos al ETIS con regularidad. Si se consideran todos los datos en los que estos países aparecen implicados en un decomiso de marfil, este grupo de África Meridional tiene valores de rango medio en cuanto al número medio de decomisos y al peso medio del marfil decomisado. La medida para evaluar la presencia de la delincuencia organizada se sitúa en cero lo cual es, sin lugar a dudas, una buena señal. Sin embargo, los valores de los indicadores de gobernanza son matizados: el indicador de *Estado de derecho* es problemático y sugiere la presencia de corrupción, pero el nivel relativamente alto del ratio de aplicación de la ley alivia parcialmente esta preocupación. Al igual que en análisis anteriores, Zimbabwe es el país que arrastra hacia abajo la puntuación del indicador *Estado de derecho*, lo que sugiere que en este país existen problemas de gobernanza mucho mayores, pero es preciso señalar que las puntuaciones de Namibia también han registrado una caída. La puntuación del mercado nacional de marfil es baja, lo cual refleja la ausencia total de mercado en Botswana y el nivel muy bajo de comercio en Namibia. Una vez más, Zimbabwe es la excepción ocupando la décima posición en cuanto a tamaño del mercado de marfil de todos los países incluidos en este análisis.”

En la justificación de la propuesta se hace una llamada de atención sobre el fracaso en la aplicación de la Decisión 14.77, relativa al mecanismo de toma de decisiones para un proceso de comercio de marfil, que es parte integral de la anotación 6, la cual se refiere a las poblaciones de elefante africano en el Apéndice II. Se afirma que si dicho mecanismo no se aprueba en la CdP17 Namibia considerará inválida la anotación 6.

Análisis: La población de elefante africano de Namibia fue transferida del Apéndice I al Apéndice II con una serie de restricciones establecidas en una anotación, la nº 6. La aprobación de la presente propuesta suprimiría las referencias a Namibia en esta anotación. La *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP 16)* no incluye orientaciones explícitas sobre cómo tratar una propuesta para enmendar o suprimir una anotación sobre especies incluidas en el Apéndice II. Sin embargo, estas restricciones podrían interpretarse como medidas especiales en términos de las medidas cautelares que figuran en el Anexo 4 de la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP 16)*. Por lo tanto, parece apropiado examinar si estas medidas cautelares se cumplirían todavía con el cambio propuesto.

La población de elefante de Namibia no tiene un área de distribución restringida, no es pequeña y no está sufriendo una disminución acentuada. Por lo tanto, parece que no cumple los criterios biológicos de inclusión en el Apéndice I establecidos en el Anexo 1 de la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP16)*.

Por lo que respecta a las medidas cautelares que figuran en el Anexo 4 de la citada Resolución, la propuesta debe incluir una medida especial [como prevé el párrafo A 2 a) iii)] establecida en la justificación de la propuesta. La justificación indica que no habrá extracciones de elefantes con finalidad comercial, y esto podría interpretarse como una medida especial. Las Partes también deberían estar conformes con que existen controles apropiados de la aplicación y el cumplimiento de las disposiciones de la Convención. La justificación de la propuesta contiene detalles acerca de los controles de la aplicación y el cumplimiento. La información del ETIS y MIKE indica que existen controles para los períodos de tiempo analizados (hasta 2014 para el ETIS y 2015 para el MIKE).

Fuentes de las estimaciones sobre la población:

Gibson, D. S. C., & Craig, G. C. (2015a). Aerial Survey of Elephants & Other Wildlife in Khaudum National Park & Neighboring Conservancies: Octubre de 2015. Ministerio de Medio Ambiente y Turismo, Namibia.

Gibson, D. S. C., & Craig, G. C. (2015b). Aerial Survey of Elephants and Other Wildlife in Zambezi Region. Septiembre/Octubre de 2015. WWF.

Kilian, J.W. (2015). Aerial Survey of Etosha National Park. Informe interno para el Ministerio de Medio Ambiente y Turismo. Septiembre de 2015.

Ministerio de Medio Ambiente y Turismo. (2012). Countrywide survey of Elephants in Namibia. Namibia: Ministerio de Medio Ambiente y Turismo

Weiss, F. (2014). Comunicación personal: Información sobre los elefantes de Mangetti. Correo electrónico a C. Thouless, 11 de Agosto de 2014.

Evaluadores de la información del resumen únicamente: D. Skinner y T. Milliken.

Referencias:

La información que aparece sin referencias en el resumen está extraída de la justificación de la propuesta.

¹ IUCN/SSC African Elephant Specialist Group (2013) Continental Totals Provisional African Elephant Population Estimates: update to 31 Dec 2013. http://www.elephantdatabase.org/preview_report/2013_africa_final/2013/Africa. Viewed on 5th July 2016.

² Blanc, J.J., Thouless, C.R., Hart, J.A., Dublin, H.T., Douglas-Hamilton, I., Craig, C.G. & Barnes, R.F.W. (2003) African Elephant Status Report 2002: An update from the African Elephant Database. IUCN/SSC African Elephant Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

³ CoP17 Doc 57.5 REPORT ON MONITORING THE ILLEGAL KILLING OF ELEPHANTS (MIKE) <https://cites.org/sites/default/files/eng/cop/17/WorkingDocs/E-CoP17-57-05.pdf>

Enmendar la inclusión actual de la población de Zimbabwe de *Loxodonta africana* (elefante africano) en el Apéndice II suprimiendo la anotación a fin de que la inclusión en el Apéndice II no tenga restricciones

Autores de la propuesta: Namibia y Zimbabwe

Nota: Véase Antecedentes de las propuestas sobre el elefante africano para conocer la historia del elefante africano en la CITES

Resumen: La población de elefante africano (*Loxodonta africana*) de Zimbabwe se transfirió del Apéndice I al Apéndice II en 1997 y está cubierta actualmente por la anotación 6. Los autores de la propuesta, Namibia y Zimbabwe, persiguen conseguir una inclusión de la población de elefante de Zimbabwe en el Apéndice II sin restricciones, y para ello arguyen que la conservación eficaz y sostenible de los elefantes de Zimbabwe depende de la implantación de un mercado abierto y regular de marfil de elefante para financiar las actividades de gestión y observancia.

La información más exhaustiva y fiable sobre la distribución y población del elefante africano es la contenida en la Base de datos del elefante africano (AED por sus siglas en inglés), mantenida por el Grupo de Especialistas sobre el elefante africano¹ de la Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN (IUCN/SSC por sus siglas en inglés). La versión de 2013 ofrece un área de distribución en Zimbabwe de casi 77.000 km² ¹ (la justificación de la propuesta indica que la combinación de las cuatro principales poblaciones ofrece un área de distribución de unos 63.000 km²). Los datos más recientes sobre la población disponibles en la AED son de finales de 2013, los cuales, junto con las cifras de 2002 y 2006, se presentan divididos entre “definitivo”, “probable”, “posible” y “especulativo”. Esta base de datos se actualiza con los datos más recientes disponibles, y se espera contar con una versión completa para la CdP17. Para la realización de los Análisis de las propuestas de la UICN/TRAFFIC se ha podido contar con las cifras más recientes sobre Zimbabwe. Las cifras de años distintos no son estrictamente comparables dadas las diferencias entre las metodologías utilizadas y la cobertura de los estudios. Los datos más recientes se presentan en la forma en que han sido proporcionados a la AED, por lo que no hay una estimación total.

Los datos sobre la población de elefante en Zimbabwe en la Base de datos del elefante africano¹ son:

2002 – 81.555 definitivo, 7.039 probable, 7.373 posible y 291 especulativo;
 2006 – 84.416 definitivo, 7.033 probable, 7.367 posible y 291 especulativo;
 2013 – 67.954 definitivo, 6.974 probable, 6.974 posible y 14.730 especulativo (todo son estimaciones provisionales);

Los datos más recientes disponibles son:

Zona de estudio	Año	Estimación (con nivel de confianza del 95 %)	Fuente
Gonarezhou y SVC	2014	11.120 +/-2.753	Dunham & van der Westhuizen, 2015
Área transfronteriza de Conservación Greater Mapungubwe	2014	212	Selier & Page, 2014
Matabeleland Noroccidental	2014	53.991 +/-7.711	Dunham et al., 2015a
Sebungwe	2014	3.407 +/- 1.215	Dunham et al., 2015b
Varias áreas	2014	2.143	Dunham, 2015
Valle del Zambeze	2014	11.657 +/-2.259	Dunham et al., 2015c

La propuesta proporciona en su justificación una estimación de 80.507 individuos.

En la justificación de la propuesta se indica que Zimbabwe está adoptando un enfoque experimental, más que programático, de gestión adaptativa para sus elefantes, que implica una política involutiva que permitiría a los afectados más básicos (aquellos que poseen fauna silvestre en sus tierras) experimentar con la

gestión del elefante. Alude a un método de establecimiento de cupos de elefante basado en el seguimiento del peso medio de los colmillos de los trofeos, teniendo en cuenta el largo período de respuesta de las poblaciones de elefante a cualquier cambio que se realice en su gestión. La justificación incluye un análisis del comercio legal de marfil con origen en Zimbabwe entre 1980 y 2014 según aparece en la Base de datos sobre el comercio CITES, haciendo notar las discrepancias entre los datos sobre importaciones y exportaciones, y mostrando que las exportaciones anuales registradas en 2012 y 2013 superaron las 20 toneladas, lo que ha sucedido por primera vez desde 1990.

En la justificación de la propuesta se indica igualmente que la mortalidad debida a la caza ilegal es del 4,5 % de la población total, subrayando que las poblaciones en dos de las principales áreas de distribución del elefante en el país están aumentando, mientras que en otras dos están disminuyendo rápidamente hacia su desaparición.

El documento CoP17 Doc. 57.5 [Informe sobre la Supervisión de la Matanza Ilegal de Elefantes (MIKE por sus siglas en inglés)] contiene una síntesis de la información más actualizada de las muertes ilegales de elefantes, basándose en información del período entre 2003 y finales de 2015. Informa sobre la proporción de elefantes matados ilegalmente (PIKE por sus siglas en inglés) en 58 localidades de 30 países en África y 27 localidades de 13 países en Asia. En general, un nivel de PIKE de 0,5 o más bajo se considera sostenible. En su análisis de las tendencias subregionales en África, el informe indica (párrafo 14) que la región de África Meridional (Angola, Botswana, Malawi, Mozambique, Namibia, Sudáfrica, Swazilandia, Zambia y Zimbabwe) es la única de las cuatro subregiones africanas en la que el PIKE estimado no ha sobrepasado el nivel de 0,5 en el período de 2003 a 2015. Es difícil estimar el impacto de la caza furtiva a escala de sitio, especialmente en sitios de donde no se informa de cifras de cadáveres suficientemente altas, o donde podría haber indicios de sesgos en los niveles de PIKE comunicados².

En la justificación de la propuesta se cita una estimación de 439 t de marfil comercializado ilegalmente en Zimbabwe en el período de 2002 a 2014, en comparación con las 180 t de marfil de origen legal y las 74 t de trofeos de caza en el mismo período.

El anexo al documento CoP17 Doc. 57.6 presenta un análisis del comercio ilegal de marfil basado en los datos del ETIS, en el que una parte es un análisis de conglomerados de 55 países o territorios divididos en 13 grupos con características similares. Zimbabwe forma parte del grupo ocho, junto con Botswana y Namibia. El análisis del informe del grupo dice lo siguiente:

“Al igual que en el análisis para la CoP16, tres de los cuatro Estados del área de distribución del elefante africano cuyas poblaciones fueron transferidas al Apéndice II en 1997 forman parte del mismo grupo. Estos países notifican datos al ETIS con regularidad. Si se consideran todos los datos en los que estos países aparecen implicados en un decomiso de marfil, este grupo de África Meridional tiene valores de rango medio en cuanto al número medio de decomisos y al peso medio del marfil decomisado. La medida para evaluar la presencia de la delincuencia organizada se sitúa en cero lo cual es, sin lugar a dudas, una buena señal. Sin embargo, los valores de los indicadores de gobernanza son matizados: el indicador de *Estado de derecho* es problemático y sugiere la presencia de corrupción, pero el nivel relativamente alto del ratio de aplicación de la ley alivia parcialmente esta preocupación. Al igual que en análisis anteriores, Zimbabwe es el país que arrastra hacia abajo la puntuación del indicador *Estado de derecho*, lo que sugiere que en este país existen problemas de gobernanza mucho mayores, pero es preciso señalar que las puntuaciones de Namibia también han registrado una caída. La puntuación del mercado nacional de marfil es baja, lo cual refleja la ausencia total de mercado en Botswana y el nivel muy bajo de comercio en Namibia. Una vez más, Zimbabwe es la excepción ocupando la décima posición en cuanto a tamaño del mercado de marfil de todos los países incluidos en este análisis.”

Los autores de la propuesta arguyen que el párrafo h) de la anotación 6, que dice que no se presentarán propuestas para permitir el comercio de marfil de elefante de poblaciones ya incluidas en el Apéndice II antes de nueve años tras la venta de marfil (que tuvo lugar en noviembre de 2008), no puede anular el derecho de las Partes de la Convención a presentar una propuesta de enmienda en cualquier momento.

Análisis: La población de elefante africano de Zimbabwe fue transferida del Apéndice I al Apéndice II con una serie de restricciones establecidas en una anotación, la nº 6. La aprobación de la presente propuesta suprimiría las referencias a Zimbabwe en esta anotación. La *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP 16)* no incluye orientaciones explícitas sobre cómo tratar una propuesta para enmendar o suprimir una anotación

sobre especies incluidas en el Apéndice II. Sin embargo, estas restricciones podrían interpretarse como medidas especiales en términos de las medidas cautelares formuladas en el Anexo 4 de la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP 16)*. Por lo tanto, parece apropiado examinar si estas medidas cautelares se cumplirían todavía con el cambio propuesto.

La población de elefante de Zimbabwe no tiene un área de distribución restringida, no es pequeña y no está sufriendo una disminución acentuada. Por lo tanto, parece que no cumple los criterios biológicos de inclusión en el Apéndice I establecidos en el Anexo 1 de la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP16)*.

Aunque la propuesta hace referencia a un posible método para establecer cupos, la justificación de la propuesta no menciona un cupo de exportación específico ni ninguna otra medida especial. En aplicación de las medidas cautelares que figuran en el Anexo 4 de la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP16)*, las Partes deberían mostrar su conformidad acerca de que Zimbabwe esté aplicando las disposiciones de la Convención, en particular su Artículo IV, y de que se hayan puesto en marcha los controles apropiados de la aplicación y el cumplimiento de las disposiciones de la Convención.

En la justificación de la propuesta se indica que Zimbabwe está adoptando un enfoque experimental y adaptativo para la gestión de sus elefantes. No resulta posible determinar *a priori* si tal enfoque sería eficaz para la aplicación del Artículo IV en el caso de que esta propuesta fuera aceptada. Por lo que respecta a los controles de la aplicación y el cumplimiento, la propia justificación de la propuesta, así como los análisis del ETIS en el anexo al documento CoP17 Doc. 57.5, indican que esto podría ser problemático en algunas zonas. Parece que en este caso las medidas cautelares no se cumplen.

Fuentes de las estimaciones sobre la población:

Dunham, K. C. (2015). National Summary of Aerial Survey Results for Elephant in Zimbabwe: 2014. Harare, Zimbabwe: Autoridad de Parques y Gestión de la Vida Silvestre.

Dunham, K. M., Mackie, C. S., Nyaguse, G., & Zhuwau, C. (2015a). Aerial Survey of Elephants and other Large Herbivores in north-west Matabeleland (Zimbabwe): 2014. Harare, Zimbabwe: Autoridad de Parques y Gestión de la Vida Silvestre.

Dunham, K. C., Mackie, C. S., Nyaguse, G., & Zhuwau, C. (2015b). Aerial Survey of Elephants and other Large Herbivores in the Sebungwe (Zimbabwe): 2014. Harare, Zimbabwe: Autoridad de Parques y Gestión de la Vida Silvestre.

Dunham, K. M., Mackie, C. S., & Nyaguse, G. (2015c). Aerial Survey of Elephants and other Large Herbivores in the Zambezi Valley (Zimbabwe): 2014. Harare, Zimbabwe.

Dunham, K. M., & van der Westhuizen, H. F. (2015). Aerial Survey of Elephants and other Large Herbivores in Gonarezhou National Park and Save Valley Conservancy (Zimbabwe): 2014. Sociedad Zoológica de Frankfurt.

Selier, J., & Page, B. (2014). Dry season fixed-wing aerial survey of large mammals in the Northern Tuli Game Reserve and Mapungubwe National Park and of elephants in the Greater Mapungubwe Transfrontier Conservation Area, Botswana, South Africa and Zimbabwe, Agosto de 2014. Proyecto de investigación del Elefante en el Valle Central del río Limpopo y la Universidad de KwaZulu-Natal.

Evaluadores de la información del resumen únicamente: D. Skinner y T. Milliken.

Referencias:

La información que aparece sin referencias en el resumen está extraída de la justificación de la propuesta.

¹ IUCN/SSC African Elephant Specialist Group (2013) Continental Totals Provisional African Elephant Population Estimates: update to 31 Dec 2013. http://www.elephantdatabase.org/preview_report/2013_africa_final/2013/Africa. Viewed on 5th July 2016.

² CoP17 Doc 57.5 REPORT ON MONITORING THE ILLEGAL KILLING OF ELEPHANTS (MIKE)
<https://cites.org/sites/default/files/eng/cop/17/WorkingDocs/E-CoP17-57-05.pdf>

Incluir todas las poblaciones de elefante africano (*Loxodonta africana*) en el Apéndice I por medio de la transferencia del Apéndice II al Apéndice I de las poblaciones de Botswana, Namibia, Sudáfrica y Zimbabwe

Autores de la propuesta: Benín, Burkina Faso, Chad, Etiopía, Kenia, Liberia, Malí, Níger, Nigeria, República Centroafricana, Senegal, Sri Lanka y Uganda

Nota: Véase Antecedentes de las propuestas sobre el elefante africano para conocer la historia del elefante africano en la CITES

Resumen: Esta propuesta va dirigida exclusivamente a la población de elefante africano de cuatro países contiguos de África Meridional: Botswana, Namibia, Sudáfrica y Zimbabwe. La información más exhaustiva y fiable sobre la distribución y población del elefante africano es la contenida en la Base de datos del elefante africano (AED por sus siglas en inglés), mantenida por el Grupo de Especialistas sobre el elefante africano¹ de la Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN (IUCN/SSC por sus siglas en inglés). Esta base de datos ofrece un área de distribución combinada de la especie en los cuatro países considerados de unos 350.000 km². Los datos más recientes sobre la población disponibles en la AED son de finales de 2013, los cuales, junto con las cifras de 2002 y 2006, se presentan divididos entre “definitivo”, “probable”, “posible” y “especulativo” (no todas las categorías se usan para todos los Estados del área de distribución). Esta base de datos se actualiza con los datos más recientes disponibles, y se espera contar con una versión completa para la CdP17. Para la realización de los Análisis de las propuestas de la UICN/TRAFFIC se ha podido contar con las cifras más recientes sobre Botswana, Namibia, Sudáfrica y Zimbabwe (las justificaciones de las propuestas 14 y 15 contienen cifras más recientes sobre Namibia y Zimbabwe respectivamente). Las cifras de años distintos no son estrictamente comparables dadas las diferencias entre las metodologías utilizadas y la cobertura de los estudios. Los datos más recientes se presentan en la forma en que han sido proporcionados a la AED.

Botswana: 2002 – 100.629 definitivo; 21.237 probable y 21.237 posible;
2006 – 133.829 definitivo, 20.829 probable y 20.829 posible;
2013 – 133.453 definitivo, 20.818 probable y 20.818 posible (todo son estimaciones provisionales);

Namibia: 2002 – 7.769 definitivo, 1.872 probable y 1.872 posible;
2006 – 12.531 definitivo, 3.276 probable y 3.296 posible;
2013 – 13.684 definitivo, 2.871 probable y 2.891 posible (todo son estimaciones provisionales);

Sudáfrica: 2002 – 14.071 definitivo y 855 posible;
2006 – 1.847 definitivo, 638 posible y 22 especulativo;
2013 – 20.260 definitivo y 4.767 posible (estimaciones provisionales);

Zimbabwe: 2002 – 81.555 definitivo, 7.039 probable, 7.373 posible y 291 especulativo;
2006 – 84.416 definitivo, 7.033 probable, 7.367 posible y 291 especulativo;
2013 – 67.954 definitivo, 6.974 probable, 6.974 posible y 14.730 especulativo (todo son estimaciones provisionales).

Los datos más recientes disponibles son:

Área de estudio	Año	Estimación (con nivel de confianza del 95 %)	Fuente
Botswana			
Botswana septentrional	2016	129.939 +/-12.514	Chase <i>et al.</i> , 2015
Área de Conservación Transfronteriza Greater Mapungubwe	2014	890	Selier & Page, 2014
Namibia			
Parque Nacional Etosha	2015	2.911 +/- 697	Kilian, 2015
Parque Nacional Khaudum y áreas de conservación vecinas	2015	6.413 +/- 2.566	Gibson & Craig, 2015a
Kunene	2011	314 +/- 154	MET, 2012

Área de estudio	Año	Estimación (con nivel de confianza del 95 %)	Fuente
Reserva de Fauna Mangetti	2014	67	F. Weiss, com. pers., 2014
Región del Zambeze	2015	13.136 +/- 3.435	Gibson & Craig, 2015b
Sudáfrica			
Reserva de Caza Hluhluwe Imfolozi*	2015	700	EKZNW, 2016
Reserva de Caza Ithala*	2015	162	EKZNW, 2016
Reservas de St. Lucia*	2015	110	EKZNW, 2016
Parque de Elefantes Tembe*	2015	220-230	EKZNW, 2016
Reserva de Caza uMkhuze*	2015	90	EKZNW, 2016
Parque Nacional Marakele	2012	171	Ferreira <i>et al.</i> , 2012
Parque Nacional de Elefantes Addo	2012	595	Ferreira <i>et al.</i> , 2012
Parque Nacional Kruger	2015	17.086	Ferreira <i>et al.</i> , 2015
Reserva Provincial Great Fish River*	2015	2	J. Selier, com. pers., 2016
Reserva de Caza Privada Kariega*	2015	41	J. Selier, com. pers., 2016
Bosque Knysna*	2015	2	J. Selier, com. pers., 2016
Reserva de Caza Privada Kwandwe*	2015	57	J. Selier, com. pers., 2016
Reserva Provincial de Naturaleza Atherstone*	2015	105	M. Garai, com. pers., 2016
Reserva Provincial Madikwe*	2015	1.006	M. Garai, com. pers., 2016
Reserva Provincial Pilanesberg*	2015	240	M. Garai, com. pers., 2016
Balule, Timbavati Umbabat y Klaserie*	2015	2.772	M. Garai, com. pers., 2016
Reserva Provincial de Naturaleza Letaba*	2015	621	M. Garai, com. pers., 2016
Parque Nacional Makuya*	2015	9	M. Garai, com. pers., 2016
Maremani*	2015	64	M. Garai, com. pers., 2016
Reserva Provincial Mthetomusha*	2015	57	M. Garai, com. pers., 2016
Reserva de Caza Songimvelo*	2015	105	M. Garai, com. pers., 2016
Otras reservas privadas*	2015	2.482	M. Garai, com. pers., 2016
Reserva de Caza Manyeleti	2009	222	SANParks, 2009
Ecosistema Mapungubwe	2014	347	Selier & Page, 2014
Zimbabwe			
Gonarezhou y SVC	2014	11.120 +/-2.753	Dunham & van der Westhuizen, 2015
Área de Conservación Transfronteriza Greater Mapungubwe	2014	212	Selier & Page, 2014
Matabeleland Noroccidental	2014	53.991 +/-7.711	Dunham <i>et al.</i> , 2015a
Sebungwe	2014	3.407 +/- 1.215	Dunham <i>et al.</i> , 2015b
Varias áreas	2014	2.143	Dunham, 2015
Valle del Zambeze	2014	11.657 +/-2.259	Dunham <i>et al.</i> , 2015c

*Dada la ausencia de un informe detallado (con metodología), estas estimaciones se han incluido como conjeturas informadas, que tienen menos peso que los datos obtenidos a partir de esfuerzos de prospección sistemáticos.

El documento CoP17 Doc. 57.5 [Informe sobre la Supervisión de la Matanza Ilegal de Elefantes (MIKE por sus siglas en inglés)] contiene una síntesis de la información más actualizada de las muertes ilegales de

elefantes, basándose en información del período entre 2003 y finales de 2015. Informa sobre la proporción de elefantes matados ilegalmente (PIKE por sus siglas en inglés) en 58 localidades de 30 países en África y 27 localidades de 13 países en Asia. En general, un PIKE de 0,5 o más bajo se considera sostenible. En su análisis de las tendencias subregionales en África, el informe indica (párrafo 14) que la región de África Meridional (Angola, Botswana, Malawi, Mozambique, Namibia, Sudáfrica, Swazilandia, Zambia y Zimbabwe) es la única de las cuatro subregiones africanas en la que el PIKE estimado no ha sobrepasado el nivel de 0,5 en el período de 2003 a 2015. Es difícil estimar el impacto de la caza furtiva a escala de sitio, especialmente en sitios de donde no se informa de cifras de cadáveres suficientemente altas, o donde podría haber indicios de sesgos en los niveles de PIKE comunicados².

La justificación de la propuesta trata extensamente sobre la población total del elefante africano, que no es el objeto de la propuesta de enmienda. Hace una llamada de atención sobre los altos niveles de matanza ilegal de elefantes que se han registrado (principalmente a través del programa MIKE) en muchas partes del área de distribución desde 2006 (véase el documento Doc. CoP 17 57.5), asociados con los elevados niveles de comercio ilegal de marfil registrados desde 2008 en adelante, como indican los datos de confiscaciones que alberga el Sistema de Información sobre el Comercio de Elefante (ETIS por sus siglas en inglés) (véase el documento CoP 17 Doc. 57.6). Los autores de la propuesta arguyen que la transferencia de las poblaciones de elefante africano del Apéndice II al Apéndice I indicará que las Partes de la CITES no tienen la intención de permitir el comercio de marfil en el futuro con finalidad comercial, lo que desincentivará la matanza ilegal de elefantes, mejorando así el estado de conservación de la especie en su área de distribución en conjunto, beneficiando al mismo tiempo al elefante asiático (*Elephas maximus*), especie incluida en el Apéndice I.

Análisis: Por lo que se refiere al impacto de esta propuesta sobre las poblaciones de elefante en otros lugares, no existe ninguna disposición para abordar este asunto en ninguna orientación o criterio de la Convención y no se considerará por tanto en este análisis.

La población de elefante de Botswana, Namibia, Sudáfrica y Zimbabwe no parece cumplir los criterios biológicos de inclusión en el Apéndice I establecidos en la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP16)*. No tiene un área de distribución restringida, y tampoco su población es pequeña ni está sufriendo una disminución acentuada.

El Anexo 3 de la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP16)* establece que debería evitarse la inclusión de una especie en más de un Apéndice habida cuenta de los problemas de aplicación que ocasiona, y añade que cuando se proceda a una inclusión dividida, por regla general, debería efectuarse teniendo en cuenta las poblaciones nacionales o regionales, antes que las subespecies.

Fuentes de las estimaciones sobre la población:

Botswana

Chase, M., Schlossberg, S., Landen, K., Sutcliffe, R., Seonyatseng, E., Keitsile, A., & Flyman, M. (2015). Dry season aerial survey of elephants and wildlife in northern Botswana: Julio – Octubre 2014. Elefantes Sin Fronteras, el Departamento de Vida Silvestre y Parques Nacionales (Botswana), Gran Censo de Elefantes.

Selier, J., & Page, B. (2014). Dry season fixed-wing aerial survey of large mammals in the Northern Tuli Game Reserve and Mapungubwe National Park and of elephants in the Greater Mapungubwe Transfrontier Conservation Area, Botswana, Sudáfrica y Zimbabwe, Agosto de 2014. Proyecto de investigación del Elefante en el Valle Central del río Limpopo y la Universidad de KwaZulu-Natal.

Namibia

Gibson, D. S. C., & Craig, G. C. (2015a). Aerial Survey of Elephants & Other Wildlife in Khaudum National Park & Neighboring Conservancies: Octubre de 2015. Ministerio de Medio Ambiente y Turismo, Namibia.

Gibson, D. S. C., & Craig, G. C. (2015b). Aerial Survey of Elephants and Other Wildlife in Zambezi Region. Septiembre/octubre de 2015. WWF.

Kilian, J.W. (2015). Aerial Survey of Etosha National Park. Informe interno del Ministerio de Medio Ambiente y Turismo: Septiembre de 2015.

Ministerio de Medio Ambiente y Turismo. (2012). Countrywide survey of Elephants in Namibia. Namibia: Ministerio de Medio Ambiente y Turismo.

Weiss, F. (2014). Comunicación personal: Información sobre los elefantes de Mangetti. Correo electrónico a C. Thouless, 11 de agosto de 2014.

Sudáfrica

EKZNW. (2016). Comunicación personal de Pete Ruinard. Correo electrónico a H. Dublin, 28 de abril de 2016.

Ferreira, S., Greaver, C., & Simms, C. (2015). Elephant Management Update (02/2015): Elephant survey of the Kruger National Park. Parques Nacionales de Sudáfrica.

Ferreira, S., Pienaar, D., Freitag-Ronaldson, S. and Magome, H. (2012). An update on managing the effects of elephants in National Parks. Skukuza, Sudáfrica: Parques Nacionales de Sudáfrica.

Garai, M. (2016). Comunicación personal: ESAG DATABASE Update 2015/2016: Compilada por Marion E. Garai. Correo electrónico a T. Daniel, 17 de mayo de 2016.

SANParks (2009). Elephant estimates in Addo Elephant, Kruger, Marakele, and Mapungubwe National Parks, 2005-2009. Pretoria, South Africa: SANParks.

Selier, J. (2016). Comunicación personal: Información sobre poblaciones de elefante en Sudáfrica. Correo electrónico a T. Daniel. 25 de mayo de 2016.

Selier, J., & Page, B. (2014). Dry season fixed-wing aerial survey of large mammals in the Northern Tuli Game Reserve and Mapungubwe National Park and of elephants in the Greater Mapungubwe Transfrontier Conservation Area, Botswana, South Africa and Zimbabwe, Agosto de 2014. Proyecto de investigación del Elefante en el Valle Central del río Limpopo y la Universidad de KwaZulu-Natal.

Zimbabwe

Dunham, K. C. (2015). National Summary of Aerial Survey Results for Elephant in Zimbabwe: 2014. Harare, Zimbabwe: Autoridad de Parques y Gestión de la Vida Silvestre.

Dunham, K. M., Mackie, C. S., Nyaguse, G., & Zhuwau, C. (2015a). Aerial Survey of Elephants and other Large Herbivores in north-west Matabeleland (Zimbabwe): 2014. Harare, Zimbabwe: Autoridad de Parques y Gestión de la Vida Silvestre.

Dunham, K. C., Mackie, C. S., Nyaguse, G., & Zhuwau, C. (2015b). Aerial Survey of Elephants and other Large Herbivores in the Sebungwe (Zimbabwe): 2014. Harare, Zimbabwe: Autoridad de Parques y Gestión de la Vida Silvestre.

Dunham, K. M., Mackie, C. S., & Nyaguse, G. (2015c). Aerial Survey of Elephants and other Large Herbivores in the Zambezi Valley (Zimbabwe): 2014. Harare, Zimbabwe.

Dunham, K. M., & van der Westhuizen, H. F. (2015). Aerial Survey of Elephants and other Large Herbivores in Gonarezhou National Park and Save Valley Conservancy (Zimbabwe): 2014. Sociedad Zoológica de Frankfurt.

Selier, J., & Page, B. (2014). Dry season fixed-wing aerial survey of large mammals in the Northern Tuli Game Reserve and Mapungubwe National Park and of elephants in the Greater Mapungubwe Transfrontier Conservation Area, Botswana, South Africa and Zimbabwe. Agosto de 2014. Proyecto de investigación del Elefante en el Valle Central del río Limpopo y la Universidad de KwaZulu-Natal.

Evaluadores de la información del resumen únicamente: D. Skinner y T. Milliken.

Referencias:

La información que aparece sin referencias en el resumen está extraída de la justificación de la propuesta.

¹ IUCN/SSC African Elephant Specialist Group (2013) Continental Totals Provisional African Elephant Population Estimates: update to 31 Dec 2013. http://www.elephantdatabase.org/preview_report/2013_africa_final/2013/Africa. Viewed on 5th July 2016.

² CoP17 Doc 57.5 REPORT ON MONITORING THE ILLEGAL KILLING OF ELEPHANTS (MIKE)
<https://cites.org/sites/default/files/eng/cop/17/WorkingDocs/E-CoP17-57-05.pdf>

Transferencia de *Falco peregrinus* (halcón peregrino) del Apéndice I al Apéndice II

Autor de la propuesta: Canadá

Resumen: *Falco peregrinus*, el halcón peregrino, es un halcón del orden Falconiformes con una distribución mundial que engloba más de 200 Estados de área de distribución a través de las Américas, África, Asia, Australasia y Europa. Se incluyó en el Apéndice I en 1977. Actualmente todas las especies de Falconiformes están en el Apéndice II a excepción de las que están en el Apéndice I.

En la actualidad se estima una extensión de la presencia de esta especie cercana a los 40 millones de km², y una estimación muy preliminar del tamaño de su población global la sitúa entre 230.000 y 440.000 individuos adultos, aunque esta estimación requiere ser validada, ya que las estimaciones previas eran de una población en torno a 90.000 individuos adultos¹. La población global se considera estable, habiéndose incrementado en América del Norte y aumentando en la actualidad en Europa, aunque hay algunas excepciones regionales a esta tendencia general de estabilidad o crecimiento. En Turquía la población disminuyó durante la década entre 1990 y el año 2000, mientras que en Europa central algunas subpoblaciones pequeñas no se han recuperado tras disminuciones anteriores. La población global fue clasificada por BirdLife para la Lista Roja de la UICN en la categoría de Preocupación menor (2015).

Falco peregrinus sufrió serias disminuciones a mediados del siglo XX debido al uso generalizado en aquella época de plaguicidas con dicloro-difenil-tricloroetano (DDT), que reduce el éxito reproductor, y tuvo como resultado una reducción significativa de la distribución de la especie y la desaparición de algunas poblaciones². Los programas de reintroducción y las restricciones al uso de plaguicidas en algunas zonas de su área de distribución han permitido la recuperación de la especie², aunque aún es necesario realizar esfuerzos importantes para recuperar la especie a lo largo de su área de distribución anterior². En la actualidad las poblaciones de halcón peregrino sufren los efectos negativos de factores como las toxinas ambientales, la destrucción y alteración del hábitat, y la muerte y extracción del medio silvestre de manera ilegal.

La especie es objeto de comercio internacional para la cetrería y para proyectos de reintroducción. Según la Base de datos sobre el comercio CITES, entre los años 2000 y 2014 se comercializaron 4.674 especímenes vivos de *F. peregrinus*, la mayoría declarados como criados en cautividad (código de origen C/D = 3.667 aves). Durante ese mismo período se exportaron 665 aves de origen silvestre, principalmente para reintroducción en el medio silvestre, y una cantidad menor para uso personal. La especie es objeto de comercio ilegal, pero no se considera significativo en relación al tamaño de la población³.

En términos generales, la cría en cautividad de aves rapaces con carácter comercial tiene una importancia económica creciente. Una gran parte de este crecimiento se debe a los criadores del Reino Unido, Alemania y otros países europeos que suplen a los consumidores de Oriente Medio, quienes controlan la demanda y los precios en todo el mundo; algunos países de Oriente Medio se están convirtiendo en productores principales además de ser grandes centros de demanda⁴. En la actualidad la demanda comercial mundial de *F. peregrinus* se satisface en gran medida por los animales criados en cautividad, aunque en algunos casos se cree que son capturados en el medio silvestre para uso nacional en los países consumidores, entre los que se incluyen Qatar, Arabia Saudí y los Emiratos Árabes Unidos⁴, siendo estas capturas con frecuencia ilegales.

Un estudio realizado acerca de 21 países clave en el comercio reveló que todos (con la posible excepción de Mongolia) tenían control sobre la extracción de *F. peregrinus* del medio silvestre, ya fuera a través de legislación específica o referida a la fauna silvestre en general. La justificación de la propuesta y el documento informativo presentado por Canadá a la CdP17 contienen información más detallada sobre legislación nacional. Al menos 13 de esos países no permiten la extracción del medio silvestre. La mayoría de los países clave en el comercio indicaron que los controles nacionales no cambiarían como resultado de la transferencia del halcón al Apéndice II⁵. Sin embargo, no se recibieron respuestas de países que son grandes exportadores o importadores, como por ejemplo Kazajstán o Japón.

La transferencia al Apéndice II podría acarrear cierta demanda en el comercio internacional de animales silvestres, en la medida en que los criadores buscan "sangre nueva" y los cetreros se muestran más interesados en obtener ese tipo de especímenes al no haber estado anteriormente disponibles en el comercio^{3,6}. No obstante, todos los países consumidores principales son también Estados del área de distribución de la especie, donde parece que, en términos generales, las legislaciones nacionales relativas a la extracción del medio silvestre no cambiarían como resultado de la transferencia al Apéndice II.

Análisis: La información disponible indica que *Falco peregrinus* no cumple los criterios biológicos de inclusión en el Apéndice I, ya que tiene un área de distribución extremadamente amplia y una población grande y estable.

Por lo que se refiere a las medidas cautelares mencionadas en el Anexo 4 de la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP16)*, se podría pensar que la transferencia podría estimular el comercio de *F. peregrinus*. Sin embargo, parece igualmente que el impacto sobre la población silvestre sería mínimo en la medida en que hay un comercio bien establecido de animales criados en cautividad capaz de satisfacer en gran medida las actuales demandas del mercado.

Dado que la especie está presente en más de 200 países, es difícil determinar si la gestión y los controles de aplicación y cumplimiento en cada uno de ellos son tales como para que las Partes estén conformes con la aplicación del Artículo IV por los Estados del área de distribución. Sin embargo, la mayoría de los países clave en el comercio indicaron que los controles a escala nacional no cambiarían como resultado de transferir *F. peregrinus* al Apéndice II. No parece que la especie vaya a entrar en el comercio con finalidad comercial desde la mayoría de Estados del área de distribución. Por lo tanto, parece probable que las medidas cautelares se cumplen en la mayor parte del área de distribución y son proporcionales a los riesgos previstos para la especie.

Evaluador de la información del resumen únicamente: R. Watson.

Referencias:

La información que aparece sin referencias en el resumen está extraída de la justificación de la propuesta.

¹ BirdLife International. (2015) *Falco peregrinus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015. Viewed on 20th May 2016.

² Brown J. W., Van Coeverden De Groot, P.J., Birt, T.P., Seutin, G., Boag, P.T. & Friesen, V.L. (2007) Appraisal of the consequences of the DDT-induced bottleneck on the level and geographic distribution of neutral genetic variation in Canadian peregrine falcons, *Falco peregrinus*. *Molecular Ecology* 16:327-343.

³ Reuter, A. (2016) *In litt.* to the IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.

⁴ Cade, T. & Berry, R. B. (2016) The influence of propagating birds of prey on falconry and raptor conservation. *In* K.Gersmann, K.H., Grimm, O and Schmoelcke, U. Modern Falconry and Bird Symbolism--Interdisciplinary and Practical Considerations. *Manuscript in preparation*.

⁵ CITES (2016) Supplementary Information on Peregrine Falcon - Submitted by Canada. CoP17 Information document.

⁶ Cade, T. (2016) *In litt.* to the IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.

Transferencia de *Lichenostomus melanops cassidix* (melero de casco) del Apéndice I al Apéndice II

Autor de la propuesta: Australia

Resumen: *Lichenostomus melanops cassidix*, el melero de casco, es la subespecie de mayor tamaño y colorido más brillante del melífago amarillo copetudo, un ave endémica de Australia. Anteriormente estaba distribuido en un área de 2.000 a 3.000 km² en Victoria central y meridional, pero en la actualidad se limita a una pequeña sección de un arroyo en un área de menos de 5 km². Gracias al establecimiento de medidas de conservación su población ha ido aumentando desde 2011, pero aún está por debajo de 100 individuos adultos. Una población tan pequeña y un área de distribución restringida hacen a esta subespecie vulnerable ante fenómenos naturales y enfermedades. Otros factores adversos incluyen un hábitat deteriorado, la depredación y el hostigamiento por parte del mielero cejinegro (*Manorina melanophrys*), el cual reduce su éxito reproductor y supone competencia por el alimento.

Esta subespecie está clasificada en la categoría En peligro crítico en la Ley de Protección Ambiental y Biodiversidad de Australia de 1999, la cual regula el comercio en especies incluidas en los Apéndice de la CITES y las especies silvestres autóctonas de Australia y sus productos. La exportación con finalidad comercial de cualquier espécimen vivo de mamífero, ave, reptil o anfibio autóctona de Australia está estrictamente prohibida, aunque estos pueden ser exportados con finalidades específicas no comerciales, tales como investigación, educación, exhibición o como mascotas. Las exportaciones e importaciones necesitan permisos. Este taxón es uno de los más intensamente gestionados en Victoria (Australia). El objetivo de la gestión a largo plazo es incrementar la población hasta un mínimo de 1.000 individuos.

Esta subespecie se incluyó en el Apéndice I de la CITES en 1975. Ninguna otra especie del género *Lichenostomus* está incluida en los Apéndices de la CITES. La Base de datos sobre el comercio CITES registra un comercio muy limitado de especímenes exportados con finalidad científica, la mayoría de los cuales han sido en los últimos tiempos huevos no viables destinados a investigación para favorecer la conservación de este taxón. No se conocen casos de comercio ilegal. Esta especie fue incluida en el Examen Periódico de los Apéndices de la CITES.

Análisis: El melero de casco (*Lichenostomus melanops cassidix*) tiene un área de distribución restringida y una población que, aunque está aumentando, es muy pequeña. Sobre esa base, parece que aún cumple los criterios biológicos de inclusión en el Apéndice I establecidos en el Anexo 1 de la *Resolución Conf 9.24 (Rev. CoP16)*. Sin embargo, el único comercio registrado ha sido de especímenes con finalidad científica y no existen indicios de comercio ilegal ni demanda comercial. Parece muy improbable que su transferencia al Apéndice II pudiera estimular su comercio o el de alguna otra especie incluida en el Apéndice I. En el caso de su transferencia al Apéndice II, la legislación australiana no permitiría el comercio con finalidad comercial. El riesgo previsto para este taxón en caso de darse la transferencia se considera despreciable.

Transferencia de *Psittacus erithacus* (loro gris africano) del Apéndice II al Apéndice I

Autores de la propuesta: Angola, Chad, Estados Unidos de América, Gabón, Guinea, Nigeria, Senegal, Togo y la Unión Europea

Resumen: *Psittacus erithacus*, el loro gris africano o yaco, es un loro frugívoro de tamaño medio que habita en zonas forestales de África central y occidental. Habita en 22 o 23 Estados de área de distribución y ocupa unos 3 millones de km², de los cuales el 90 % está en África central (desde Nigeria oriental y Camerún hacia el este), y la mitad de esa superficie a su vez en la República Democrática del Congo. Está incluido en el Apéndice II bajo la inclusión general de Psittaciformes desde 1981.

Habitante típico de bosques densos y húmedos de tierras bajas, puede aparecer también en bordes y claros de bosque, bosques de galería, manglares, sabanas arboladas, zonas cultivadas y jardines. Se agrupa con frecuencia en grandes dormideros de cientos, a veces miles, de aves y puede congregarse igualmente en grandes cantidades en las colpas en que lamen las arcillas mineralizadas¹. Durante la época de reproducción las aves se dispersan o forman colonias abiertas². Anidan en cavidades en los árboles, normalmente a una altura de entre 10 y 30 metros. Esta especie vive en cautividad un promedio de unos 45 años y se reproduce por primera vez a los 5 años de edad; a partir de esos datos se le ha estimado un intervalo generacional de unos 15 años. Se calcula que en el medio silvestre cada año se reproduce entre el 15 % y el 30 % de la población. Las puestas son de 3 a 5 huevos y la productividad en el medio silvestre se ha estimado en torno a 0,4 pollos por nido y por año¹, o de uno a 1,8 volantones por año.

La densidad de la población es muy variable, y las estimaciones en diferentes áreas y hábitats van desde 0,15 aves por km² hasta 2 parejas reproductoras por km². Combinando estas dos cifras con las estimaciones de extensión del hábitat, en 2008 se concluyó en una estimación grosera de entre unas 700.000 y 13 millones de aves en total, de las que entre 160.000 y 360.000 estarían en África occidental y el resto en África central².

La información sobre los cambios de la población es irregular, no está bien cuantificada y con frecuencia es anecdótica. Existen indicios de disminuciones locales, algunas de ellos acentuadas, durante las dos o tres últimas décadas en una serie de países, entre los que están Angola, Burundi, Gabón, Guinea-Bissau, Kenia, Nigeria, la República del Congo, la República Democrática del Congo y Ruanda, y disminuciones fuertes más amplias en Ghana³ y Guinea^{1,4}. En Camerún se ha estimado recientemente una población de unas 200.000 aves en el ámbito nacional, cifra inferior a la calculada a mediados de la década de 1990, que arrojó cifras de entre 300.000 y 500.000 aves; en cualquier caso, sea cual fuere la base para cualquiera de estas estimaciones, ambas han sido puestas en duda y no se consideran comparables⁴. En la evaluación que BirdLife hizo en 2013 para la Lista Roja de la UICN, se indicaba que la tasa de disminución era difícil de cuantificar, pero que una tasa del 30 % al 49 % en tres generaciones sería una estimación conservadora. Sobre esta base, la especie se clasificó en la Lista Rija de la UICN en la categoría de Vulnerable (2013).

No existe información sobre el estado de la población o sus tendencias en una proporción muy grande del área de distribución de la especie en África central. Las disminuciones de la población han sido inferidas a partir de la pérdida de hábitat y las capturas para abastecer el comercio internacional. La pérdida y fragmentación de la cubierta forestal se consideran factores que han afectado de manera clara a las poblaciones del loro gris africano, a pesar de que no existan datos cuantitativos que relacionen esos dos aspectos. Las cifras de la FAO indican que, como estimación muy aproximada, se ha perdido el 8 % aproximadamente de la cubierta forestal en países del área de distribución de la especie entre 1990 y 2010. Sin embargo, esta pérdida ha sido considerablemente menor en África central, donde se cree que se encuentra el grueso de la población de loros, con un 4 % de pérdida forestal entre 1990 y 2010, o un 0,2 % anual aproximadamente en la República Democrática del Congo.

El loro gris africano es un animal de compañía muy popular, y su demanda en el comercio internacional se satisface de forma predominante con aves procedentes del medio silvestre. Los registros de las importaciones en la Base de datos sobre el comercio CITES indican niveles fluctuantes de comercio desde el comienzo de la década de los 1980, con promedios anuales de 35.000 aves desde 1982 a 2006; las fluctuaciones se deben en parte a patrones del comercio basados en la implantación de medidas nacionales más estrictas en países y regiones importadores, como son de forma notable las moratorias en las importaciones de aves silvestres en Estados Unidos en 1992 y en la Unión Europea en 2005. El comercio declarado de aves procedentes del medio silvestre desde entonces ha sido menor, con un promedio de unas 11.000 aves al año según los datos de los países importadores (y alrededor de la mitad según los

países exportadores). Existen numerosos informes de capturas y comercio no autorizado o ilegal, incluyendo a los países de África central que forman parte del área de distribución de la especie, pero no están bien cuantificados. Las estimaciones de la mortalidad de aves silvestres entre la captura y la exportación varían, pero la media esté entre el 30 % y el 40 %¹.

La Base de datos sobre el comercio CITES muestra que en los últimos años Sudáfrica ha informado de la exportación de gran y creciente cantidad de loros grises africanos criados en cautividad, incrementándose desde unos 8.000 en 2007 hasta unos 29.000 en 2010 y unos 76.000 en 2014. Una evaluación reciente indicó que había más de 1.600 instalaciones de cría de esta especie en Sudáfrica con unas 50.000 parejas reproductoras en total⁵.

Esta especie es vulnerable a las capturas en dormideros y en colpas minerales donde tiende a congregarse, y existen informes de disminuciones de la población en lugares donde se capturaban en estos sitios de congregación⁵. No obstante, es muy poca la información que existe sobre la intensidad de las capturas o su impacto en grandes zonas del área de distribución.

El estatus legal de la especie varía a lo largo de su área de distribución. En algunos países está completamente protegida y en otros parcialmente. Se ha incluido en el Examen del comercio significativo tres veces, en la década de 1980, en 2004 y en 2011, dando como resultado recomendaciones para varios Estados del área de distribución. En este momento tanto Camerún como la República Democrática del Congo han publicado cupos anuales de exportación, 3.000 y 5.000 respectivamente⁵. En 2015 el Comité Permanente de la CITES recomendó que todas las Partes suspendieran las importaciones de loro gris africano con origen en la República Democrática del Congo, el mayor exportador de los últimos años, debido a irregularidades persistentes en el comercio (Notificación 2016/021).

Análisis: El loro gris africano tiene un área de distribución muy extensa. Se desconoce el tamaño de la población total pero claramente no es pequeña, y es posible que sea muy grande (varios millones de individuos). Existen pruebas de disminuciones graves y extendidas en dos Estados del área de distribución en África occidental y se han observado disminuciones en otras zonas, en particular en áreas donde se sabe que se captura la especie. Se desconoce la tendencia de la población en una gran proporción de su área de distribución, aunque se han inferido disminuciones a partir de la pérdida del hábitat y la sobreexplotación. Dada la tasa de conversión de bosques relativamente baja en la mayor parte de su área de distribución (especialmente en África central), y la capacidad de la especie para sobrevivir en hábitats modificados, es muy improbable que la pérdida de hábitat por sí misma haya podido dar lugar a una disminución acorde con las orientaciones de la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP16)*, que sería en este caso de una reducción del 50 % en 45 años (tres generaciones). Dada la relativamente baja productividad de la especie, y teniendo en cuenta las estimaciones de mortalidad tras la captura, parece probable que extracciones altas hayan llevado a disminuciones de la población en áreas donde hay o ha habido tales extracciones. Sin embargo, no parece que haya en conjunto suficiente información para determinar si estas disminuciones han sido suficientemente extendidas y graves como para que la población entera haya sido objeto de un disminución acentuada en los términos que establece la Resolución (la evaluación que se hizo para la Lista Roja indicó que la tasa de disminución es incierta y que podría estar entre el 30 % y el 49 %). Por lo tanto, no está claro si la especie cumple los criterios biológicos de inclusión en el Apéndice I o no. En la actualidad mucho del comercio registrado es de aves criadas en cautividad fuera de los Estados del área de distribución.

Referencias:

La información que aparece sin referencias en el resumen está extraída de la justificación de la propuesta.

¹ CITES (2006) Species selected following CoP12 *Psittacus erithacus*. AC22 Doc. 10.2. Annex I. <https://cites.org/sites/default/files/eng/com/ac/22/E22-10-2-A1.pdf>.

² BirdLife International (2013) *Psittacus erithacus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2013.

³ Annorbah, N.N.D., Collar, N.J. & Marsden, S.J. (2015) Trade and habitat change virtually eliminate the Grey Parrot *Psittacus erithacus* from Ghana. *Ibis* 158: 82-91.

⁴ Martin, R.O., Perrin, M.R., Boyes, R.S., Abebe, Y.D., Annorbah, N.D., Asamoah, A., Bizimana, D., Bobo, K.S., Bunbury, K.S., Brouwer, J., Diop, M.S., Ewnetu, M., Fotso, R.C., Garteh, J., Hall, P., Holbech, L.H., Madindou, I.R., Maisels, F., Mokoko, J., Mulwa, R., Reuleaux, A., Symes, C., Tamungang, S., Yalor, S., Valle, S., Waltert, M. & Wondafrash, M. (2014) Research and conservation of the larger parrots of Africa and Madagascar: a review of knowledge gaps and opportunities. *Ostrich: Journal of African Ornithology* 85: 205-233.

⁵ Newton, D. (2016) *In litt.* to IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.

Transferencia de *Ninox novaeseelandiae undulata* (búho de Norfolk) del Apéndice I al Apéndice II

Autor de la propuesta: Australia

Resumen: *Ninox novaeseelandiae undulata*, el búho de Norfolk es una subespecie de búho que en su día ocupó la isla de Norfolk y probablemente la adyacente isla de Philip, territorios externos de Australia. La conversión generalizada del bosque autóctono a tierras de cultivo ha convertido el hábitat en inadecuado para el búho, llevándole a una precipitada disminución de la población. La última hembra genéticamente pura conocida se remonta a 1996. Los estudios realizados en 2005 no encontraron ningún ave de esta subespecie ni en la isla de Norfolk ni en la de Philip¹.

La especie a la que pertenece, *Ninox novaeseelandiae* (tal y como la reconoce la nomenclatura normalizada de la CITES), habita en Australia, Indonesia, Nueva Zelanda, Papúa Nueva Guinea y Timor Leste. En 1987 se introdujeron individuos de *Ninox novaeseelandiae novaeseelandiae* en la isla de Norfolk. La reproducción cruzada con la hembra superviviente de *N. n. undulata* dio lugar a una pequeña población híbrida que es objeto de gestión y de seguimiento intensivo.

Ninox novaeseelandiae undulata se incluyó en el Apéndice I de la CITES en 1977, y en 1979 todos los búhos en sentido amplio (orden Strigiformes) se incluyeron en el Apéndice II salvo los que lo estaban en el Apéndice I. La Base de datos sobre el comercio CITES no contiene ningún registro de comercio de esta subespecie, y el comercio registrado de *Ninox novaeseelandiae* desde que se incluyeron todas las especies de Strigiformes en los Apéndices ha sido extremadamente bajo; según la Base de datos sobre el comercio, desde 2002 Australia ha exportado 18 especímenes con finalidad científica.

Ninox novaeseelandiae undulata está clasificada en la categoría de En peligro en la Ley de Protección ambiental y conservación de la biodiversidad (1999), la cual regula el comercio en especies incluidas en los Apéndice de la CITES y las especies silvestres autóctonas de Australia y sus productos. La exportación con finalidad comercial de cualquier espécimen vivo de mamífero, ave, reptil o anfibio nativo de Australia está estrictamente prohibida, aunque estos pueden ser exportados con finalidades específicas no comerciales, tales como la investigación, educación, exhibición o como mascotas.

Análisis: La subespecie *Ninox novaeseelandiae undulata* genéticamente pura está extinta de forma evidente. Nunca se ha documentado en el comercio, y el de la especie a la que pertenece, *N. novaeseelandiae*, es extremadamente bajo, sin que exista ningún registro de exportación con finalidad comercial desde ningún Estado de su área de distribución. La población híbrida remanente (*N. n. novaeseelandiae* x *N. n. undulata*) es objeto de gestión y de seguimiento intensivo. En el improbable caso de que se redescubriera *N. n. undulata*, la legislación nacional australiana prohibiría su exportación con finalidad comercial. Todo el comercio de *N. novaeseelandiae* (y sus híbridos) estará sujeto a las disposiciones del Apéndice II de la CITES y la legislación nacional australiana, la cual prohíbe la exportación de especímenes vivos con finalidad comercial. Se podría decir que se cumplen las medidas cautelares establecidas en el Anexo 4 de la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP 16)*.

Referencias:

La información que aparece sin referencias en el resumen está extraída de la justificación de la propuesta.

¹ Christian, M.L., Holdaway, R.N., Smith J.L. and Coyne P.D. (2012) *A Comparative Atlas of Bird Distribution in the Norfolk Island Group South West Pacific Ocean 1978-2005*. Norfolk Island Norfolk Island Flora & Fauna Society Inc.

Transferencia de la población de *Crocodylus acutus* (cocodrilo americano) de la Bahía de Cispatá, Tinajones, La Balsa y Sectores Aledaños en el Departamento de Córdoba, Colombia, del Apéndice I al Apéndice II para el establecimiento de cría en granjas

Autor de la propuesta: Colombia

Resumen: El cocodrilo americano (*Crocodylus acutus*) es una especie ampliamente distribuida, con presencia en 17 Estados de área de distribución en América del Norte meridional, América Central, el Caribe y la zona septentrional de América del Sur. La población de Cuba está en el Apéndice II, mientras que todo el resto de poblaciones están en el Apéndice I. Esta especie está clasificada en la Lista Roja de la UICN en la categoría de Vulnerable (2102).

La especie se encuentra en Colombia en una serie de zonas con humedales con manglar y deltas fluviales, entre las que están la Bahía de Cispatá, Tinajones, La Balsa y Sectores Aledaños del departamento de Córdoba. Estos humedales abarcan una superficie total de casi 115 km², y fueron declarados en 2006 Distrito de Manejo Integrado (DMI-BC) (en adelante Bahía de Cispatá o DMI-BC). Se presentó una propuesta para la misma zona a la CdP16.

Desde 2003 la especie es objeto de un activo programa de gestión en la Bahía de Cispatá, que ha implicado la construcción de áreas artificiales de anidación y la cría en cautividad para la posterior liberación de juveniles nacidos de huevos recolectados en el medio silvestre. Entre 2004 y 2014 se liberaron un total de unos 2.500 juveniles. También se han devuelto al medio silvestre huevos recolectados previamente y huevos incubados hasta un punto cercano a la eclosión, para que acabaran su incubación de forma natural. Este método ha ofrecido un éxito de eclosión de casi el 70 % con respecto a los que se incubaron artificialmente.

La población actual se ha calculado entre 800 y 2.356 individuos a partir de conteos en una superficie de 14 km², que cubren el 80 % de su hábitat, siendo el resto inaccesible. La estructura actual de la población sugiere que la población es estable o está recuperándose. Es posible que la población haya alcanzado la capacidad de carga, por lo que parece probable que algunos individuos estén migrando a otras zonas.

En la propuesta se detallan las medidas de gestión de conformidad con la *Resolución Conf. 11.16 (Rev. CoP15) Cría en granjas*, y se menciona que se está elaborando un plan de gestión, aunque no ha sido proporcionado. En la justificación de la propuesta se abordan apartados relevantes de la mencionada Resolución y las respuestas a los mismos, tales como:

b) i) el programa debe beneficiar principalmente la conservación de la población nacional
Los beneficios para las poblaciones locales constituirán incentivos para seguir protegiendo la población. Esta zona puede constituir un modelo replicable.

ii) todos los productos (incluso los especímenes vivos) deben identificarse adecuadamente

La propuesta proporciona detalles sobre las formas de marcaje de huevos, neonatos y pieles. El marcaje de las pieles se hará de conformidad con el Sistema de marcado universal para identificar pieles de cocodrilidos de la CITES e incluirá una etiqueta con la expresión "ACUTUS CISPATÁ COLOMBIA", que distinguirá estas pieles de aquellas con origen en las 7 instalaciones de cría en cautividad de esta especie registradas en Colombia.

iii) el programa debe contar con inventarios apropiados, controles del nivel de capturas y mecanismos para supervisar las poblaciones silvestres

La población de la Bahía de Cispatá, incluidos los nidos, es objeto de seguimiento desde 2003 utilizando métodos normalizados y dirigidos por la autoridad ambiental competente (CVS). No se proporcionan detalles acerca de los controles sobre la recolección más allá de que solamente están autorizados a recolectar huevos los miembros autorizados de ASOCAIMAN. El plan de gestión en elaboración incluirá directrices para la recolección de huevos en una zona de muestreo (este plan de gestión no está todavía disponible). Se establecerán cupos que se gestionarán de forma adaptativa en función del seguimiento, lo que determinará igualmente los individuos a reintroducir en el medio silvestre.

iv) se devolverá al medio silvestre una cantidad adecuada de animales

Se devolverá al medio silvestre la progenie del 10 % de los huevos recolectados una vez que los especímenes hayan alcanzado unos 100 cm de longitud bajo condiciones controladas. El porcentaje a devolver se revisará en función del seguimiento de la población.

c) **i) se deben incluir pormenores sobre el sistema de marcado**

Se han proporcionado detalles sobre el sistema de marcado.

ii) se debe proporcionar una lista de los productos producidos

Aparentemente las pieles son el único producto que se exportará.

iii) se proporciona una descripción de los métodos que se utilizarán para marcar todos los productos

Se han proporcionado detalles sobre ello.

iv) un inventario de las existencias disponibles

Las existencias disponibles en la actualidad son 857 juveniles y subadultos. La intención es exportarlos con un cupo experimental de 200 pieles anuales hasta que las existencias se agoten.

d) **i) la extracción del medio silvestre no debe ser perjudicial**

No se han proporcionado detalles sobre la extracción propuesta. No obstante, la comunidad local lleva más de 10 años recolectando huevos (con devoluciones al medio silvestre incluidas) y la población parece ser estable o incluso estar creciendo. La gestión se irá adaptando en función del seguimiento.

ii) una evaluación de las probabilidades de éxito biológico y económico del establecimiento de cría en granja

El DMI-BC ha demostrado el éxito biológico potencial durante los últimos 10 años con la recuperación y estabilización de la población. El uso sostenible permitirá la internalización de los costes de cara al éxito económico a largo plazo. El ecoturismo, la investigación y la educación también generarán beneficios.

iii) debe haber una garantía de que las actividades se llevarán a cabo humanamente (sin crueldad)

El autor de la propuesta afirma que se utilizarán métodos humanitarios que garanticen que no habrá crueldad y que se cumple la legislación nacional.

iv) debe haber prueba documentada que demuestre que el programa es beneficioso para la población silvestre

En el marco del proyecto comunitario de conservación que lleva más de 10 años en curso se han reintroducido animales y construido áreas artificiales de anidación, muchas de las cuales están siendo utilizadas por cocodrilos hembra de manera regular. El grupo comunitario ASCOCAIMAN está compuesto predominantemente por ex cazadores, que trabajan ahora para la conservación de los cocodrilos en lugar de cazarlos. Se considera que la zona puede servir como un modelo replicable.

v) debe haber garantía de que se continuará cumpliendo con los criterios especificados en el párrafo b),

El programa lleva diez años funcionando con éxito y se está elaborando un plan de gestión.

El Grupo de Especialistas en cocodrilos de la UICN/CCS considera que, en términos generales, las medidas de gestión propuestas son sensatas².

Por lo que respecta a la aplicación de la *Resolución Conf. 11.16 (Rev CoP15)*: se han identificado en tiempos recientes problemas con la gestión de *Caiman crocodilus fuscus* en criaderos, en particular la exportación de especímenes procedentes del medio silvestre o de granjas de cría declarados ilegalmente como criados en cautividad. En la 66ª reunión del Comité Permanente de la CITES, Colombia y la Unión Europea hicieron una declaración conjunta por la cual Colombia se comprometía a tomar medidas para garantizar el origen legal de los especímenes en el comercio, de aplicación el 31 de mayo de 2016³. No está claro hasta qué punto se han aplicado estas medidas.

Análisis: La población de *Crocodylus acutus* de la Bahía de Cispatá (Colombia) sigue siendo pequeña (<2.500 individuos) y tiene un área de distribución restringida. Sin embargo, la población parece estar creciendo o es estable, puede haber alcanzado su capacidad de carga y no parece amenazada por el momento. Se han implantado la mayoría de las condiciones de gestión establecidas en la *Resolución Conf. 11.16 (Rev. CoP15)*, aunque no se han dado a conocer algunos detalles de elementos clave, como la

recolección y los controles de la extracción. Es posible que se incluyan en el plan de gestión que se está elaborando.

Referencias:

La información que aparece sin referencias en el resumen está extraída de la justificación de la propuesta.

¹ CoP16 Prop. 23. (2013) Transfer of the population of the Bay of Cispata, municipality of San Antero, Department of Córdoba, Republic of Colombia, from Appendix I to Appendix II. <https://cites.org/sites/default/files/eng/cop/16/prop/E-CoP16-Prop-23.pdf>. Viewed on 24th June 2016.

² IUCN/SSC Crocodile Specialist Group (2016) *In litt.* to IUCN/TRAFFIC Analysis Team, Cambridge, UK.

³ SC66 (2016) Summary record. <https://cites.org/sites/default/files/eng/com/sc/66/ExSum/E-SC66-SR.pdf>. Viewed on 24th June 2016.

Eliminar el cupo nulo para los especímenes silvestres comercializados con fines comerciales de la inclusión en el Apéndice II de la población de México del cocodrilo de pantano (*Crocodylus moreletii*)

Autor de la propuesta: México

Resumen: El cocodrilo de pantano (*Crocodylus moreletii*) es un cocodrilido de tamaño entre pequeño y mediano que vive en lagunas de agua dulce, pantanos, arroyos y aguas estancadas en áreas forestales o con vegetación de ribera densa en Belice, Guatemala y México. Se incluyó en el Apéndice I en 1975, y en 2010 las poblaciones de México y Belice se transfirieron al Apéndice II con un cupo nulo para especímenes silvestres comercializados con fines comerciales. La población de Guatemala permanece en el Apéndice I.

Los estudios indican que la población de México ha crecido sin parar desde su transferencia al Apéndice II, desde una cifra estimada de 54.000 (de los cuales casi 13.500 eran adultos) en 2010 hasta unos 100.000 (de los que 19.000 eran adultos) en 2015. La estructura de la población es piramidal, lo que generalmente se interpreta como reflejo de una población sana. La especie está presente en toda su área de distribución en México, que ocupa unos 400.000 km², de los cuales 25.277 km² se consideran hábitat óptimo.

La gestión se realiza en torno a las Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (UMA), que deben tener siete elementos básicos: registro ante la Autoridad Administrativa CITES, un plan de gestión aprobado, actividades de gestión y conservación del hábitat, seguimiento de la población silvestre de la que se realizan las extracciones, presentación periódica de informes e inventarios, visitas de supervisión técnica y marcado o etiquetado [de conformidad con el sistema de marcado universal de la *Resolución Conf. 11.12 (Rev. CoP15)*].

En la justificación de la propuesta se indica que la población de México de *C. moreletii* puede tener potencial de extracción para todas las clases de tamaño. Sin embargo, la intención actual es que la extracción se restrinja a huevos para que los ejemplares neonatos crezcan en las UMA. La propuesta no menciona cupos o límites a la recolección, aunque en la justificación se observa que muchos de los programas en marcha en todo el mundo con diferentes especies de cocodrilidos sugieren que entre el 50 % y el 80 % de recolección de huevos podría ser sostenible¹.

El Gobierno de México está desarrollando un proyecto piloto sobre sostenibilidad, sistemas de producción y trazabilidad para las pieles de *C. moreletii* en colaboración con RESP (*Responsible Ecosystems Sourcing Platform*). El programa persigue implicar a las comunidades locales en la conservación de la especie y su hábitat a través de la cría en granjas. La Autoridad Científica CITES en México (CONABIO) está aportando los fondos necesarios para el desarrollo, en colaboración con expertos, de un protocolo de cría en granjas para apoyar la aplicación del proyecto piloto. Este protocolo incluirá aspectos de seguimiento de la población y de nidos, seguimiento de la gestión del hábitat, estimación de las tasas de recolección sostenibles para la cría en granjas, la gestión de los nidos, la recolección y transporte de los huevos, la incubación (incluyendo detalles sobre la infraestructura, equipamientos y materiales) y el cuidado de las crías desde el nacimiento hasta la venta. Todo esto estará disponible en un documento informativo en la CdP17.

Dado que la población de *C. moreletii* no se transfirió al Apéndice II para la cría en granjas en virtud de la *Resolución Conf. 11.16 (Rev. CoP15)*, México pretende exportar especímenes con el código de origen W (silvestre) aunque inicialmente los huevos se recolectarán en el medio silvestre y se criarán, lo cual es en la práctica lo que hace la cría en granjas.

Desde 2011 México aplica un programa de seguimiento a la especie en toda su área de distribución, lo que incluye el seguimiento de 73 lugares permanentes en el país. El seguimiento que se realiza en México se considera sofisticado y suficiente para detectar cualquier impacto adverso de la extracción sobre la población¹.

Análisis: No hay orientaciones explícitas en la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP16)* para evaluar la eliminación de un cupo nulo de especímenes silvestres de especies incluidas en el Apéndice II. Sin embargo, tal eliminación podría verse de forma análoga a una transferencia del Apéndice I al Apéndice II. La población de *Crocodylus moreletii* de México evidentemente no cumple los criterios de inclusión en el Apéndice I: no es pequeña ni tiene un área de distribución restringida, y lleva diez años en aumento.

Las medidas cautelares establecidas en el Anexo 4 de la *Res. Conf. 9.24 (Rev. CoP16)* pueden cumplirse de diferentes modos: que las Partes estén conformes con la aplicación de las disposiciones de la Convención por parte de los Estados del área de distribución, en particular el Artículo IV, así como con sus controles de la aplicación y el cumplimiento de la Convención; o que una parte integrante de la propuesta de enmienda sea una medida especial aprobada por la Conferencia de las Partes, basada en las medidas de gestión descritas en la justificación de la propuesta de enmienda, siempre que se ejerzan controles eficaces de aplicación.

En este caso, la intención de extraer únicamente huevos de la población silvestre en los próximos años podría tomarse como tal medida especial. Las medidas de gestión y los controles de la aplicación descritos en la justificación de la propuesta parecen ser suficiente para asegurar que tal extracción no tendrá un impacto adverso sobre la población. El protocolo para la cría en granjas que está en preparación debería proporcionar más detalles.

Referencias:

La información que aparece sin referencias en el resumen está extraída de la justificación de la propuesta.

¹ IUCN SSC Crocodile Specialist Group (2016) *In litt.* to the IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.

Mantener la población malgache de *Crocodylus niloticus* (cocodrilo del Nilo) en el Apéndice II, en virtud de la Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP16) Anexo 2(a), párrafo B) en lugar de la Resolución Conf. 11.16 (Rev. CoP15), con sujeción a las siguientes anotaciones:

1. No se permitirá ninguna piel o productos de la industria artesanal de *C. niloticus* silvestre de menos de 1 m o de más de 2,5 m de largo total para el comercio nacional o internacional.
2. Se impondrá un límite máximo inicial de captura en el medio silvestre de 3.000 animales por año para la industria artesanal durante los primeros tres años de operaciones (2017-2019).
3. No se permitirá la exportación de pieles en bruto o procesadas recolectadas en el medio silvestre durante los primeros tres años.
4. La producción en granjas se limitará a la cría en granjas o cría en cautividad, con cupos nacionales para la producción de pieles.
5. La gestión, el límite máximo de captura en el medio silvestre y el cupo nacional para la producción de pieles serán auditados y examinados anualmente por expertos internacionales durante los primeros tres años para garantizar la sostenibilidad.

Autor de la propuesta: Madagascar

Resumen: *Crocodylus niloticus*, el cocodrilo del Nilo, es un cocodrilo de gran tamaño y una amplia área de distribución que ocupa toda África subsahariana y Madagascar. Las poblaciones de 13 Estados de su área de distribución, entre los que se encuentra Madagascar, están incluidas en el Apéndice II sujetas a restricciones particulares; todo el resto de poblaciones están en el Apéndice I. Esta propuesta concierne exclusivamente a la población de Madagascar.

La población malgache de *C. niloticus* fue transferida originalmente del Apéndice I al Apéndice II en 1985 en virtud de la Resolución Conf. 5.21 (que ya no está en vigor) sobre criterios especiales para transferir especies del Apéndice I al Apéndice II, y sujeto a un cupo anual de exportación para permitir el comercio de pieles de origen silvestre de animales problemáticos. En la 10ª reunión de la Conferencia de las Partes (CdP) en 1997 se aceptó una propuesta para incluir a la especie en el Apéndice II en virtud de la *Resolución Conf. 3.15* [en la actualidad *Res. Conf. 11.16 (Rev. CoP15)*] sobre cría en granjas en lugar de la *Resolución Conf. 5.21*. Entre 1985 y 1997 la CdP fue acordando diferentes cupos para especímenes silvestres, de cría en granjas o animales silvestres problemáticos. Desde entonces la CdP no ha establecido cupos, sino que Madagascar ha autorizado exportaciones de acuerdo a su programa de cría en granjas¹.

En la reunión del Comité de Fauna del año 2006 se expresaron preocupaciones sobre el cumplimiento por parte de Madagascar de la *Resolución Conf. 11.16*, lo que a su vez se transmitió al Comité Permanente. La Secretaría visitó Madagascar en 2006 y confirmó que Madagascar no estaba cumpliendo la Resolución en su totalidad y que los controles sobre la cría en granjas habían sido insuficientes para prevenir abusos, a raíz de lo cual el Comité Permanente elaboró una serie de recomendaciones para Madagascar (véase el Anexo 1 al documento SC55 Doc.13²).

En su 60ª reunión, el Comité Permanente recomendó, a la vista de que persistían las preocupaciones sobre la gestión de los establecimientos de cría en granjas en el país, que se suspendiera el comercio de esta especie con Madagascar, recomendación que entró en vigor en junio de 2010. En su 65ª reunión, en julio de 2014, el Comité Permanente decidió, teniendo en cuenta los progresos realizados por Madagascar, que podría retirarse la suspensión a condición de que hubiera pruebas de la entrada en vigor de Decretos y Órdenes Ministeriales específicos para el cumplimiento de las recomendaciones del Comité Permanente. En diciembre de 2014 se notificó a las Partes que la recomendación de suspender el comercio había sido retirada³.

Simultáneamente, el Comité Permanente informó de que Madagascar había acordado llevar a cabo las siguientes acciones⁴: informar a la Secretaría de un cupo nulo para pieles de origen silvestre en la medida en que no había intención de exportar ninguna piel de origen silvestre en 2014 o en el futuro; adoptar un cupo nulo para especímenes de cría en granjas para 2014 y 2015; realizar un inventario de los animales criados en cautividad en las granjas y establecer un cupo anual de exportación para pieles y otros productos de animales criados en cautividad basados en los resultados del inventario y el potencial productivo de las granjas; evaluar las existencias de pieles en las granjas; y determinar, en consulta con la Secretaría, cómo proceder con las existencias en el mercado internacional en 2014 (y 2015 si fuera necesario), teniendo en cuenta el hecho de si fueron adquiridas legalmente o no.

Crocodylus niloticus está ampliamente distribuido en Madagascar en distintos hábitats de agua dulce por debajo de los 1.500 m. Es más abundante en el oeste y noroeste así como en el noreste del país. Se ha estimado que la población silvestre comprende entre 30.000 y 40.000 individuos sin contar las crías, aunque las bases de este cálculo son cuestionables. En 2015 los conteos mostraron una alta proporción de individuos juveniles y subadultos en la población (36 % de los avistamientos), y basándose en diversos índices la población adulta se estimó entre 1.500 y 2.000 individuos. Sin embargo, muchos humedales no se han estudiado nunca, y es problemático realizar extrapolaciones a partir de las estimaciones de densidades relativas en estas zonas para calcular cifras totales o absolutas del tamaño de la población de Madagascar⁵. Los conteos llevados a cabo desde el año 2000 sugieren que en muchas de las zonas estudiadas la población es estable o está creciendo. Los cazadores y las comunidades locales también afirman que la población de cocodrilos ha aumentado en los últimos años, lo que atribuyen a una disminución de las capturas desde 2010. La especie está afectada por la degradación del hábitat, incluida la pérdida o alteración de las zonas de anidación. La expansión de la población humana ha dado lugar a extinciones locales de cocodrilos debido principalmente a la pérdida de hábitat y a las preocupaciones por la seguridad pública.

Crocodylus niloticus fue clasificado globalmente por la UICN en 1996 en la categoría de Menor riesgo/Preocupación menor, pero esta clasificación debe ser actualizada.

Los cupos anuales de exportación de pieles de origen silvestre en el pasado han sido de entre 100 y 200 de 1992 a 1997, de 500 a 750 entre 1998 y 2007, y de 200 de 2008 a 2011. Además de los cupos de exportación, se ha autorizado la extracción de pieles de origen silvestre en cantidades muy superiores (un promedio anual de unas 5.000 de 1987 a 2009 y unas 2.500 entre 2010 y 2015) para abastecer a la industria artesanal de fabricación de productos acabados de cuero y especímenes disecados, de lo que se afirma que el 75 % se vende y utiliza en el ámbito nacional. Las exportaciones en el período de 2010 a 2015 fueron de unos 625 cocodrilos de origen silvestre al año. Los productos artesanales adquiridos por los turistas y llevados con ellos como efectos personales [en virtud de la *Resolución Conf. 13.7 (Rev. CoP16)*] se han seguido exportando desde el país, pero estos especímenes se consideran exentos y no se han tenido en cuenta en los datos sobre comercio de Madagascar.

Madagascar desea mantener su población de *C. niloticus* en el Apéndice II en virtud de la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP16)*, Anexo 2(a), párrafo B), en lugar de en virtud de la *Resolución Conf. 11.16 (Rev. CoP15)*.

En la justificación de la propuesta se indica que la propuesta refleja la reconstrucción de un paradigma de gestión revisado para *C. niloticus* en Madagascar, establecido en 2014 y dirigido principalmente a mantener y reconstruir la población silvestre de *C. niloticus*, así como a consolidar y regular mejor la captura de animales silvestres relacionada con la industria artesanal. El nuevo enfoque implica dirigirse hacia la exportación de productos de cocodrilos procedentes del medio silvestre transformados por la industria artesanal, sobre lo que proporciona detalles la justificación de la propuesta. Algunos de esos detalles forman parte de la anotación propuesta, tales como:

1) Límites en el tamaño de los individuos capturados (las pieles deben ser superiores a 1 m e inferiores a 2,5 m de longitud total)

Todas las pieles de origen silvestre deben pasar a través de curtidurías artesanales registradas, de las que existen actualmente 14. Cada curtiduría está obligada a registrar información de cada piel que se etiqueta a su llegada; esta información se remite al departamento correspondiente del gobierno cada tres meses. Se realizan inspecciones al azar a las curtidurías por agentes gubernamentales. Se han elaborado relaciones morfométricas para predecir el tamaño del cocodrilo del que se deriva un producto terminado, y se están utilizando para verificar el cumplimiento del límite del tamaño de las pieles. En la justificación de la propuesta se observa que es posible que haya que ajustar estos límites al alza o a la baja con el tiempo en la medida en que se vaya teniendo más información sobre el tamaño, la estructura y las tendencias de la población⁵.

2) Las capturas del medio silvestre se han limitado a 3.000 animales por año durante los tres primeros años (2017-2019)

Entre 1987 y 2009 se capturaron unos 5.000 animales en el medio silvestre al año y unos 2.500 entre 2010 y 2015. El límite máximo de captura será revisado en 2019. La recolección de huevos continuará como principal suministro de las granjas de cría en conjunción con las capturas en el medio silvestre; no se han especificado cupos. Se han propuesto mejoras en el sistema de recolección de huevos (en funcionamiento desde la década de 1980) y "se ha expresado el deseo de llevarlas a cabo". Se considera que es poco probable que las recolecciones de huevos propuestas ejerzan un impacto perjudicial sobre la población silvestre.

3) No se permitirá la exportación de pieles en bruto ni procesadas procedentes del medio silvestre durante los tres primeros años

Como ya se ha comentado, las pieles de origen silvestre se etiquetan al llegar a la curtiduría de forma que se distingan de las producidas en granjas de cría o por cría en cautividad, que son marcadas de conformidad con la *Resolución Conf. 11.12 (Rev. CoP15)*. Los productos también se marcan con una etiqueta proporcionada por un departamento del Gobierno. Las etiquetas de papel han dado problemas y se están valorando otras opciones, como etiquetas de plástico, troquelado, etc. Por el momento se han exceptuado de la obligación del marcado los productos muy pequeños, como los dientes, por ejemplo. Sin embargo, los productos pequeños sí están obligados a cumplir el límite del tamaño de la piel o el cocodrilo.

4) La producción en granjas se restringirá a la cría en granjas y a la cría en cautividad, con cupos nacionales de producción de pieles

Las pieles producidas a través de la cría en granjas y de la cría en cautividad que vayan a ser exportadas, se marcan de conformidad con la *Resolución Conf. 11.12 (Rev. CoP15)*. En la justificación de la propuesta se indica que las pieles destinadas al mercado nacional también se marcarán y serán objeto de seguimiento a través de los registros que mantienen las curtidurías y los fabricantes.

5) La gestión que incluya cupos de capturas y de producción de pieles será auditada y revisada anualmente

Existen disposiciones adicionales no especificadas en la anotación que incluyen:

- Una temporada de caza para cocodrilos silvestres, en la actualidad especificada entre enero y septiembre, aunque en realidad se afirma que debido a la estación de lluvias la temporada de caza real es de abril a noviembre.
- Los permisos para capturar animales problemáticos deben ser aprobados por la Autoridad Provincial Forestal correspondiente, y la piel, si se recupera, se debe entregar a la autoridad forestal o al gobierno local. Las pieles de los cocodrilos problemáticos mayores de 2,5 m de longitud total no están autorizadas a entrar en los mercados nacional o internacional, y permanecen como propiedad del Gobierno, aunque se están valorando otras opciones para buscar un destino legal a esas pieles.
- Seguimiento de la población: se llevarán a cabo conteos normalizados dentro y fuera de las zonas de extracción.
- Se evaluará anualmente el cumplimiento del Artículo IV, en particular las disposiciones relativas a extracciones no perjudiciales, sobre la base de índices a partir de los conteos de la población y del sector. La gestión y los niveles de extracción se evaluarán anualmente en colaboración con expertos internacionales al menos durante los tres primeros años del programa (2017-2019), y los niveles de extracción se podrán ajustar al alza o a la baja tras los tres primeros años sobre la base de las evaluaciones independientes.

Análisis: La población malgache de *Crocodylus niloticus* estuvo en un principio incluida en el Apéndice I y se encuentra actualmente en el Apéndice II sujeta a las condiciones de la *Resolución Conf. 11.16 (Rev. CoP16)*. La presente propuesta conlleva una anotación detallada y sustantiva que puede considerarse una medida especial de las establecidas en el Anexo 4 de la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP16)* (subpárrafo A 2 a) iii)) para ser aprobada por la CdP basándose en medidas de gestión descritas en la justificación de la propuesta, siempre que se hayan establecido controles de aplicación eficaces.

Si se aplicaran con éxito, parece que las medidas de gestión especificadas en la anotación y en la justificación de la propuesta garantizarían el cumplimiento de la Convención, en particular del Artículo IV. Como se ha indicado anteriormente, ha habido problemas en el cumplimiento de la Convención en Madagascar con respecto a las exportaciones de *C. niloticus*, que dieron como resultado una recomendación del Comité Permanente de suspender el comercio de esta especie con Madagascar en 2010. En 2014 el Comité Permanente acordó que estos problemas se habían resuelto en gran medida, pero que aún se necesitaban algunos pasos finales. Estos pasos se dieron y la suspensión se retiró en diciembre de 2014.

Madagascar indicó al Comité Permanente en 2014 que no tenía intención de exportar pieles de origen silvestre en el futuro en ningún momento. La anotación propuesta indica que esta restricción tendrá efecto únicamente durante tres años desde su adopción.

La anotación propuesta contiene medidas de gestión sustantivas, lo que no es acorde con las recomendaciones sobre el uso de las anotaciones en los Apéndices I y II de la *Resolución Conf. 11.21 (Rev. CoP16)*, que establece que las anotaciones sustantivas deben estar confinadas a la designación de tipos de

especímenes o a cupos de exportación, o a la inclusión o exclusión de poblaciones separadas geográficamente. Cualquier cambio en las disposiciones sustantivas en la anotación necesitaría que la CdP aprobara una propuesta de enmienda.

Referencias:

La información que aparece sin referencias en el resumen está extraída de la justificación de la propuesta.

¹ CITES (2014) Ranching Operations in Madagascar – Report of the Secretariat SC65 Doc. 25.2
<https://cites.org/sites/default/files/eng/com/sc/65/E-SC65-25-02.pdf> Viewed on 5th July 2016.

² CITES (2007) Species Trade and Conservation Issues. Ranching Operations.
<https://cites.org/sites/default/files/eng/com/sc/55/E55-13.pdf> Viewed on 5th July 2016.

³ CITES (2014) Notification No. 2014/064.

⁴ CITES (2014) Compliance and Enforcement. Report of the Working Group on Ranching Operations in Madagascar. SC65 Com. 1. <https://cites.org/sites/default/files/eng/com/sc/65/com/E-SC65-Com-01.pdf> Viewed on 5th July 2016.

⁵ Webb, G. (2016) *In litt.* to the IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.

Transferir *Crocodylus porosus* (cocodrilo de agua salada) de Malasia del Apéndice I al Apéndice II, limitando la captura en el medio silvestre al Estado de Sarawak, con cupo nulo de captura de especímenes silvestres para los demás estados de Malasia (Sabah y Malasia Peninsular), sin cambios en el cupo nulo a menos que lo aprueben las Partes

Autor de la propuesta: Malasia

Resumen: *Crocodylus porosus*, el cocodrilo de agua salada o estuarino, se extiende en la actualidad por Australia, Bangladesh, Brunei, Filipinas, India, Indonesia, las Islas Salomón, Malasia, Myanmar, Palau, Papúa Nueva Guinea, Singapur, Sri Lanka, Tailandia (donde está prácticamente extinto) y Vanuatu. Está ampliamente distribuido en los tres estados de Malasia: Malasia Peninsular, Sabah y Sarawak. La especie está actualmente incluida en el Apéndice I excepto las poblaciones de Australia, Indonesia y Papúa Nueva Guinea, que están incluidas en el Apéndice II.

A finales de la década de 1980 la población de *C. porosus* estaba seriamente diezmada debido a la sobreexplotación, principalmente por sus pieles y la carne¹. En aquella época se iniciaron programas de conservación que han dado como resultado un aumento significativo de las poblaciones de Sarawak y Sabah. Esta propuesta implicaría la extracción de especímenes para la exportación únicamente de la población de Sarawak. Se tiene muy poca información del tamaño de la población de Malasia Peninsular pero se cree que es pequeña. Acerca de la de Sabah, los estudios realizados en 2002 indicaron que en algunas zonas el número de ejemplares de *C. porosus* se había multiplicado por 10 desde la década de 1980, con casi cuatro cocodrilos por km de ribera en algunos ríos.

Sarawak abarca un área de 12 millones de hectáreas con 22 cuencas fluviales principales, todas las cuales cuentan con la presencia de *C. porosus*. Dos estudios recientes y realizados separadamente que cubrieron algo más de 2.000 km esencialmente en las mismas zonas húmedas llegaron a estimaciones muy similares, de unos 12.000 individuos uno y 13.507 especímenes no neonatos el otro. Estas estimaciones se consideran conservadoras en la medida en que no se prospectaron zonas pantanosas con vegetación muy densa. La estructura de la población de Sarawak parece consistente con una población que se ha recuperado y que es tanto viable como sana, y se ha observado que existe abundante hábitat adecuado para la especie. Han aumentado los conflictos con los humanos, incluyendo ataques fatales y no fatales a personas.

En la justificación de la propuesta se afirma que no se conoce con precisión la extracción máxima sostenible para *C. porosus*, pero se hace notar que una tasa de extracción anual del 5 % para aligátos no interfirió con un crecimiento continuo de la población. Considera que una tasa anual de extracción del 5 % de la población sin contar las crías en los ríos que se pueden muestrear en Sarawak, tiene una alta probabilidad de ser sostenible.

Se propone una extracción de 500 individuos no crías y 2.500 huevos o su equivalente según la tasa media de supervivencia, es decir 750 neonatos y 375 ejemplares de un año. La cifra de 500 sale de aplicar el 5 % a la estimación más alta de las ya comentadas y reducida por precaución (el 5 % de 13.507 es 675). Si todo el resto de la extracción fueran individuos de un año, la extracción total sin contar las crías podría ser de 875, lo que representa el 6,5 % de la estimación más alta.

La recolección de 2.500 huevos es equivalente a unos 50 nidos anuales. Por lo que se sabe de las extracciones en Australia, se considera muy improbable que este nivel de extracción pueda ejercer un impacto sobre la población debido a factores densodependientes que hacen que aumente la tasa de supervivencia de los neonatos de los nidos en los que no ha habido extracciones².

Sarawak ha puesto en marcha un Plan Maestro para la Fauna y Flora Silvestres que ofrece recomendaciones y directrices para la vida silvestre y sus hábitats. Además, se ha elaborado un Plan de Gestión del Cocodrilo para abordar la utilización de los cocodrilos en Sarawak. Se han proporcionado también los fondos necesarios para garantizar el seguimiento, el cual será la base, junto con la evaluación del impacto de la extracción sobre la población sin contar los neonatos, de la gestión adaptativa de las capturas, que implicaría una reducción sucesiva y proporcionada de la extracción si se observara disminución de la población silvestre.

El movimiento dentro del Estado de Malasia puede requerir un permiso de exportación y/o de importación, o un permiso emitido por el Controlador de la Vida Silvestre. Malasia cuenta en la actualidad con siete instalaciones de cría en cautividad de *C. porosus* registradas, dos de las cuales están en Sarawak, las cuales producen principalmente pieles para la exportación.

La especie se comercializa desde otros Estados del área de distribución cuyas poblaciones están ya en el Apéndice II (Australia, Indonesia y Papúa Nueva Guinea), así como a partir de instalaciones de cría en cautividad. La Base de datos sobre el comercio CITES no diferenciará el comercio desde los diferentes estados de Malasia.

Análisis: La población de Malasia del cocodrilo de agua salada o estuarino (*Crocodylus porosus*) no es pequeña ni tiene un área de distribución restringida. Las actividades de conservación durante los últimos 30 años han dado como resultado un fuerte aumento de la población en Sarawak y Sabah, dos de los tres estados de Malasia. La población de Sarawak se estima en la actualidad en más de 10.000 individuos. La especie no parece cumplir los criterios biológicos de inclusión en el Apéndice I establecidos en la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP16)*.

La transferencia de una especie del Apéndice I al Apéndice II está sujeta al cumplimiento de las medidas cautelares establecidas en el Anexo 4 de la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP16)*. Estas medidas pueden cumplirse de diversas formas: incluyendo que las Partes estén satisfechas con la aplicación por los Estados del área de distribución de las disposiciones de la Convención, en particular el Artículo IV, y con los controles pertinentes de la aplicación y ejecución de las disposiciones de la Convención, o que una parte integrante de la propuesta de enmienda sea una medida especial aprobada por la Conferencia de las Partes, basada en las medidas de gestión descritas en la justificación de la propuesta de enmienda, siempre que se ejerzan controles eficaces de aplicación.

En el caso de Sarawak la intención es realizar una extracción limitada de individuos no crías y huevos, o los equivalentes de esos huevos en neonatos o no crías, con un nivel inicial de extracción establecido sobre la base de las estimaciones actuales de la población y ajustando la extracción de forma adaptativa a partir de los resultados del seguimiento anual de la población. Esto podría interpretarse como una medida especial en los términos que establece el Anexo 4 de la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP16)*. La propuesta proporciona relativamente escasos detalles sobre las medidas de gestión para controlar la extracción y el comercio. Si todo el comercio fuera inicialmente de individuos no crías, la extracción propuesta excedería el nivel de referencia para una extracción anual sostenible sugerido en la justificación de la propuesta (en torno al 6,5 % frente al 5 % de la población). No se hace mención a la voluntad de cumplir con el sistema de marcado universal para la identificación de pieles de la *Resolución Conf. 11.12 (Rev. CoP15)*. No se proporcionan detalles acerca de cómo se diferenciarán de aquellas procedentes de las instalaciones de cría en cautividad, en particular en la medida en que las disposiciones para el marcado de la *Resolución Conf. 10.16 (Especímenes de especies animales criados en cautividad)* no podrían ya aplicarse si la población fuera transferida al Apéndice II. La propuesta incluye un cupo nulo para especímenes de origen silvestre de Malasia Peninsular y Sabah. No está claro que las medidas expuestas sean adecuadas para garantizar que los especímenes de Malasia Peninsular y Sabah no entren en el flujo de comercio a través de Sarawak. Es posible que el Plan de Gestión del Cocodrilo que se ha elaborado proporcione información adicional para verificar si se cumplen las medidas cautelares de salvaguarda.

Referencias:

La información que aparece sin referencias en el resumen está extraída de la justificación de la propuesta.

¹ Gani, M.I.Z.A. (2014) *Population density, human-crocodile conflict and genetic variation among saltwater crocodile, Crocodylus porosus in Sarawak*. Master's thesis, University Malaysia Sarawak, (UNIMAS). <http://ir.unimas.my/9017/>.

² IUCN SSC Crocodile Specialist Group (2016) *In litt.* to IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.

**A) Inclusión de las siguientes especies del género *Abronia* en el Apéndice I:
Abronia anzuetoi, *A. campbelli*, *A. fimbriata*, *A. frosti* y *A. meledona***

**B) Inclusión de las siguientes especies del género *Abronia* en el Apéndice II:
Abronia aurita, *A. gaiophasma*, *A. montecristoi*, *A. salvadorensis* y
*A. vasconcelosii***

Se propone también una anotación:

a) cupo de exportación 0 (cero) para especímenes silvestres, y

b) cupo de exportación 0 (cero) para especímenes reproducidos en países que no sean los Estados del área de distribución de las especies.

Esta anotación permitirá las exportaciones de especímenes criados en cautividad desde los Estados del área de distribución.

Autor de la propuesta: Guatemala

Resumen: El género *Abronia*, conocido como escorpiones arborícolas o dragoncitos, son lagartos arborícolas insectívoros de tamaño mediano que se encuentran en México (MX) y el norte de América central, en particular en El Salvador (SV), Guatemala (GT) y Honduras (HN). Habitan principalmente en bosques nubosos montanos en los que se asocian con epifitas en el dosel de grandes encinos y pinos maduros. Alumbran entre una y doce crías vivas una vez al año.

Esta propuesta se refiere a diez especies presentes en Guatemala, El Salvador y Honduras. México y La Unión Europea han presentado a la CdP17 una segunda propuesta para incluir todas las especies del género *Abronia* en el Apéndice II. Véase el análisis de la Propuesta 26 a la CdP17 para consultar una discusión del género al completo.

Inclusión en el Apéndice I

Abronia anzuetoi (GT): Su presencia se conoce únicamente en una masa de bosque con una superficie de 24 km²¹. No hay información sobre el tamaño o la tendencia de la población. Tampoco se conocen amenazas importantes. Se ha documentado su presencia en el comercio de mascotas en China y Suiza (véase la Propuesta 26 a la CoP17). Está clasificada en la Lista Roja de la UICN en la categoría de Vulnerable (2014).

Abronia campbelli (GT): Se ha documentado únicamente en una masa de bosque con una superficie de 18 km² y se estima que su población es de 500 individuos². En la actualidad es objeto de pérdida y degradación del hábitat debido a la ganadería vacuna. En 2010 se confiscaron 47 especímenes en un mercado ilegal de mascotas en México³. Un conocido comerciante ilegal ha preguntado por esta especie a habitantes locales de su área de distribución⁴. Está clasificada en la Lista Roja de la UICN en la categoría de En peligro crítico (2013).

Abronia fimbriata (GT): Se conoce su presencia en cuatro localidades donde su extensión de la presencia es de alrededor de 1.500 km². No hay datos sobre el estado de la población ni su tendencia. Su hábitat está sufriendo una constante disminución en superficie y calidad debido a su conversión al uso agrario y la recolección de plantas ornamentales⁵. Hay pruebas en Internet de su comercio internacional para el mercado de mascotas. Está clasificada en la Lista Roja de la UICN en la categoría de En peligro (2014).

Abronia frosti (GT): Es conocida únicamente a partir de unos pocos especímenes en un enclave con una masa forestal de 0,7 km² de superficie. No existe información sobre el tamaño ni la tendencia de su población. Se sabe de la continua disminución de su hábitat en extensión y en calidad debido a la tala para leña. Un comerciante ha preguntado por esta especie a habitantes locales de su área de distribución⁴. Está clasificada en la Lista Roja de la UICN en la categoría de En peligro crítico (2013).

Abronia meledona (GT): Su presencia se limita a una sola zona y tiene una extensión de la presencia de menos de 900 km². No existe información sobre el tamaño ni la tendencia de su población. Es objeto de la continua disminución de la extensión y calidad de su hábitat debido a actividades agrarias. Un conocido comerciante ilegal ha preguntado por esta especie a habitantes locales de su área de distribución⁴. Está clasificada en la Lista Roja de la UICN en la categoría de En peligro (2013).

Inclusión en el Apéndice II con un cupo cero para especímenes silvestres y un cupo cero para exportación de especímenes criados en cautividad en Estados que no sean del área de distribución

Abronia aurita (GT): Se conoce su existencia en una única localidad donde tiene una extensión de la presencia de aproximadamente 400 km². No existe información sobre el tamaño ni la tendencia de su población. El bosque donde se encuentra está muy fragmentado y degradado. En 2009 se decomisaron tres especímenes escondidos en una videocasete en el Reino Unido, en camino desde Guatemala a la República Checa⁶. Está clasificada en la Lista Roja de la UICN en la categoría de En peligro (2013).

Abronia gaiophasma (GT): Se conoce su existencia en menos de cinco localidades, en las que tiene una extensión de la presencia de aproximadamente 750 km². Ha sido descrita como poco común, la tendencia de su población es desconocida y está afectada por la pérdida de hábitat. Existen pruebas en Internet de que es objeto de comercio internacional. Está clasificada en la Lista Roja de la UICN en la categoría de En peligro (2014).

Abronia montecristoi (SV, HN, GT): Se ha documentado su presencia en dos enclaves de bosque intacto, con una extensión de la presencia de aproximadamente 800 km². No hay registros recientes a pesar de que la zona en la que habita está bien estudiada por lo que a reptiles se refiere⁷. En Honduras se está destruyendo el bosque maduro en el que vive, mientras que en El Salvador se ha documentado un hábitat mejor conservado⁸. Está clasificada en la Lista Roja de la UICN en la categoría de En peligro (2013).

Abronia salvadorensis (HN): Conocida únicamente a partir de unos pocos especímenes. Se ha citado en dos localidades en las que tiene una extensión de la presencia de hasta 200 km². Parece probable que esté afectada por la pérdida y degradación del hábitat. Está clasificada en la Lista Roja de la UICN en la categoría de En peligro (2013).

Abronia vasconcelosii (GT): Se la conoce en 10 localidades con una extensión de la presencia de alrededor de 2.500 km². Se había descrito previamente como común, y se piensa que la población está disminuyendo en la medida en que gran parte del territorio se ha convertido al uso agrario desde la década de 1990. Se ha documentado su presencia en el comercio internacional en la República Checa y el Reino Unido, y se ha ofrecido a la venta en Internet. Está clasificada en la Lista Roja de la UICN en la categoría de Vulnerable (2013).

Las especies del género *Abronia* son objeto de comercio por el mercado de mascotas exóticas, comercio que se analiza en la Propuesta de enmienda 26. La inmensa mayoría del comercio registrado es de la especie mexicana *A. graminea* y casi todo el resto consta como *Abronia* spp⁹. Los datos de comercio muestran un pequeño número de especímenes importados con origen en Guatemala, todos con fines científicos⁹.

No existe recolección para el comercio o exportaciones comerciales autorizadas de especies del género *Abronia* nativas de El Salvador, Honduras y Guatemala. Sin embargo, existen transacciones con finalidad comercial o pruebas de la venta por Internet de *A. anzuetoj*, *A. campbelli*, *A. fimbriata*, *A. aurita*, *A. gaiophasma* y *A. vasconcelosii*.

El área de distribución de todas estas especies se solapa con espacios protegidos, aunque con frecuencia solo parcialmente. En Guatemala se están llevando a cabo programas de seguimiento, de educación local y de concienciación. También se ha puesto en marcha un programa de cría en cautividad de *A. campbelli*, *A. frosti* y *A. meledona* con algunas liberaciones que han tenido éxito. En México hay actualmente cría en cautividad en las Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (UMA) de *A. campbelli* así como de una serie de especies mexicanas; una iniciativa privada en este mismo país está criando en cautividad *A. vasconcelosii*.

Análisis:

Inclusión de *Abronia anzuetoj*, *A. campbelli*, *A. fimbriata*, *A. frosti* y *A. meledona* en el Apéndice I

La información disponible indica que *Abronia anzuetoj*, *A. campbelli* y *A. frosti* tienen áreas de distribución pequeñas o muy pequeñas en las que se afirma que se está degradando el hábitat. Estas especies parecen cumplir los criterios biológicos de inclusión en el Apéndice I que figuran en la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP16)*.

Abronia fimbriata y *A. meledona* tienen áreas de distribución más extensas, aunque se cree igualmente que su hábitat está disminuyendo en calidad y extensión. No existe información sobre los niveles ni tendencias de la población más allá de inferir que es muy probable que las poblaciones estén disminuyendo. No existe información suficiente para determinar si estas especies cumplen los criterios biológicos de inclusión en el Apéndice I.

Existe demanda internacional de las especies del género *Abronia* que indica que estas especies cumplen los criterios comerciales de inclusión en el Apéndice I.

Inclusión de *Abronia aurita*, *A. gaiophasma*, *A. montecristoi*, *A. salvadorensis* y *A. vasconcelosii* en el Apéndice II

De estas especies se sabe que tienen áreas de distribución que van desde 200 km² hasta 2.500 km². No existe información sobre los niveles o tendencias de sus poblaciones más allá de inferir que es muy probable que tales poblaciones estén disminuyendo debido a la disminución de la calidad y extensión de sus hábitats. Existe información sobre el comercio de tres de ellas, *A. gaiophasma*, *A. aurita* y *A. vasconcelosii*. Sin embargo, este comercio (que es ilegal por lo que se refiere a especímenes del medio silvestre de sus Estados de área de distribución) parece de un nivel muy bajo y por tanto poco probable que las extracciones que lo alimentan vayan a reducir las especies a un nivel con el que cumplan los criterios de inclusión en el Apéndice I en un futuro próximo, o al cual su supervivencia pudiera estar amenazada por la recolección continuada u otras influencias.

La propuesta incluye un cupo nulo para especímenes criados en cautividad en países que no son Estados del área de distribución. Esto tiene la intención de reflejar que no se han permitido exportaciones de estas especies con finalidad comercial, y por tanto cualquier plantel parental reproductor de instalaciones de cría en cautividad comercial se habría importado de manera ilegal. No hay ningún otro ejemplo de restricción de este tipo para el comercio de especímenes criados en cautividad de especies incluidas en el Apéndice II en los Apéndices.

Existe una gran variación dentro de las especies, y puede ser muy difícil diferenciar algunas especies entre ellas. Dado que al menos tres de las especies incluidas en la propuesta para inclusión en el Apéndice I parecen cumplir los criterios, entonces las otras especies cumplen los criterios enunciados en el Anexo 2b de la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP16)* (criterio de semejanza).

Evaluadores de la información del resumen únicamente: D. Ariano-Sánchez, J. Campbell, W. Schmidt, J. Janssen y S. Chng.

Referencias:

La información que aparece sin referencias en el resumen está extraída de la justificación de la propuesta.

¹ Ariano-Sánchez, D., Acevedo, M. & Johnson, J. (2014) *Abronia anzuetoi*. The IUCN Red List of Threatened Species 2014.

² Ariano-Sánchez, D., & Torres-Almazán, M. (2010) Rediscovery of *Abronia campbelli* (Sauria: Anguidae) from a Pine-Oak Forest in Southeastern Guatemala: Habitat Characterization, Natural History, and Conservation Status. *Herpetological Review*. 41: 290.

³ Ariano-Sánchez, D., Johnson, J. & Acevedo, M. (2013) *Abronia campbelli*. The IUCN Red List of Threatened Species 2013.

⁴ Ariano-Sánchez, D. (2016) *In litt.* to the IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge.

⁵ Acevedo, M., Ariano-Sánchez, D. & Johnson, J. (2014) *Abronia fimbriata*. The IUCN Red List of Threatened Species 2014.

⁶ Daily Mail (2009) Real-life video nasty: Customs officials discover 3 rare lizards smuggled inside cassette box. <http://www.dailymail.co.uk/news/article-1233257/Real-life-video-nasty-Customs-officials-discover-3-rare-lizards-smuggled-inside-cassette-box.html>. Viewed on 29th June 2016.

⁷ Campbell, J. A. & Frost, D.R. (1993) Anguid lizards of the genus *Abronia*: revisionary notes, descriptions of four new species, a phylogenetic analysis, and key. *Bulletin of the American Museum of Natural History*. 216.

⁸ Townsend, J.H. & Köhler, G. (2013) *Abronia montecristoi*. The IUCN Red List of Threatened Species 2013.

⁹ Analysis of US Fish & Wildlife Service Law Enforcement Management Information System (LEMIS) data, May 2016.

Inclusión de todas las especies de dragoncitos del género *Abronia* en el Apéndice II

Autores de la propuesta: México y la Unión Europea

Resumen: El género *Abronia*, conocido como escorpiones arborícolas o dragoncitos, corresponde a lagartos arborícolas insectívoros de tamaño mediano que se encuentran en México (MX) y el norte de América central, en particular en El Salvador (SV), Guatemala (GT) y Honduras (HN). En la actualidad se reconocen 29 especies, la mayoría de las cuales son endémicas de México, y parece que hay al menos cuatro especies aún no descritas¹. Habitan principalmente en bosques nubosos montanos en los que se asocian con epifitas en el dosel de grandes encinos y pinos maduros; cuatro especies (incluida una aún no descrita) viven en bosques húmedos más bajos. Alumbran entre una y doce crías vivas una vez al año.

Diez de estas especies son objeto de una segunda propuesta presentada a la CdP17 por Guatemala (véase la Propuesta 25).

La mayoría de las especies se han observado exclusivamente en áreas pequeñas, apareciendo con frecuencia en masas aisladas de bosques montanos¹. Siete especies de México - *A. deppii*, *A. graminea*, *A. lythrochila* (que también está en Guatemala), *A. mixteca*, *A. oaxacae*, *A. smithi* y *A. taeniata* – tienen áreas de distribución relativamente extensas, entre 400 y 3.000 km², aunque su hábitat suele estar fragmentado y es muy probable que el área de ocupación real de cada especie sea considerablemente menor que su área de distribución general.

Existe poca información sobre la población de la mayoría de las especies. *A. lythrochila* (GT y MX) y *A. oaxacae* (MX) han sido descritas como común y moderadamente común en sus áreas de distribución respectivamente. Dos estudios de *A. graminea* (MX) (cuya extensión de la presencia es de unos 3.000 km²) realizados en la misma localidad en 2005 y 2015 en los que se capturaron especímenes dieron lugar a estimaciones de aproximadamente 30 y 45 individuos por hectárea respectivamente. Los métodos utilizados en estos estudios eran algo diferentes y se muestrearon áreas relativamente pequeñas, pero ofrecen al menos una cierta indicación de lo que podrían ser las densidades mínimas en un hábitat adecuado. En 2005 los habitantes locales afirmaban que la abundancia de la especie era considerablemente menor que en tiempos anteriores, aunque no está claro hasta qué punto esta información es fiable. Un estudio de *A. taeniata* (MX) encontró a esta especie en densidades mucho más bajas que *A. graminea*, aunque también ha sido descrita como común en el hábitat adecuado.

Del resto de especies, *A. anzuetoi*, *A. campbelli* y *A. frosti*, se conoce su presencia en pequeñas manchas de bosque de entre 0,7 y 24 km² en Guatemala. La población de *A. campbelli* se estimó en 500 adultos en 2010, basándose en el número de árboles maduros en su área de distribución y la estimación del promedio de ocupación de cada árbol. Según los informes, las especies *A. fimbriata* (GT), *A. gaiophasma* (GT), *A. martindelcampoi* (MX), *A. meledona* (GT) y *A. vasconcelosii* (GT) también tienen áreas de distribución reducidas. El resto de especies se conocen a partir de unos pocos especímenes, a veces incluso pertenecientes a una única colección. Estas especies son: *A. aurita* (GT), *A. bogerti* (MX), *A. chiszari* (MX), *A. cuetzpali* (MX), *A. fuscolabialis* (MX), *A. leurolepis* (MX), *A. matudai* (GT y MX), *A. mitchelli* (MX), *A. montecristoi*, *A. ochoterenai* (GT, MX) (redescubierta recientemente²), *A. ornelasi* (MX), *A. ramirezi* (MX), *A. reidi* (MX) y *A. salvadorensis* (HN).

Las especies del género *Abronia* son objeto de comercio para abastecer el mercado de mascotas exóticas, comercio que se ha incrementado desde la década de 1990, aunque los registros comerciales se mantienen a un nivel bajo. Su precio de mercado es alto, de varios cientos de dólares de EE.UU. o más por ejemplar.

La información comercial disponible proviene de los datos de comercio de Estados Unidos³ y de los registros de exportaciones de México. Los datos de Estados Unidos indican que este país importó algo más de 230 especímenes del género *Abronia* en el período de 2004 a 2013, de los que la mayoría (131) eran de *A. graminea* (MX), declarados en su práctica totalidad como criados en cautividad y provenientes en su mayoría (110) de México. Los registros de México muestran exportaciones legales de algo menos de 100 especímenes de *A. graminea* en el período entre 2005 y 2015, de los que 55 se declararon como criados en cautividad. Esta especie se anuncia a la venta en Internet en Europa y en Estados Unidos.

Existen muy pocos registros de importaciones de Estados Unidos de *A. deppii*, *A. lythrochila*, *A. oaxacae* y *A. taeniata*, y ninguno por parte de los Estados de sus áreas de distribución. El resto de las importaciones de Estados Unidos no están identificadas a nivel de especie, y la práctica totalidad son de animales declarados como criados en cautividad en Estados que no son parte del área de distribución. Los registros

de México muestran exportaciones legales en el período de 2005 a 2015 de pequeñas cantidades (menos de diez especímenes cada una) de *A. taeniata*, *A. oaxacae* y *A. ornelasi*, todos declarados como de origen silvestre.

Según las búsquedas realizadas en Internet y las observaciones en ferias comerciales, se ofrecen a la venta unas 16 especies además de *A. graminea* (MX), incluyendo algunas que no cuentan con autorización legal de explotación o exportación en sus respectivos países de origen. En México se confiscaron entre 2005 y 2015 unos 130 especímenes de especies del género *Abronia*. Existen pruebas de la demanda en Internet de *A. ochoterenai*, que ha sido recientemente redescubierta⁴. Un conocido comerciante ha sido visto en Guatemala preguntando a los habitantes locales por *A. campbelli*, *A. frosti* y *A. meledona*, lo que se cree que forma parte de una red establecida que se utiliza para el comercio ilegal de reptiles que se sacan de Mesoamérica⁵. Se ha señalado que la mayor demanda proviene de países europeos y Estados Unidos.

Las capturas para el comercio de mascotas se ha destacado como causa de preocupación para varias especies, entre las que figuran *A. campbelli*, *A. deppii*, *A. graminea*, *A. martindelcampoi*, *A. mixteca* y *A. taeniata*, pero no existe información acerca del impacto sobre ninguna de ellas de las extracciones para abastecer el comercio internacional.

El Salvador, Honduras y Guatemala no autorizan la recolección para uso comercial ni la exportación de sus especies autóctonas del género *Abronia*, mientras que en México el comercio está regulado para la mayoría de las especies, incluyendo *A. graminea*.

El área de distribución de algunas especies se solapa con áreas protegidos, aunque con frecuencia solo parcialmente. En México y Guatemala se están llevando a cabo programas de seguimiento, de educación local y concienciación. Hay varios programas de cría en cautividad, tanto en México como en Estados Unidos, de *A. campbelli*, *A. graminea*, *A. taeniata* y *A. vasconcelosii*, y Guatemala cuenta con algunas experiencias exitosas de cría en cautividad y liberación de sus especies autóctonas *A. campbelli*, *A. frosti* y *A. meledona*. Parece que la cría en cautividad es relativamente sencilla al menos para algunas de las especies (*A. graminea* y *A. lythrochila*) y la practican aficionados particulares en Europa y Estados Unidos.

De las 29 especies, 19 están clasificadas en la Lista Roja de la UICN como amenazadas, otras dos lo están en la categoría de Preocupación menor (*A. lythrochila* y *A. smithi*), y otras siete están clasificadas en la categoría de Datos insuficientes debido a la falta de información sobre el estado y las tendencias de la población. *A. frosti* está clasificada en esta misma Lista Roja en la categoría de En peligro crítico (2013), y *A. cuetzpali*, que acaba de ser descrita en 2016, aún no ha sido evaluada.

Análisis: Existe poca información sobre las poblaciones silvestres de la mayoría de las especies del género *Abronia*, aunque se cree que varias de ellas tienen áreas de distribución muy restringidas y probablemente poblaciones de pequeño tamaño. Estas especies son codiciadas y pueden alcanzar precios altos, aunque su mercado especializado – que es de coleccionistas que buscan determinadas especies – es casi con seguridad pequeño o muy pequeño, al igual que lo es el comercio registrado de las especies de este género. La mayoría de este comercio es de la especie mexicana *Abronia graminea*, habiéndose declarado una gran parte de especímenes como criados en cautividad. La información disponible indica que esta especie está relativamente extendida en el medio silvestre y que puede encontrarse, al menos localmente, en densidades de población moderadamente altas. No parece probable que los niveles de comercio registrados de especímenes silvestres sean suficientes para que esta especie cumpla los criterios enunciados en el Anexo 2a de la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP16)*.

Además de *A. graminea* hay una serie de especies de las que se sabe que son objeto de comercio, incluyendo algunas de las que sus respectivos Estados de área de distribución no permiten la exportación. No se conoce el volumen de este comercio, pero la información disponible indica que muy probablemente sea pequeño o muy pequeño. Es posible que algunas especies (p. ej., *A. campbelli*) tengan poblaciones tan reducidas que la extracción de un pequeño número de individuos para la exportación podría ser perjudicial. Se han confiscado especímenes de esta especie en México, que no es Estado del área de distribución, y se ha indicado que se cría en cautividad en este país. Es posible que alguna de las especies cumplan los criterios de inclusión en el Apéndice I (véase el análisis de la Propuesta 25). En términos generales, sin embargo, no se dispone de suficiente información para determinar si alguna de las especies del género *Abronia* cumple los criterios de inclusión en el Apéndice II que figuran en el Anexo 2a de la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP16)*.

Existe una gran variación dentro de las especies, y puede ser difícil diferenciar entre algunas especies y otras. Si se concluye que algunas de las especies aquí consideradas cumplen los criterios de inclusión en

los Apéndices, entonces el resto de especies cumplirían los criterios establecidos en el Anexo 2b de la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP16)* (criterios de semejanza).

Evaluadores de la información del resumen únicamente: D. Ariano-Sánchez, J. Campbell, W. Schmidt, J. Janssen y S. Chng.

Referencias:

La información que aparece sin referencias en el resumen está extraída de la justificación de la propuesta.

-
- ¹ Campbell, J.A., Solano-Zavaleta, I., Flores-Villela, O., Caviedes-Solis, I.W. & Frost, D.R. (2016) A New Species of *Abronia* (Squamata: Anguillidae) from the Sierra Madre del Sur of Oaxaca, Mexico. *Journal of Herpetology* 50(1):149-156.
 - ² Herp.mx (2016) REDISCOVERED! The Lost Dragon, *Abronia ochoterrenai* (May 10th 2016) <https://www.facebook.com/herpmx/>. Viewed on 29th June 2016.
 - ³ Analysis of US Fish & Wildlife Service Law Enforcement Management Information System (LEMIS) data, May 2016.
 - ⁴ Janssen, J. (2016) *In litt.* to the IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.
 - ⁵ Ariano-Sánchez, D. (2016) *In litt.* to the IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.

Inclusión de todas las especies de los géneros *Rhampholeon* y *Rieppeleon* (camaleones africanos pigmeos) en el Apéndice II

Autores de la propuesta 27: Chad, Estados Unidos de América, Gabón, Kenia, Nigeria y la República Centroafricana

Autor de la propuesta 28: Kenia

Nota: Las propuestas 27 y 28 tienen idéntica intención, por lo que se presenta un análisis único para ambas.

Resumen: Las propuestas persiguen incluir todas las especies de los géneros *Rhampholeon* y *Rieppeleon* en el Apéndice II. Tanto *Rieppeleon* (tres especies) como *Rhampholeon* (22 especies) son géneros de camaleones pigmeos que viven en África. Las especies del género *Rieppeleon* están distribuidas por África oriental, donde habitan en bosques y hábitats no forestales de tierras bajas incluyendo praderas, sabanas húmedas y secas y zonas arboladas. Por su parte las del género *Rhampholeon* están presentes en África occidental, central y oriental, y tienden a estar confinadas en bosques montañosos; además, parecen estar bajo mayor riesgo de pérdida y alteración de su hábitat que las del género *Rieppeleon* al tener áreas de distribución más restringidas, requerimientos de hábitat más especializados y no adaptarse tan bien a los hábitats perturbados.

Solo se tiene constancia de que exista comercio en cierta cantidad de dos especies del género *Rieppeleon* y una de *Rhampholeon*.

Rieppeleon breviceaudatus está ampliamente distribuida por toda de la República Unida de Tanzania (en adelante Tanzania) y está presente también en una pequeña parte del sureste de Kenia. La extensión de su presencia es de 163.800 km², de los que menos del 10 % es bosque. Se considera que es localmente abundante en bosques y hábitats perturbados de baja altitud, pero menos común en bosques perturbados a mayor altura (unos 800 m)¹. Una gran parte de su hábitat está incluida en espacios protegidos². Estudios realizados en 2009 en la Reserva Natural de Amani, en Tanzania, a unos 900 m de altitud, observaron que esta especie era muy poco común en hábitats de borde. Esta especie es objeto de extracción para el comercio internacional de mascotas. Los datos sobre comercio de Estados Unidos muestran que este país importó casi 5.000 individuos anuales entre 2004 y 2013, casi todos procedentes de Tanzania⁶. Esta especie se ofrece también a la venta en Europa. Parece que es frecuente que envíos de *Ri. breviceaudatus* estén identificados erróneamente como de otras especies de *Rhampholeon* y *Rieppeleon*. Está clasificada en la Lista Roja de la UICN en la categoría de Preocupación menor (2014).

Rieppeleon kerstenii está ampliamente distribuida en Etiopía, Somalia y Tanzania. Se considera común, aunque no existen datos cuantitativos sobre su población. Los datos sobre comercio de Estados Unidos indican un promedio de 8.200 especímenes importados anualmente entre 2004 y 2013 por ese país, todos desde Tanzania⁶. Esta especie se ofrece también a la venta en Europa. Se ha informado de que algunos envíos declarados como de *Ri. kerstenii* contenían en realidad especímenes de *Ri. breviceaudatus* y *Rh. temporalis*. Está clasificada en la Lista Roja de la UICN en la categoría de Preocupación menor (2014).

Rhampholeon spectrum está presente en Camerún, Guinea Ecuatorial (Bioko incluido), Gabón y Nigeria. Se considera que es común en áreas montañosas de Camerún y en partes del sur de Nigeria, pero se cree que es más rara en zonas más bajas y en hábitats degradados; en el sur de Nigeria parece ser que el hábitat adecuado que queda solo representa el 5 % de su extensión original. Según los datos sobre comercio de Estados Unidos, es la especie más común en el comercio de todas las del género *Rhampholeon*, con unos 555 especímenes importados por Estados Unidos al año entre los años 2004 y 2013, principalmente desde Guinea Ecuatorial y Camerún⁶. Parece que *Rh. spectrum* está ampliamente disponible a la venta en Europa. Está clasificada en la Lista Roja de la UICN en la categoría de Preocupación menor (2010).

Los datos sobre comercio de Estados Unidos muestran que como promedio se importaron unos 350 especímenes vivos al año de *Rhampholeon* spp. entre los años 2004 y 2013, la mayoría de los cuales procedían de Tanzania⁶.

Del resto de especies se cuenta con la siguiente información:

Rieppeleon brachyurus está ampliamente distribuida en Tanzania, el norte de Mozambique y Malawi. Se considera que la especie probablemente sea común aunque no hay estimaciones de su población. Los datos sobre comercio de Estados Unidos indican que este país importa pequeñas cantidades de ejemplares, unos 33 al año entre los años 2004 y 2013⁶. Está clasificada en la Lista Roja de la UICN en la categoría de Preocupación menor (2014).

Rhampholeon acuminatus. Solo se conoce la presencia de esta especie en la Reserva Forestal Nguru South Catchment, en Tanzania, donde se estima que quedan 28 km² de hábitat adecuado³. Su población se considera probablemente pequeña dado lo restringido de su área de distribución. Estados Unidos importó un total de unos 70 especímenes entre 2004 y 2013, la mayoría de ellos en 2013; se rechazaron, además, dos envíos por un total de 107 individuos en 2010 y 2013⁶. Se considera que existe demanda de la especie en el comercio de mascotas y se encuentra regularmente a la venta en Europa y Estados Unidos. Se la valora como particularmente en riesgo por pérdida de hábitat debido a lo reducido de su área de distribución. Está clasificada en la Lista Roja de la UICN en la categoría de En peligro crítico (2014).

Rhampholeon nchisiensis está principalmente confinada a Malawi, con presencia periférica en Tanzania y Zambia⁴. Su área de distribución global comprende 12.600 km², aunque solo el 10 % de esta superficie constituye hábitat forestal adecuado⁵. No existe información cuantitativa sobre su abundancia. Los informes indican que se importan cantidades reducidas de la especie cada pocos años para el comercio de mascotas y se encuentra a la venta en Europa y Estados Unidos, y se han registrado cinco importaciones de especímenes vivos por Estados Unidos entre 2004 y 2013⁶. Está clasificada en la Lista Roja de la UICN en la categoría de Preocupación menor (2014).

Rhampholeon temporalis es endémica de las montañas Usambara de Tanzania, donde se cree que quedan menos de 300 km² de hábitat adecuado, parte del cual podría ser de baja calidad. En las montañas Usambara orientales se ha indicado una densidad media de población ligeramente superior a 30 individuos por hectárea, que decrece hacia los bordes del bosque. Esta especie no está registrada en los datos comerciales de Estados Unidos, pero se ofrece a la venta en Europa y Estados Unidos. Parece que es frecuente que envíos de *Rh. temporalis* en el comercio internacional estén identificados erróneamente como de otras especies de *Rhampholeon* y *Rieppeleon*. Está clasificada en la Lista Roja de la UICN en la categoría de En peligro (2014).

Rhampholeon uluguruensis es endémica de las montañas Uluguru de Tanzania, donde está presente en 280 km² aproximadamente de hábitat adecuado. No se conocen datos cuantitativos de su abundancia, pero se supone que su población es estable. Estados Unidos importó unos 350 especímenes entre 2004 y 2013, casi todos en 2012 y 2013, y se puede encontrar también a la venta en Europa. Está clasificada en la Lista Roja de la UICN en la categoría de Preocupación menor (2014).

Rhampholeon viridis es endémica de las montañas Pare del norte de Tanzania, donde cuenta con una superficie estimada de 152 km² de hábitat adecuado disperso por un área mucho mayor. Se cree que la población está disminuyendo debido a una grave pérdida de hábitat. Los datos sobre comercio de Estados Unidos indican que ese país importó unos 200 individuos entre 2004 y 2013, casi todos en 2013⁶. Esta especie también se ofrece a la venta en Europa. Está clasificada en la Lista Roja de la UICN en la categoría de En peligro (2014).

Rhampholeon moyeri es endémica del sector oriental de las montañas Udzungwa, en Tanzania. Aparece ocasionalmente a la venta en mercados europeos. Está clasificada en la Lista Roja de la UICN en la categoría de Preocupación menor (2014).

Rhampholeon boulengeri está ampliamente distribuida por Burundi, Kenia, la República Democrática del Congo, Ruanda, Tanzania y Uganda. Estados Unidos importó 47 especímenes de esta especie desde Burundi y la República Democrática del Congo entre 2004 y 2013. Se sabe que se ofrece a la venta en Europa. Está clasificada en la Lista Roja de la UICN en la categoría de Preocupación menor (2014).

Acerca del resto de especies, la mayoría tienen áreas de distribución reducidas y/o fragmentadas: *Rh. bruessoworum* (UICN En peligro crítico, 2014), *Rh. chapmanorum* (UICN En peligro crítico, 2014) y *Rh. hattinghi* (UICN En peligro crítico, 2015) tienen un área de ocupación que va desde 1 km² aproximadamente hasta 5 km², mientras que *Rh. beraducci* (UICN Vulnerable, 2014), *Rh. nebulauctor* (UICN Vulnerable, 2014) y *Rh. tilburyi* (UICN En peligro crítico 2014), están limitadas a áreas de ocupación de entre 12,5 km² y 18 km². *Rh. platyceps* (UICN En peligro, 2014), está presente en fragmentos de bosques en Malawi por un total de 61 km², *Rh. maspictus* (UICN, Casi amenazada, 2014) está confinada a una mancha de bosque intacto de 79 km². *Rh. gorongosae* tiene un área de ocupación de alrededor de 100 km² (UICN Preocupación

menor, 2014). *Rh marshalli* (UICN Vulnerable, 2014) habita en un área muy fragmentada de unos 540 km² cuyo bosque se está transformando. No se conoce comercio de ninguna de estas especies.

Al menos ocho especies de *Rhampholeon* y casi con seguridad todas las de *Rieppeleon* están presentes en áreas protegidas.

La información disponible indica que la protección nacional de estas especies es limitada. En Camerún la captura de especies del género *Rhampholeon* requiere un permiso, aunque se sabe que esta norma se incumple con frecuencia. En Kenia están protegidas todas las especies de camaleones. En mayo de 2016 se comunicó que Tanzania había establecido una moratoria a la exportación de reptiles vivos hasta que se pudieran aplicar procedimientos de control del comercio adecuados⁷.

En general, se considera actualmente que una especie del género *Bradypodion* (*B. spinosum*, endémica de Tanzania) que se incluyó en el Apéndice II en 1977 pertenece al género *Rhampholeon* y tiene el nombre de *Rhampholeon spinosus*, aunque se reconoce todavía como *Bradypodion* en la taxonomía de la CITES. La Base de datos sobre el comercio CITES refleja que el comercio de esta especie es muy pequeño: se declararon 147 especímenes vivos en el comercio entre 1993 y 2011, 93 de los cuales fueron declarados como nacidos en cautividad.

Se ha señalado que las especies de los géneros *Rhampholeon* y *Rieppeleon* a menudo son objeto de identificaciones erróneas en el comercio, tanto entre especies del mismo género como entre géneros, lo que se debe a la similitud de sus características morfológicas, en particular la coloración y el tamaño. Se han detectado envíos declarados como “camaleones pigmeos variados” que contenían especímenes silvestres de especies del género *Rhampholeon* y que incluían especímenes de la especie incluida en los Apéndices de la CITES *B. spinosum* (*Rh. spinosus*).

Análisis: De las tres especies en la propuesta de las que se sabe que se comercializan ejemplares en cantidades significativas, *Ri. kerstenii* y *Rh. spectrum* son especies ampliamente distribuidas de las que no se tiene constancia que estén bajo amenaza y que probablemente tengan poblaciones grandes. Se sabe que *Ri. kerstenii* ha sido exportada en ciertas cantidades desde uno de sus cuatro Estados de área de distribución, y *Rh. spectrum* lo ha sido en números considerablemente menores desde dos de sus cuatro Estados de área de distribución. No parece que ninguna de ellas cumpla los criterios de inclusión en el Apéndice II establecidos en el Anexo 2 a de la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP16)*. La tercera especie, *Ri. brevicaudatus*, está ampliamente distribuida y se considera localmente abundante en Tanzania, aunque también está presente de forma marginal en Kenia, y en la actualidad no se considera bajo amenaza. Se ha exportado desde Tanzania en cierta cantidad, pero parece improbable que las extracciones para abastecer el comercio estén reduciendo la población a un nivel en el que su supervivencia se vería amenazada, o en el que reúna las condiciones necesarias para su inclusión en el Apéndice I en un futuro próximo.

De las especies restantes, se ha documentado comercio de ocho de ellas (*Ri. brachyurus*, *Rh. acuminatus*, *Rh. boulengeri*, *Rh. moyeri*, *Rh. nchisiensis*, *Rh. temporalis*, *Rh. uluguruensis* y *Rh. viridis*) a un nivel que no se conoce con exactitud pero que parece probable que sea pequeño. Solo *Rh. acuminatus*, *Rh. temporalis* y *Rh. viridis* se consideran amenazadas. No existe suficiente información para determinar si alguna de estas tres especies cumple los criterios de inclusión que figuran en el Anexo 2a de la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP16)*, y parece improbable que ninguna de las demás lo haga.

Se cree que algunas de las especies restantes tienen áreas de distribución muy restringidas o fragmentadas pero no se tiene constancia de que sean objeto de comercio.

Puede ser difícil distinguir entre todas las especies de los géneros *Rhampholeon* y *Rieppeleon* y se sabe de identificaciones erróneas en el comercio. Ha habido envíos de especies del género *Rhampholeon* sin ninguna identificación que contenían la especie incluida en el Apéndice II *Bradypodion spinosum*, y se podría argumentar, sobre esta base, que el resto de especies cumplen los criterios establecidos en el Anexo 2b. Sin embargo, es preciso hacer notar que, con la excepción de la geográficamente alejada *Rh. spectrum* (que no parece cumplir los criterios establecidos en el Anexo 2a de la Resolución), todo el comercio declarado de especies de estos géneros (y de *B. spinosum*) procede de un solo Estado del área de distribución: Tanzania. Al parecer, las especies que tienen a Tanzania como Estado de su área de distribución cumplen los criterios que figuran en el Anexo 2b A (criterio de semejanza) en el sentido de que hay individuos que se asemejan a especímenes de la especie *Bradypodion spinosum* de tal forma que es poco probable que los funcionarios encargados de la observancia que encuentren especímenes de especies incluidas en los Apéndices de la CITES puedan diferenciarlos. Entre estas especies se encuentran *Rh. acuminatus*, *Rh. beraduccii*, *Rh. boulengeri*, *Rh. moyeri*, *Rh. nchisiensis*, *Rh. temporalis*, *Rh. uluguruensis*,

Rh. viridis, *Ri. Brahyurys*, *Ri. brevicaudatus* y *Ri. kerstenii*. Aunque otras especies pueden también parecerse a *B. spinosum*, es poco probable que los funcionarios encargados de la observancia fuera de Tanzania necesiten diferenciar especímenes de esas especies de los de *B. spinosum*. No está claro si alguna otra especie en algún otro lugar cumpliría estos criterios.

Evaluadores de la información del resumen únicamente: C. Anderson, K. Tolley, P. Shirk y S. Chng.

Referencias:

La información que aparece sin referencias en el resumen está extraída de las justificaciones de las propuestas.

¹ Shirk, P. (2016) *In litt.* to the IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.

² Tilbury, C.R. (2010) *Chameleons of Africa: An Atlas, Including the Chameleons of Europe, the Middle East and Asia*. Edition Chimaira, Frankfurt.

³ Jenkins, R., Measey, G.J., Anderson, C.V. & Tolley, K.A. (2013) Chameleon Conservation. *In*: Tolley, K.A. & Herrel, A. (Eds). *The Biology of Chameleons*. University of California Press, London. p: 193-217.

⁴ Tolley, K. (2016) *In litt.* to the IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.

⁵ Tolley, K. & Menegon, M. (2014) *Rhampholeon nchisiensis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2014.

⁶ Analysis of US Fish & Wildlife Service Law Enforcement Management Information System (LEMIS) data, May 2016

⁷ Kilyinga, N. (2016) *Tanzania: Live Animal Exports Banned Pending Proper Procedures*.

<http://allafrica.com/stories/201605260680.html>. Viewed on 22nd June 2016.

Inclusión de *Cnemaspis psychedelica* (geco psicodélico) en el Apéndice I

Autores de la propuesta: La Unión Europea y Vietnam

Resumen: *Cnemaspis psychedelica*, el gecko psicodélico, es un animal de mediano tamaño y hábitos mayormente diurnos. Se sabe que habita en la isla de Hon Khoai, en el extremo sur de Vietnam, con una superficie de 8 km², y recientemente se ha informado de su presencia en la isla vecina y más pequeña de Hon Sao, que se encuentra al sureste; su presencia en otras islas pequeñas de los alrededores está por confirmar. En Hon Khoai se puede encontrar esta especie sobre los bloques de granito que sobresalen del terreno, a la sombra de la densa vegetación circundante. Tiene una coloración mucho más brillante que otras especies del género *Cnemaspis* (de las que existen unas 75), ya que ambos sexos tienen las patas anteriores de color naranja y el cuerpo gris azulado. Se ha documentado que las hembras realizan una sola puesta de dos huevos al año, incubándolos en puestas comunales bajo los voladizos de los bloques de granito.

La especie ha sido descrita como muy común y abundante en el hábitat adecuado, del que no está claro cuánto existe, aunque es poco probable que sea muy extenso a tenor del pequeño tamaño de la isla. En noviembre de 2015 y enero de 2016 se llevó a cabo una evaluación de la población de Hon Khoai, estimándose una población total de hasta 732 individuos, con una población adulta efectiva de 507 individuos.

La isla de Hon Khoai es un puesto avanzado de la frontera de Ca Mau y por tanto el acceso a la isla debería estar prohibido. Sin embargo, varios sitios web dedicados al turismo ofrecen visitas a la isla. Se está construyendo un puerto pesquero en la isla, que impactará sobre el hábitat de la especie e incrementará la cantidad de habitantes de esta. Además, se ha observado a las macacas cangrejeras (*Macaca fascicularis*) introducidas comiéndose a los geckos y sus huevos.

Cnemaspis psychedelica se describió por primera vez en 2010, y sus especímenes vivos se ofrecen a la venta en el mercado de mascotas desde 2013. Los principales mercados parecen estar en la Unión Europea y en la Federación Rusa, pero la especie se anuncia también en Internet en Estados Unidos. Esta alcanza precios altos, probablemente por su fuerte coloración y escasez en el mercado. En Internet se suelen anunciar a la venta parejas reproductoras, con comentarios sobre la facilidad de cría de esta especie para los aficionados¹. Se considera una especie fácil de capturar en el medio silvestre².

En la actualidad ni la especie ni su hábitat gozan de ninguna medida de protección, aunque la captura y exportación de animales forestales se autoriza solamente bajo permiso. Se ha comenzado un programa de cría en cautividad que ha informado recientemente del éxito en la reproducción.

Análisis: *Cnemaspis psychedelica* tiene un área de distribución muy restringida, ya que habita solamente en una o dos localidades. Tiene una tasa reproductiva baja. Se ha indicado que tiene una población silvestre muy pequeña que puede ser vulnerable a factores extrínsecos como la depredación por especies introducidas y la captura para el comercio. Por lo tanto, parece que la especie cumple los criterios biológicos para la inclusión en el Apéndice I. La especie está o puede estar afectada por el comercio.

Evaluadores de la información del resumen únicamente: L. Grismer y S. Altherr.

Referencias:

La información que aparece sin referencias en el resumen está extraída de la justificación de la propuesta.

¹ Anon. (2016) For Sale 1.1 *Cnemaspis Psychedelica*. Available at: <http://forums.teetk.com/threads/for-sale-1-1-cnemaspis-psychedelica.241938/>. Viewed on 23rd June 2016.

² Nguyen, T.Q., Ngo, H.N., Nguyen, T. V., van Schingen, M. and Ziegler, T. (2015) Population assessment, natural history and threat evaluation of the Psychedelic Rock Gecko (*Cnemaspis psychedelica*). Part II: Preliminary data on population status, natural history and threats; December 2015. *Unpublished report for the Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation, Building and Nuclear Safety, Division Species Protection, Bonn, Germany and for the Species Programme, UNEP World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, UK*, 1–6.

Inclusión de *Lygodactylus williamsi* (geco enano turquesa) en el Apéndice I

Autores de la propuesta: República Unida de Tanzania y la Unión Europea

Resumen: *Lygodactylus williamsi*, el gecko enano turquesa, es una especie endémica de Tanzania, donde se ha documentado su presencia en cuatro manchas aisladas de bosque tropical de zonas bajas (Kimboza, Ruvu, Mbagalala y Muhalama) en los piedemontes de Uluguru, en la región de Morogoro. Dentro de estos bosques, la especie habita exclusivamente sobre la especie de palma pandano *Pandanus rabaiensis*. Se estima que tiene una extensión de la presencia de 20 km² y un área de ocupación de 5 km². Esta especie presenta dicromatismo de diferenciación sexual, presentando el dorso de los machos un llamativo azul turquesa mientras que las hembras y los machos inmaduros son de color bronce verdoso. Se ha indicado que la reproducción tiene lugar a lo largo de todo el año con una producción de descendencia relativamente alta. No se conoce su intervalo generacional.

La única información cuantitativa disponible sobre el estado de la población se refiere a la de la Reserva Forestal Kimboza, donde se estimó en 2009 en unos 150.000 adultos basándose en conteos por avistamiento y la media de los especímenes hallados por pie de *P. rabaiensis*. No se han cuantificado las poblaciones de otras localidades, pero se cree que las de las manchas forestales de Mbagalala y Muhalama son pequeñas debido al escaso número de ejemplares de *P. rabaiensis*.

Se pensó que la población estimada en 2009 en el bosque de Kimboza representaba aproximadamente una tercera parte de la capacidad de carga, a partir del número de pies de la palma pandano mencionada. Si este hecho representa una disminución real, podría deberse a la presión de las capturas para abastecer al comercio internacional, que se ha calificado como alto desde 2004. Los informes existentes sugieren que se capturaron unos 22.000 especímenes en 2005 y unos 8.000 anuales en 2006 y 2007.

A pesar de la protección legal (véase la información que se aporta más abajo), se ha indicado que los bosques en los que habita esta especie están siendo afectados por la tala, la recogida de leña, la conversión a cultivos y la extracción del sustrato calizo sobre el que crece la palma *P. rabaiensis*. También existen informes que indican que las palmas pandano se talan para capturar a los geckos.

Esta especie se ha ofrecido a la venta por Internet en tiempos recientes en Estados Unidos y la Unión Europea, a precios que oscilan entre 30 y 250 dólares de EE.UU. por individuo. Se anuncia como una especie relativamente fácil de criar en cautividad y se ofrecen en Internet especímenes declarados como criados en cautividad^{1,2}. Se ha observado que los machos pueden perder su llamativa coloración en cautividad, lo que podría dar lugar a una demanda continuada de especímenes capturados en el medio silvestre.

Kimboza y Ruvu son Reservas Forestales, protegidas por la Ley Forestal de 2002 y gestionadas por el Servicio Forestal de Tanzania. La captura de especímenes silvestres en estas áreas requiere un permiso. Según el Instituto de Investigación de la Vida Silvestre de Tanzania, nunca se ha autorizado la captura ni exportación de *L. williamsi*, indicando que todo comercio de esta especie es ilegal^{1,2}. Se ha informado también de que los especímenes capturados en el medio silvestre de *L. williamsi* se declaran con frecuencia deliberadamente como *Lygodactylus* spp. o como *L. capensis* para facilitar el comercio.

Esta especie está clasificada en la Lista Roja de la UICN en la categoría de En peligro crítico (2012).

Análisis: *Lygodactylus williamsi* tiene un área de distribución muy restringida, en la que la calidad del hábitat se está deteriorando. Al parecer, la abundancia de la especie está disminuyendo debido a la pérdida de hábitat y posiblemente a las capturas ilegales para abastecer el comercio internacional de mascotas. Por lo tanto, parece que cumple los criterios de inclusión en el Apéndice I establecidos en la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP16)*.

Evaluadores de la información del resumen únicamente: M. Bungard, S. Chng y S. Nash.

Referencias:

La información que aparece sin referencias en el resumen está extraída de la justificación de la propuesta.

¹XE Currency Converter. (2016) *Xe Currency Charts*. <http://www.xe.com/currencycharts>. Viewed on 16 May 2016.

²For example:

Backwater Reptiles (2016) *Williams Blue Cave Gecko for Sale*. <http://www.backwaterreptiles.com/geckos/williams-blue-cave-gecko-for-sale.html>.

Black Jungle Terrarium (2016) *GECKO- ELECTRIC BLUE LYGODACTYLUS WILLIAMSII*.

http://www.blackjungleterrariumsupply.com/Gecko-Electric-Blue-Lygodactylus-williamsii_p_1740.html

Fauna Classifieds (2016) *8mo CBB Female Lygodactylus williamsii*.

<http://www.faunaclassifieds.com/forums/showthread.php?t=572373>.

Living Art (2016) *Lygodactylus williamsii for sale*.

<https://www.facebook.com/LivingArtbyFrankPayne/photos/pcb.757700834362632/757700784362637/?type=3>

Reptile Forums (2016a) *Eastern Lygodactylus williamsii Electric Blue Day Gecko for sale*.

<http://www.reptileforums.co.uk/forums/lizard-classifieds/937163-lygodactylus-williamsii-electric-blue-day.html>.

Reptile Forums (2016b) *FOR SALE: 2 Lygodactylus Williamsii Juvenile £45 (ONO)*.

<http://www.reptileforums.co.uk/forums/lizard-classifieds/1060475-sale-2-lygodactylus-williamsii-juvenile.html>.

Terraristik (2016) <http://www.terrарistik.com/>. 19 May 2016; Snakes at Sunset. (2016). *Electric Blue Geckos for sale (Lygodactylus williamsii)*. <http://snakesatsunset.com/electric-blue-geckos-for-sale-lygodactylus-williamsii/>.

All viewed on 23rd May 2016.

Inclusión de *Paroedura masobe* (geco de Masobe) en el Apéndice II

Autores de la propuesta: Madagascar y la Unión Europea

Resumen: *Paroedura masobe*, el gecko de Masobe, es una de las 15 especies de geckos de suelo de Madagascar del género *Paroedura*. Es endémico de Madagascar y tiene un área de distribución reducida de bosque húmedo a baja altitud, típicamente entre 300 y 600 m sobre el nivel del mar en el este del país, en la provincia de Toamasina. En 2011 se valoró que tenía una extensión de la presencia de no más de 410 km², en los que quedaban unos 100 km² de hábitat adecuado. Se cree improbable que la especie pueda ocupar un área mayor que su distribución conocida actual¹. El hábitat existente está fragmentado y se sospecha que la población está reduciéndose, aunque no se dispone de información cuantitativa¹. Se ha indicado que hay una población relativamente estable en la Reserva Natural de Betampona², en la que se realizaron estudios durante un período de siete meses en 2007 y 2010 y se encontraron únicamente dos machos de la especie. Sin embargo, durante los estudios realizados en 2013 en una zona en que se sabía que habitaba la especie se encontraron 23 individuos en tres semanas². Además de la Reserva Natural de Betampona, la especie está también presente en el Parque Nacional de Zahamena y en el espacio protegido de Ambohidray, de reciente declaración.

La especie está afectada principalmente por la continua disminución de la calidad y extensión de su hábitat, aunque también se ha expresado preocupación por el posible impacto que pudiera causarle la extracción para abastecer el comercio internacional de mascotas. La especie es muy atractiva, y los recolectores locales han indicado que es una de las especies de reptiles más rentables que se capturan en la zona. Se sabe de capturas ilegales en la reserva de Betampona y en el Parque Nacional de Zahamena. No se conoce ningún uso nacional de la especie.

Un informe (actualmente en preparación) de dos centros de las administraciones regionales de Analamanga y Antsiranana menciona exportaciones de casi 2.500 individuos entre el año 2000 y 2005, antes de que se establecieran controles sobre las exportaciones en 2006 (véase la información que se aporta más adelante). Los datos de importaciones de Estados Unidos indican que casi 300 individuos capturados en el medio silvestre fueron importados de Madagascar entre 2011 y 2015, la mayoría (unos 250) en 2014 y 2015³. Estos mismos datos reflejan además importaciones de 53 especímenes criados en cautividad desde Canadá, Alemania y los Emiratos Árabes Unidos entre 2011 y 2015. Las búsquedas en Internet realizadas entre 2011 y 2016 han revelado la presencia de la especie en el mercado internacional de mascotas, ya que existen comerciantes en Europa y Estados Unidos que ofrecen ejemplares por un precio de entre 380 y 950 dólares de EE.UU.^{4,5}. Además, se sabe que la especie se utiliza como mascota en Japón⁶.

La especie *P. masobe* está incluida desde 2006 en la Categoría I, Clase I del Decreto Nacional 2006-400, que prohíbe estrictamente la caza, captura, posesión y el intercambio comercial de la especie excepto con permiso para finalidad científica, de cría o exhibiciones⁷. Se ha señalado que existe un cupo anual de diez especímenes que pueden ser exportados legalmente¹. Los datos de comercio expuestos más arriba indican que esta cifra se ha sobrepasado de manera rutinaria.

La especie está clasificada en la Lista Roja de la UICN en la categoría de En peligro (2011). La evaluación realizada observó que en el caso de que posibles investigaciones posteriores sobre la distribución de *P. masobe* revelaran que su auténtica extensión de la presencia fuera menor de 100 km², entonces la especie merecería la reclasificación a la categoría de En peligro crítico.

Análisis: *Paroedura masobe* tiene una distribución restringida y su hábitat está fragmentado y en disminución. Esta especie es codiciada para abastecer el mercado internacional de mascotas, el cual ha dado origen a la exportación de unos cientos de individuos anuales en los últimos años desde 2006, excediendo el cupo aparente. No se cuenta con información sobre densidades, tamaño global ni tendencias de la población, aunque la especie se ha citado como poco común solamente en una de las áreas protegidas de su área de distribución en los últimos años. Es posible que la especie cumpla los criterios formulados en el Anexo 2a A de la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP16)* en el sentido de que es preciso reglamentar el comercio para evitar que reúna las condiciones necesarias para su inclusión en el Apéndice I en el futuro próximo.

Evaluadores de la información del resumen únicamente: S. Chng, J. Janssen y G. Rosa.

Referencias:

La información que aparece sin referencias en el resumen está extraída de la justificación de la propuesta.

-
- ¹ Bora, P., Glaw, F., Rabibisoa, N., Ratsoavina, F. Raxworthy, C.J. & Rakotondrazafy, N.A. (2011) *Paroedura masobe*. The IUCN Red List of Threatened Species 2011.
- ² Rosa, G.M. (2016). *In litt.* to the IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.
- ³ Analysis of US Fish & Wildlife Service Law Enforcement Management Information System (LEMIS) data, May 2016.
- ⁴ XE Currency Converter. (2016). *Xe Currency Charts*. <http://www.xe.com/currencycharts>. Viewed on 16th May 2016.
- ⁵ For example, Facebook (2016) *Paroedura Masobe, hatched 2013*. <https://www.facebook.com/media/set/?set=a.492960607462809.1073741828.162344533857753&type=3>.
- Reptile Forums (2016a) *Paroedura masobe*. <http://www.reptileforums.co.uk/forums/lizard-classifieds/1083484-paroedura-masobe.html>.
- Reptile Forums. (2016b). *Paroedura masobe VERY RARE* gecko. <http://www.reptileforums.co.uk/forums/lizard-classifieds/1070188-paroedura-masobe-very-rare-gecko.html>.
- Pangea Reptiles. (2016). *Paroedura masobe for White Plains 7/10*. <http://www.pangeareptile.com/forums/showthread.php?52090-Paroedura-masobe-for-White-Plains-7-10>.
- Tarantulaspiders (2016) *Reptiles Price List*. http://tarantulaspiders.com/Reptiles_Price_List.php.
- Terraristik (2016) <http://www.terraristik.com/>.
- Xen Foro. (2016). *For sale WC Paroedura masobe pairs*. <http://forums.teetk.com/threads/for-sale-wc-paroedura-masobe-pairs.180063/>.
- All veiwed 19th May 2016.
- ⁶ Nakadai, A., Kuroki, T., Kato, Y., Suzuki, R., Yamai, S., Yaginuma, C., Shiotani, R., Yamanouch, A. & Hayashidani, H. (2005). Prevalence of *Salmonella* spp. in pet reptiles in Japan. *The Journal of Veterinary Medical Science* 67:97-101.
- ⁷ Ratsimbazafy, C. *In litt.* to the IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.

Inclusión de la familia Lanthanotidae (lagarto monitor desorejado) en el Apéndice I

Autor de la propuesta: Malasia

Resumen: La familia Lanthanotidae tiene una única especie, *Lanthanotus borneensis* (el lagarto monitor desorejado o varano sordo de borneo), endémica de la isla de Borneo, donde se conoce su presencia tanto en la parte de Indonesia como de Malasia. Se trata de una especie cavadora, semiacuática y nocturna, y se suele observar principalmente en suelos encharcados de las riberas de los ríos. La especie es ovípara y realiza puestas de entre 2 y 6 huevos^{1, 2, 3}.

Existen apenas unas pocas citas de la especie del medio silvestre, muchas de las cuales han sido encuentros accidentales publicados en los medios sociales. Estas citas son de las tierras bajas costeras de Sarawak, en Malasia, y del noroeste de Kalimantan, en Indonesia, en los distritos de Landak y Sanggau, aunque hay también una cita de Kalimantan oriental. No se ha confirmado su presencia en Brunei Darussalam. En términos generales, se la considera una especie escasa, aunque los habitantes locales la conocen e incluso algunos afirman que es común en la zona de Kalimantan occidental⁴. Se ha sugerido que quizá pueda tener una distribución mayor de la que generalmente se piensa, y que su escasez en colecciones científicas se deba a sus hábitos nocturnos y huidizos⁴. Sin embargo, los amplios estudios sobre herpetofauna que se han realizado a escala del estado han informado que no se ha encontrado ningún espécimen. Todos los sitios en los que se conoce su presencia se encuentran por debajo de los 300 m de altitud aproximadamente⁵.

Se cree que la especie se ve afectada por la pérdida y alteración de su hábitat debido a la conversión de los bosques a plantaciones agroindustriales y forestales, que está muy extendida, así como por los incendios forestales y la agricultura itinerante. Sin embargo, los habitantes de Kalimantan occidental indicaron que la especie se encontraba más frecuentemente en bosques inmaduros, en “tembawang” (bosque cultivado plantado con árboles frutales) y a lo largo de las riberas fluviales, lo que indica que la especie puede sobrevivir en hábitats al menos parcialmente modificados. En 2008 un equipo que realizaba un estudio encontró un espécimen en Kalimantan occidental en un bosque “tembawang” en el interior de una plantación de palma de aceite recientemente instalada⁴.

Desde el año 2013 el comercio ilegal de la especie ha aumentado rápidamente. Informes basados en datos confidenciales sugieren que en la primavera de 2014 se capturaron más de 40 especímenes⁶ y que en un período de 17 meses se ofrecieron a la venta en Internet al menos 95 especímenes⁷. Entre octubre de 2015 y marzo de 2016 se decomisaron al menos 35 especímenes de *L. borneensis* en Indonesia^{8, 9, 10}. También se han localizado en el comercio especímenes que se anuncian como criados en cautividad. Es una especie muy deseada, de la que se ha informado de que alcanza precios de entre 7.500 y 9.000 dólares estadounidenses en el mercado ilegal.

Esta especie está totalmente protegida en su área de distribución en Malasia desde 1971, en Indonesia desde 1980 y en Brunei Darussalam desde 1978, y nunca se ha exportado legalmente, por lo que parece que todos los especímenes en el comercio se han obtenido de forma ilegal o son la prole de especímenes obtenidos ilegalmente.

Análisis: *Lanthanotus borneensis* es una especie escasamente observada en el medio silvestre y cuya presencia se conoce en un número de localidades relativamente pequeño, en algunas de las cuales se ha descubierto hace muy poco. La especie podría estar más extendida de lo que indican las citas conocidas. No existen estimaciones de su población aunque hay indicios de que podría ser común a escala local. Se cree que es probable que su población esté disminuyendo debido a la pérdida y alteración de su hábitat, aunque se ha señalado que puede sobrevivir en hábitats modificados. En términos generales, no existe suficiente información para determinar si cumple los criterios de inclusión en el Apéndice I. La especie es objeto de demanda en el comercio y es posible que esté afectada por el mismo. Su captura y comercialización están prohibidas en todos los Estados de su área de distribución.

Evaluadores de la información del resumen únicamente: D. Bennet, I. Das y V. Weijola.

Referencias:

La información que aparece sin referencias en el resumen está extraída de la justificación de la propuesta.

¹ Shirawa, T. & Bacchini, S. (2015) Captive Maintenance and the first reproduction of Borneo Earless Monitors (*Lanthanotus borneensis*). *HerpNation*. 18:8-20.

-
- ² Das, I. (2010). *Reptiles of Southeast Asia*. New Holland Publishers, United Kingdom.
- ³ Sprackland, R.G. (2010) *Guide to lizards*. TFH Publications, Neptune City.
- ⁴ Yaap, B., Paoli, G. D., Angki, A., Wells, P.L. Wahyudi, D. & Auliya, M. (2012) First record of The Borneo Earless Monitor *Lanthanotus borneensis* (Steindachner, 1877) (*Reptilia: Lanthanotidae*) in West Kalimantan (Indonesian Borneo) *Journal of Threatened Taxa* 4:3067-3074.
- ⁵ Krishnasamy, K. (2016) *In litt.* to the IUCN/TRAFFIC Analysis Team, Cambridge, UK.
- ⁶ Nijman, V. & Stoner, S. S. (2014) *Keeping an ear to the ground: monitoring the trade in Earless Monitor Lizards*. TRAFFIC Petaling Jaya, Selangor, Malaysia.
- ⁷ Stoner, S. & Nijman, V. (2015) The case for CITES Appendix I-listing of Earless Monitor Lizards *Lanthanotus borneensis*. *TRAFFIC Bulletin* 27:55-58.
- ⁸ Regional.Kompas (2016) Paket Bertuliskan "Mie Ramin", Isinya Biawak Tak Berteling. <http://regional.kompas.com/read/2016/03/15/17180021/Paket.Bertuliskan.Mie.Ramen.Isinya.Biawak.Tak.Berteling>. Viewed on 9th June 2016.
- ⁹ News Detik (2015) Bareskrim Polri Tangkap Warga Jerman yang Coba Selundupkan Hewan Langka <http://news.detik.com/berita/3046178/bareskrim-polri-tangkap-warga-jerman-yang-coba-selundupkan-hewan-langka> Viewed on 9th June 2016.
- ¹⁰ Wildlife Crimes Unit (2016) Wildlife Crimes Unit. <https://www.facebook.com/wildlifecrimesunit/> Viewed on 9th June 2016.

Transferencia de *Shinisaurus crocodilurus* (lagarto cocodrilo chino) del Apéndice II al Apéndice I

Autores de la propuesta: China, la Unión Europea y Vietnam

Resumen: *Shinisaurus crocodilurus*, el lagarto cocodrilo chino, es el único miembro vivo de la familia Shinisauridae¹. Es un lagarto semiacuático de unos 40 cm de longitud que vive en torrentes rocosos no perturbados y acompañados de vegetación densa en bosques tropicales perennifolios de hoja ancha del sur de China y norte de Vietnam. Los adultos tienen un territorio de alrededor de 10 km². Alcanza la madurez entre dos y cuatro años de edad. La gestación dura entre 9 y 11 meses, tras los que nacen dentro del agua entre 2 y 12 juveniles completamente desarrollados. La especie se incluyó en el Apéndice II en 1990.

La población se estima en 950 individuos en China y menos de 100 en Vietnam. En 1978 la población total de China se había estimado en unos 6.000 individuos, que disminuyeron hasta 2.500 en 1990. La fragmentación por pérdida de hábitat ha dado lugar a subpoblaciones aisladas, de las que se conocen 19 en China (de entre 10 y 350 individuos) en un área de unos 460 km², y tres en Vietnam (de entre 17 y 22 individuos adultos) repartidas por un área de alrededor de 1.500 km². Las subpoblaciones chinas son las más estudiadas, mostrando disminuciones significativas de sus cifras de población durante los últimos 30 años, lo que se ha atribuido a las capturas para abastecer el comercio de mascotas, el consumo local y la utilización en la medicina tradicional. Parece que cinco subpoblaciones han desaparecido completamente y en las 19 restantes se han registrado disminuciones de hasta el 90 %. En algunos torrentes de Vietnam se han observado disminuciones e incluso desapariciones de la especie entre 2013 y 2014, lo que se ha debido a la creciente accesibilidad a la zona y al uso de la pesca eléctrica².

Tres de las subpoblaciones chinas están incluidas en áreas protegidas, aunque solo una de ellas se considera no amenazada. Las localidades que albergan el resto de subpoblaciones se consideran afectadas por conversiones para la agricultura, talas y contaminación del agua. Las tres localidades donde se encuentran las subpoblaciones vietnamitas están en áreas protegidas, pero rodeadas por tierras de cultivo que impiden la migración entre los diferentes lugares. Al menos una de ellas está afectada por la minería del carbón, donde el desarrollo actual de infraestructuras tales como nuevas carreteras y emplazamientos religiosos y turísticos ha incrementado la accesibilidad al hábitat de la especie.

Se cree que las capturas para abastecer el comercio internacional de mascotas y también el mercado nacional para la alimentación y medicina tradicional son la causa principal de la reciente disminución de la población. Hay evidencias, si bien anecdóticas, que sugieren capturas locales de hasta 50 individuos al día para la venta en mercados, hasta que la abundancia disminuyó al punto de no capturarse.

Existe demanda de esta especie para abastecer el comercio de mascotas y el taxón está disponible a la venta en mercados nacionales e internacionales, y también parece existir un comercio considerable de la especie en las plataformas de Internet.

La Base de datos sobre el comercio CITES registra un comercio de un promedio de 23 individuos vivos anuales durante el período 2004-2014, excepto en 2015, en que se registraron 400 individuos exportados por Líbano con origen en Kazajstán (aunque Kazajstán no ha declarado la correspondiente exportación)³. Aparte de esta operación, el mayor exportador registrado es Alemania, mientras que los principales importadores son Alemania, Japón, Tailandia y Estados Unidos. La práctica totalidad del comercio se ha declarado como de animales criados en cautividad, lo que se considera no plausible dado que se ha señalado que la especie es muy difícil de mantener en cautividad, situación en la que sufre altos niveles de mortalidad².

Muchos comerciantes afirman que especímenes capturados en el medio silvestre en China se han declarado como criados en cautividad. En Vietnam varios comerciantes han anunciado la especie a la venta con origen en "granjas", pero no existe ninguna evidencia de instalaciones de cría capaces de sustentar tal afirmación, y un aficionado vietnamita informó de que los especímenes "de granja" eran de hecho capturados en el medio silvestre².

Aunque las técnicas de cría en cautividad de esta especie están mejorando, el hecho de que el nivel de demanda es mucho mayor que lo que la producción en cautividad podría abastecer es motivo de preocupación.

Shinisaurus crocodilurus es una especie protegida de Clase I en China desde 1989, lo que quiere decir que no pueden realizarse capturas no autorizadas. En Vietnam la especie no está protegida de forma explícita, aunque se está valorando la posibilidad de instaurar tal protección, y constituye un delito cazar animales mediante trampas u otros medios en espacios protegidos. Tanto China como Vietnam han puesto en funcionamiento programas de conservación de *Shinisaurus crocodilurus* que incluyen la cría y el seguimiento.

Shinisaurus crocodilurus está clasificada en la Lista Roja de la UICN en la categoría de En peligro (2014)⁴.

Análisis: *Shinisaurus crocodilurus* parece tener un área de distribución restringida y fragmentada, con una población pequeña en la que cada una de las subpoblaciones es pequeña. También se considera que la población ha sufrido una disminución acentuada, atribuida a la destrucción del hábitat y a las capturas para abastecer el comercio de mascotas y el consumo local. En consecuencia, parece que cumple los criterios de inclusión en el Apéndice I. La especie está o puede estar afectada por el comercio, en el sentido definido en el Anexo 5 de la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP16)*.

Evaluadores de la información del resumen únicamente: M. Auliya y S. Altherr.

Referencias:

La información que aparece sin referencias en el resumen está extraída de la justificación de la propuesta.

¹ Pianka, E.R. & Vitt, L.J. (2003) *Lizards: Windows to the Evolution of Diversity*. University of California Press, Berkeley, California.

² van Schingen, M.U., Schepp, C.T., Nguyen, P.T.Q. & T. Ziegler (2015) Last chance to see? A review on the threats to and use of the Crocodile Lizard. *TRAFFIC Bulletin* 27:19–26.

³ UNEP-WCMC (2015) CITES Trade Database, UNEP World Conservation Monitoring Centre, Cambridge UK. Available at: <http://trade.cites.org/>.

⁴ Nguyen, T.Q., Hamilton, P. & Ziegler, T. (2014) *Shinisaurus crocodilurus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2014.

Inclusión de *Atheris desaixi* (víbora de los arbustos) en el Apéndice II

Autor de la propuesta: Kenia

Resumen: *Atheris desaixi*, la víbora de los arbustos, es una serpiente venenosa de mediano tamaño y principalmente arbórea, confinada a los bosques de altitudes medias de Kenia central. Existen dos poblaciones conocidas, una en los bosques Igembe y Ngaya en las colinas Nyambene, y la otra en Chuka, un bosque al sureste del monte Kenia. Estas áreas totalizan menos de 10 km² de superficie. Sin embargo, la especie es muy huidiza y podría estar más extendida de lo que indican las citas existentes¹. Los datos de población son limitados, pero una evaluación de campo rápida de la especie en 2010 arrojó la cifra de solamente 12 individuos en Chuka, mientras que las búsquedas realizadas alrededor de los bosques de Igembe y Ngaya fueron infructuosas. Los cazadores locales de serpientes indicaron que la abundancia había disminuido con el tiempo de forma notable. Las hembras alumbran de 10 a 13 crías vivas por parto.

El bosque Ngaya es un bosque protegido de propiedad comunitaria. Se cree que la especie está afectada por la pérdida y degradación del hábitat debido a que los bosques en los que habita se encuentran bajo una fuerte presión de pastoreo por ganado doméstico, extracción de leña, talas y expansión de la agricultura. Se ha sugerido que las capturas para abastecer el comercio ilegal también pueden haber tenido un impacto sobre la especie.

Atheris desaixi está protegida en Kenia desde 1982. La legislación actual prohíbe tanto las capturas en el medio silvestre como la exportación. Según los informes, en los años 1999 y 2000 un comerciante exportó ilegalmente 27 ejemplares², y los datos sobre comercio de Estados Unidos registran la importación por este país de 16 especímenes en 2007 y 2008. Durante la realización de un estudio de evaluación rápida en 2010 se rescataron 3 ejemplares de manos de un cazador de serpientes local. Se ha indicado que la especie alcanza precios de hasta 4.500 dólares estadounidenses en Europa. Sin embargo, no hay datos que puedan indicar si este comercio está creciendo o no. Parece que la especie es relativamente escasa en cautividad y su mercado, de coleccionistas especializados, se considera casi con seguridad pequeño³. Los aficionados han informado de algunos éxitos en la cría.

Análisis: La información disponible indica que *Atheris desaixi* tiene un área de distribución muy restringida donde está afectada por la pérdida y degradación de su hábitat. Un estudio en 2010 encontró que la especie era escasa, y hay informes sobre la disminución de la población en una localidad determinada. Existen pruebas de que la especie es objeto de demanda en los mercados internacionales. Sin embargo, el mercado, de coleccionistas especializados, es casi con seguridad pequeño, y los episodios que se han registrado de tal comercio son a un nivel muy bajo. Todo el comercio desde su único Estado de área de distribución es ilegal. Debido al hecho de que teóricamente todo el comercio de especímenes silvestres está ya completamente regulado, no parece que la especie cumpla los criterios de inclusión en el Apéndice II (podría cumplir los criterios de inclusión en el Apéndice I).

Evaluadores de la información del resumen únicamente: S. Spawls, J. Penner, S. Chng y J. Janssen.

Referencias:

La información que aparece sin referencias en el resumen está extraída de la justificación de la propuesta.

¹ Ngwava, J.M. (2010) Mt Kenya Bush Viper (*Atheris desaixi*, Ashe, 1968): Distribution, Conservation Status and Impacts of Trade on Wild Populations in Kenya. MSc Thesis, International University of Andalusia, Spain.

² CITES (2004) CoP13. Pop. 30. <https://www.cites.org/eng/cop/13/prop/E13-P30.pdf>. Viewed on 23rd May 2016.

³ Jenkins, M. (2016) *In litt.* to the IUCN/TRAFFIC Analyses team. Cambridge, UK.

Inclusión de *Bitis worthingtoni* (víbora bufadora de Kenia) en el Apéndice II

Autor de la propuesta: Kenia

Resumen: La víbora bufadora de Kenia (*Bitis worthingtoni*) es una pequeña serpiente venenosa endémica de Kenia, donde vive en áreas altas con praderas y matorral. Tiene un área de distribución reducida, en la que se ha citado de forma dispersa en una superficie de unos 10.000 km². La principal población se encuentra en la meseta del valle del Rift en áreas adyacentes al lago Naivasha. Es posible que haya otras poblaciones en Hells Gate y en el Parque Nacional del Lago Nakuru, en áreas al sur del lago Naivasha hacia el monte Longonot y el valle de Kedong y al norte a través de Gilgil y Elmenteita hasta Nakuru. No se conocen citas recientes de la presencia de la especie en las mesetas de Uasin y Kinangop, donde se ha observado en el pasado. No hay estimaciones de densidad de población, aunque la especie se ha descrito como relativamente escasa. Se han inferido empobrecimientos de la población basados en la degradación y pérdida de su hábitat adecuado. Se ha sugerido igualmente que ha habido disminuciones también en áreas donde la especie ha sido capturada en el pasado, pero la base de estas afirmaciones no está clara. Las hembras alumbran entre 7 y 12 crías por parto. Su área de distribución se encuentra parcialmente dentro de espacios protegidos y santuarios de vida silvestre privados.

Bitis worthingtoni está protegida en Kenia desde 1989, y la legislación actual prohíbe su captura en el medio silvestre y su exportación. Se ha señalado que un comerciante exportó ilegalmente desde Kenia 37 especímenes en los años 1999 y 2000¹. En 2013 un ciudadano británico fue acusado de posesión de cinco especímenes², y recientemente se ofreció un espécimen a la venta por aproximadamente 1.100 dólares de EE.UU. en el mercado europeo.

Análisis: *Bitis worthingtoni* tiene un área de distribución moderadamente extensa en Kenia, aunque está distribuida por ella de forma dispersa. La especie ha sido descrita como relativamente escasa, aunque probablemente aún queda abundante hábitat adecuado para ella en su área de distribución. Existen pruebas de su demanda en los mercados internacionales. Sin embargo, su mercado, de coleccionistas especializados, es casi con seguridad pequeño³. Todo el comercio actual desde el único Estado de su área de distribución es ilegal, aunque los casos registrados de tal comercio son muy pocos. Dados los volúmenes de comercio observados y que la demanda probablemente sea reducida, parece poco probable que la especie cumpla los criterios de inclusión en el Apéndice II que figuran en la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP16)*.

Evaluadores de la información del resumen únicamente: S. Spawls, J. Penner, S. Chng y J. Janssen.

Referencias:

La información que aparece sin referencias en el resumen está extraída de la justificación de la propuesta.

¹CITES (2004) CoP13. Prop 31. <https://cites.org/sites/default/files/eng/cop/13/prop/E13-P31.pdf>. Viewed on 23rd May 2016.

²Heath, K. (2013) British citizen gets 5 years in jail in Kenya over suspected snake smuggling. <https://wildlifeneews.co.uk/2013/09/british-citizen-gets-5-years-jail-in-kenya-over-suspected-snake-smuggling/>. Viewed on 21 May 2016.

³Jenkins, M. (2016) *In litt.* to the IUCN/TRAFFIC Analyses team. Cambridge, UK.

Inclusión de las siguientes seis especies de la familia Trionychidae en el Apéndice II: *Cyclanorbis elegans*, *Cyclanorbis senegalensis*, *Cycloderma aubryi*, *Cycloderma frenatum*, *Trionyx triunguis* y *Rafetus euphraticus*

Autores de la propuesta: Burkina Faso, Chad, Estados Unidos de América, Gabón, Guinea, Liberia, Mauritania, Nigeria y Togo

Resumen: Las tortugas de caparazón blando de la familia Trionychidae son especies en gran medida acuáticas que por lo general se mueven en aguas lentas con fondos fangosos o arenosos. En la actualidad se reconocen unas 33 especies agrupadas en 13 géneros. Hay tres especies en América del Norte, seis en África, el Mediterráneo y Oriente Medio, y el resto en sectores más orientales de Asia. A excepción de *Pelodiscus sinensis*, que se cría mucho en granjas, las especies de Asia oriental están todas incluidas ya sea en el Apéndice I o en el Apéndice II. Una subespecie de América del Norte, *Apalone spinifera atra*, está incluida en el Apéndice I. Esta propuesta persigue incluir todas las especies de la familia Trionychidae autóctonas de África, el Mediterráneo y Oriente Medio en el Apéndice II.

La mayoría de las tortugas de caparazón blando alcanzan la madurez entre los 10 y los 15 años de edad, y pueden vivir 60 años o más. Pueden realizar varias puestas al año de entre 10 y 100 huevos (según las especies), pero pocos individuos alcanzan la edad adulta.

Las tortugas de caparazón blando son por lo general muy difíciles de muestrear y prácticamente no existe información cuantitativa sobre sus poblaciones globales, densidad y tendencias de la población para ninguna de las especies. De las especies utilizadas por el hombre no hay en casi ningún caso información de mercados que indique cambios en el abastecimiento o las tasas de utilización. Los cambios en la población se han inferido en ocasiones a partir de los cambios en el hábitat o evidencias sobre su uso, pero parece que con frecuencia se han basado en suposiciones.

Cyclanorbis elegans está presente en ríos anchos con fondos fangosos en localidades disjuntas de la zona del Sahel del África subsahariana. Esta especie es difícil de diferenciar de *C. senegalensis*. Prácticamente no se ha citado en los estudios existentes y su presencia en el comercio internacional es muy baja. En su área de distribución se practica la recolección de huevos de tortuga, lo cual, junto con la gestión de los recursos hídricos, puede afectar a su hábitat, aunque no hay información sobre el posible impacto de ninguna de estas dos actividades. Esta especie se localizó en un mercado de mascotas en Hong Kong entre los años 2000 y 2003, pero no hay información sobre la cantidad de la que se trataba¹. Está clasificada en la Lista Roja de la UICN en la categoría de Riesgo menor/casi amenazada (1996; esta clasificación necesita ser actualizada)².

Cyclanorbis senegalensis está ampliamente distribuida en África occidental, donde está presente en diferentes hábitats acuáticos³. Se ha indicado que algunas poblaciones es objeto de captura, a partir de lo cual se ha inferido que esto está provocando disminuciones de la población, mientras que otras poblaciones que no son objeto de aprovechamientos se mantienen abundantes. Esta especie es objeto de comercio internacional, que se supone con destino al mercado de mascotas, pero a niveles muy bajos. Los datos sobre comercio indican que Estados Unidos importó 70 especímenes vivos entre 2005 y 2013, de los que 54 se declararon como procedentes del medio silvestre⁴, así como que Togo exportó más de 50 especímenes vivos en 2013⁵. Esta especie se ha exportado desde Togo en el pasado declarada como *Trionyx triunguis*⁵. Está clasificada en la Lista Roja de la UICN en la categoría de Riesgo menor/casi amenazada (1996; esta clasificación necesita ser actualizada)⁶.

Cycloderma aubryi habita en cursos de agua de los bosques lluviosos de África central. Se ha informado de que esta especie es objeto de capturas importantes para su consumo, lo que se supone que ha provocado disminuciones de su población. Los registros de datos sobre comercio muestran importaciones insignificantes de Estados Unidos, de 20 ejemplares entre 2007 y 2013⁴.

Cycloderma frenatum está presente sobre todo en Malawi pero habita también en Mozambique, la República Unida de Tanzania y Zimbabwe. Se ha indicado que es común en las aguas superficiales del sur del lago Malawi y más escasa en las aguas más profundas de la zona norte del lago. Esta especie se ha capturado históricamente para su consumo en una gran parte de su área de distribución, aunque en algunas zonas solo se consumen los huevos. Los niveles de captura hasta tiempos recientes permitían pensar que no tenían un impacto significativo sobre la población. En 2013 se cerró en Malawi un matadero ilegal del que se decía que estaba procesando 50 adultos de esta especie diarios⁷. Este hecho ocurrió en una zona en la

que tradicionalmente no se consumía la especie, sino que aparentemente se debía a la demanda de los habitantes de Malawi de origen asiático, aunque se ha sugerido que la carne y caparazones procesados iban destinados a la exportación a Asia oriental⁸. Los registros de datos sobre comercio muestran la importación de Estados Unidos de 52 especímenes vivos entre 2008 y 2013, de los que 50 lo fueron en 2013⁴. Esta especie ha sido vista en un mercado de mascotas en Hong Kong entre los años 2000 y 2003, aunque no se conoce en qué cantidades⁹. Está clasificada en la Lista Roja de la UICN en la categoría de Riesgo menor/casi amenazada (1996; esta clasificación necesita ser actualizada)¹⁰.

Trionyx triunguis habita en aguas tanto dulces como salobres de toda África y en torno al Mediterráneo oriental. Es una especie grande, que crece hasta 80 cm de longitud de caparazón. Se conocen mejor sus poblaciones del Mediterráneo, las cuales se cree en general que están disminuyendo. Las poblaciones africanas se conocen peor, y la información existente sobre disminuciones importantes en las capturas por unidad de esfuerzo en zonas de África occidental son de carácter anecdótico. Se supone que las poblaciones de África central están disminuyendo a causa de las capturas, aunque a un ritmo lento. En Egipto no ha habido citas recientes de la especie en el Nilo aguas abajo del lago Nasser pero se considera abundante aguas arriba de la presa. Se ha mencionado que la alteración del hábitat y las capturas accidentales en redes de pesca son factores que están afectando a la especie. Se consume para subsistencia en determinadas zonas de su área de distribución y sus caparazones se venden en mercados de fetiches en Togo y Benín¹¹. La especie se considera muy amenazada en Israel, donde se cree que la mayor subpoblación tiene unos 50 individuos. Las capturas ilegales para consumo local se consideran una amenaza. Los datos sobre comercio muestran la importación de una cantidad muy pequeña de especímenes vivos por Estados Unidos, un total de unos 100 ejemplares declarados como procedentes del medio silvestre en el período 2004-2013⁴.

Rafetus euphraticus es una especie poco conocida que habita en Irán, Iraq, Siria y Turquía. Se ha indicado que en la actualidad es escasa en Turquía pero muy abundante en las marismas de Iraq, donde el hábitat se ha reducido por el drenaje de algunas marismas pero otras se han restaurado. Entre los factores que están afectando a la especie se han identificado la degradación del hábitat, la contaminación y la matanza por los pescadores. La especie no se consume por su carne pero se ha informado de la utilización de algunas de sus partes con fines medicinales en ciertas zonas de su área de distribución. No existen evidencias de su presencia en el comercio internacional. Está clasificada en la Lista Roja de la UICN en la categoría de En peligro (1996; esta clasificación necesita ser actualizada)¹².

Las tortugas de caparazón blando son muy explotadas en Asia. La demanda, principalmente para consumo como alimentación humana pero también para la medicina tradicional, no va dirigida a especies en particular. Las principales partes en el comercio (la carne y el caparazón procesados en mayor o menor grado) son extremadamente difíciles de identificar al nivel de especie en las formas en las que se comercializan habitualmente.

Análisis: La información sobre las seis especies es en general escasa, y aunque se han documentado disminuciones en algunas partes de sus áreas de distribución, no se conocen disminuciones importantes de la población global de ninguna especie. No se sabe si hay en la actualidad niveles significativos de comercio internacional de ninguna de las especies, y en los lugares que se sabe que hay capturas, estas responden principal o enteramente al consumo nacional. En consecuencia, no hay información suficiente para determinar si alguna de las especies de la propuesta cumple los criterios de inclusión en el Apéndice II establecidos en el Anexo 2a de la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP16)*.

Las especies de tortugas de caparazón blando que se comercializan se parecen entre sí en las partes que se suelen comercializar. Si se concluye que alguna de las especies aquí consideradas cumple los criterios de inclusión en los Apéndices, entonces el resto de especies cumpliría los criterios que figuran en el Anexo 2b de la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP16)* (criterios de semejanza). Las especies consideradas en esta propuesta no son necesariamente fáciles de diferenciar de otras especies de la familia Trionychidae procedentes de otras partes del mundo en las formas en que son comercializadas, aunque las rutas del comercio pueden ayudar a los responsables de la aplicación y el control a distinguir las especies procedentes de Asia, de África y de América del Norte.

Revisores de la información del resumen únicamente: P.P. van Dijk y G. Segniagbeto.

Referencias:

La información que aparece sin referencias en el resumen está extraída de la justificación de la propuesta.

-
- ¹ Cheung, S.M. & Dudgeon, D. (2006) Quantifying the Asian turtle crisis: market surveys in southern China, 2000-2003. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 16: 751-770.
- ² Tortoise & Freshwater Turtle Specialist Group (1996) *Cyclanorbis elegans*. The IUCN Red List of Threatened Species 1996.
- ³ Trape, J.-F., Trape, S. and Chirio, L. (2012) *Lézards, crocodiles et tortues d'Afrique occidentale et du Sahara*. IRD Editions, Marseille.
- ⁴ Analysis of US Fish & Wildlife Service Law Enforcement Management Information System (LEMIS) data, May 2016.
- ⁵ Segniagbeto, G. H., Bour, R., Ohler, A., Dubois, A., Roedel M-O., Trape, J-F., Fretey, J., Petrozzi, F. Aïdam A. and Luiselli, L. A. (2014) Turtles and tortoises of Togo: historical data, distribution, ecology and conservation. *Chelonian Conservation and Biology*. 13:152 – 165.
- ⁶ Tortoise & Freshwater Turtle Specialist Group (1996) *Cyclanorbis senegalensis*. The IUCN Red List of Threatened Species 1996.
- ⁷ Faces of Malawi (2013). Chinese 'managed' Turtle butchery discovered on Lake Malawi. <http://www.faceofmalawi.com/2013/11/chinese-managed-turtle-butchery-discovered-on-lake-malawi/>. Viewed 15th July 2016.
- ⁸ Van Dijk, P.P. (2016) *In litt.* to the IUCN/TRAFFIC Analyses Team. Cambridge, UK.
- ⁹ Cheung, S.M. & Dudgeon, D. (2006) Quantifying the Asian turtle crisis: market surveys in southern China, 2000-2003. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 16: 751-770.
- ¹⁰ Tortoise & Freshwater Turtle Specialist Group (1996) *Cycloderma frenatum*. The IUCN Red List of Threatened Species 1996.
- ¹¹ Segniagbeto, G. H., Petrozzi, F. Aïdam, A. & Luiselli L. (2013) Reptiles traded in the fetish market of Lomé, Togo (West Africa). *Herpetological Conservation and Biology*: 8:400-408.
- ¹² European Reptile & Amphibian Specialist Group (1996) *Rafetus euphraticus*. The IUCN Red List of Threatened Species 1996.

Transferencia de *Dyscophus antongilii* (rana tomate) del Apéndice I al Apéndice II

Autor de la propuesta: Madagascar

Resumen: La rana tomate (*Dyscophus antongilii*) es una atractiva rana de color rojo anaranjado, una de las tres especies del género *Dyscophus*, todas endémicas de Madagascar. Las otras dos especies del género, *D. insularis* y *D. guineti*, son objeto de la Propuesta de enmienda 38, de inclusión en el Apéndice II; ninguna de ellas está actualmente en los Apéndices.

La especie se distribuye de forma relativamente amplia por el este y nordeste de Madagascar, aunque los límites precisos del área de distribución no están claros, en parte por la posible confusión con la muy similar *D. guineti*. Aunque no hay una estimación global de la población, un experto ha indicado, basándose en un estudio de marcaje y recaptura en parte de su área de distribución y en las características de la forma de vida de la especie, que sería razonable asumir que las poblaciones alcancen los cientos de miles de individuos¹. En 2008 se dijo que la especie era localmente abundante, especialmente en Maroantsetra y sus alrededores², en la región de la Reserva Especial Ambatovaky. Algunas partes de su área de distribución están siendo objeto de expansión urbana, de forma notable alrededor de Maroantsetra, lo que puede llevar a una cierta disminución de la población³. Sin embargo, la especie se considera adaptable y se la ha citado de áreas urbanas y otros hábitats alterados. Se reproduce varias veces al año tras las lluvias, poniendo entre 1.000 y 15.000 huevos.

Dyscophus antongilii fue incluida en el Apéndice I de la CITES en 1987 ya que estaba siendo capturada para abastecer el comercio internacional de mascotas y se creía en aquel momento que tenía un área de distribución restringida⁴. La Base de datos sobre el comercio CITES registra una pequeña cantidad de exportaciones desde Madagascar entre los años 2000 y 2007, incluyendo 75 ranas vivas y 400 especímenes con finalidad científica. Se ha documentado igualmente un pequeño volumen de comercio entre Estados no parte del área de distribución, en particular 76 ranas vivas en el período mencionado y todas criadas en cautividad o nacidas en cautividad, la mayoría de las cuales fueron exportadas por Alemania y Letonia. No se ha informado a la Secretaría de la CITES de ningún comercio de especímenes de *D. antongilii* de origen silvestre ni criados en cautividad desde 2007. Sin embargo, en 2010 se confiscaron en Malasia 47 especímenes de origen silvestre de *D. antongilii* con origen en Madagascar, lo que indica que la demanda de la especie continúa⁵. Las especies similares *D. guineti* y *D. insularis* son objeto de cierto volumen de comercio (véase el análisis de la Propuesta 38).

Dyscophus antongilii está protegida en Madagascar al estar incluida en la Categoría I Clase I del Decreto 2006-400, lo que quiere decir que la extracción está solo permitida con finalidad científica⁶. La transferencia a la Clase II en la legislación nacional, que permitiría cierta extracción con finalidad comercial fuera de los espacios protegidos, necesitaría estudios adicionales tales como inventarios de la población⁶. En la actualidad no se hace un seguimiento activo de la especie ni hay medidas de gestión. La justificación de la propuesta indica que la Autoridad Científica de Madagascar recomendará cupos conservadores de capturas con finalidad comercial, pero no proporciona detalles de ningún cupo de exportación propuesto. Todas las especies de anfibios de Madagascar incluidas actualmente en el Apéndice II cuentan con cupos de exportación conservadores⁷.

Dyscophus antongilii está clasificada en la Lista Roja de la UICN en la categoría de Casi amenazada (2008).

Análisis: *Dyscophus antongilii* no tiene un área de distribución restringida ni una población pequeña. No hay indicios de que la población esté experimentando una disminución acentuada. No parece por tanto que la especie cumpla los criterios biológicos de inclusión en el Apéndice I.

La transferencia al Apéndice I implica que se deben cumplir las medidas cautelares que figuran en el Anexo 4 de la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP16)*. Se propone un cupo de capturas conservador, que solo se permitirán cuando se hayan realizado inventarios de la población. En la actualidad se están exportando otros anfibios de Madagascar incluidos en el Apéndice II en esas mismas condiciones. La exportación de estas otras especies de anfibios ha sido objeto de un fuerte escrutinio por las Partes, y hay acuerdo en torno al cumplimiento del Artículo IV del texto de la Convención⁸, por lo que se podría esperar que el comercio de esta especie, en el caso de su transferencia al Apéndice II, cumpliría igualmente con el Artículo IV. La inclusión en el Apéndice II de las especies similares *Dyscophus guineti* y *D. insularis*, como propone Madagascar en la Propuesta 38, ayudaría a garantizar la eficacia de los controles de la aplicación sobre la especie objeto de la propuesta.

Evaluadores de la información del resumen únicamente: M. D. Kusrini y C. Ratsimbazafy.

Referencias:

La información que aparece sin referencias en el resumen está extraída de la justificación de la propuesta.

-
- ¹ Andreone, F. (2016) *In litt.* to the IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.
 - ² Raxworthy, C.J., Vences, M., Andreone, F. & Nussbaum, R. (2008) *Dyscophus antongilii*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008.
 - ³ Ratsimbazafy, C. (2016) *In litt.* to the IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.
 - ⁴ Andreone, F., Mercurio, V. & Mattioli, F. (2006) Between environmental degradation and international pet trade: conservation strategies for the threatened amphibians of Madagascar. *Natura – Soc. it. Sci. nat. Museo civ. Stor. Nat. Milano, (Milano, Italy) 95: 81-96.*
 - ⁵ TRAFFIC (2010) Hundreds of Malagasy tortoises seized in Malaysia. <http://www.traffic.org/home/2010/7/16/hundreds-of-malagasy-tortoises-seized-in-malaysia.html>. Viewed on 26th May 2016.
 - ⁶ Ramiandrivo (2016) *In litt.* to TRAFFIC.
 - ⁷ CITES (2016) The CITES export quotas. <https://cites.org/eng/resources/quotas/index.php> Viewed on 28th June.
 - ⁸ See for example: <https://cites.org/sites/default/files/eng/com/ac/26/sum/E-AC26-SumRec.pdf>.

Inclusión de *Dyscophus guineti* (rana tomate falsa) y *D. insularis* (rana tomate insular) en el Apéndice II

Autor de la propuesta: Madagascar

Resumen: *Dyscophus guineti* (la rana tomate falsa) y *D. insularis* (la rana tomate insular) son dos especies de las tres que incluye el género *Dyscophus*, todas endémicas de Madagascar. La tercera especie, *D. antongilii*, fue incluida en el Apéndice I en 1987 y es objeto de una propuesta aparte para transferirla del Apéndice I al Apéndice II (Propuesta 37). Se trata en los tres casos de ranas de un atractivo color rojo anaranjado.

Las especies del género *Dyscophus* son conocidas por reproducirse de forma explosiva ante la disponibilidad de agua durante la estación lluviosa (normalmente de enero a marzo), período durante el que se pueden encontrar abundantemente en sus lugares de cría. Las hembras liberan cientos de huevos en el agua tras las cópulas.

Dyscophus guineti

La distribución conocida de *D. guineti* incluye una serie de manchas del bosque lluvioso remanente en la zona oriental del centro de Madagascar. Es una especie muy reservada de la que se cree muy probable que esté más extendida de lo que indican las citas existentes¹. La población general es desconocida, y localmente puede variar de extremadamente común a muy escasa¹. La madurez sexual se alcanza entre los 3 y 4 años, comparativamente antes en los machos que en las hembras².

El hábitat de esta especie está afectado por la conversión de bosques a uso agrario, extracción de madera, producción de carbón y potencialmente por actividades mineras a pequeña escala. No parece que la especie pueda tolerar degradaciones fuertes del hábitat. No se conoce utilización local de esta especie.

A consecuencia de la inclusión en el Apéndice I en 1987 de la especie similar *Dyscophus antongilii*, los recolectores interesados en “especies rojas del género *Dyscophus*” han virado su atención a *D. guineti*, la cual se captura actualmente para la exportación³. Los datos sobre comercio de Estados Unidos muestran que este país importó unos 5.300 especímenes vivos de *D. guineti* desde Madagascar en el período de 2004 a 2013, con una media anual más alta al comienzo de este período que hacia su final (unos 780 anuales de 2004 a 2007 y aproximadamente 360 entre 2008 y 2013)⁵. Los datos sobre comercio de Madagascar indican un aumento de las cantidades exportadas y de países importadores en años recientes, desde unos 150 especímenes exportados a tres países en 2013 a 2.400 especímenes exportados a 11 países en 2015. En los últimos años Estados Unidos ha declarado la exportación de cantidades significativas de especímenes criados en cautividad⁵.

No existen pruebas del posible impacto de las capturas para abastecer el comercio de *D. guineti*, especie que, según se ha indicado, se captura principalmente en una zona (alrededor de Fierenana). Se ha informado de que las poblaciones han sido afectadas por las capturas³, aunque se ha observado igualmente que los niveles de capturas eran, al menos en 2008, demasiado bajos para tener un impacto grave sobre las poblaciones¹.

La especie está clasificada en la Lista Roja de la UICN en la categoría de Preocupación menor (2016).

Dyscophus insularis

Esta especie tiene una distribución amplia a través del oeste de Madagascar, desde Ambania hasta el sur de Toliara. Sobre la base del amplio espectro de hábitats que ocupa y la evidente variación geográfica que muestra en morfología y color, se ha sugerido que de hecho esta especie podría estar constituida por múltiples especies⁴. No se ha podido encontrar información cuantitativa sobre el tamaño de la población en el medio silvestre, pero se ha citado como una especie común⁴, de la que se dice además que es muy abundante localmente³.

No existen datos cuantitativos, pero es probable que la especie esté afectada por la pérdida de hábitat.

Según los datos de Madagascar, las exportaciones de *D. insularis* y el número de países importadores han aumentado en años recientes. En 2012 Madagascar no registró ninguna exportación, mientras que en 2015 habían aumentado hasta 720 ranas exportadas a 6 países. Estados Unidos informó de la importación de 4.503 especímenes silvestres de *D. insularis* de Madagascar entre 2004 y 2013, período en que las

exportaciones eran por lo general más altas a su comienzo pero de alguna manera han aumentado de nuevo en años recientes⁵. Al igual que sucede con *D. guineti*, Estados Unidos ha declarado la exportación de cantidades significativas de especímenes criados en cautividad en los últimos años.

No se considera que los niveles de comercio internacional constituyan uno de los factores principales que están afectando a la especie⁴, que está clasificada en la Lista Roja de la UICN en la categoría de Preocupación menor (2016).

Ambas especies están protegidas por la legislación nacional (Decreto 2006-400), que permite las capturas fuera de los espacios protegidos y con autorización.

Ambas especies, particularmente *Dyscophus guineti*, se parecen a *D. antongilli*^{3, 6}.

Análisis:

Dyscophus guineti

Dyscophus guineti tiene una distribución amplia, y aunque no se conocen el tamaño de la población ni su tendencia, se ha indicado que es al menos localmente abundante. Los niveles registrados de comercio internacional para el mercado de mascotas son relativamente bajos, aunque los informes lo muestran como creciente en los últimos tiempos. Parte de la demanda de esta especie está abastecida por especímenes criados en cautividad fuera del único Estado de área de distribución. Se ha señalado una posible disminución de la población en el principal lugar de extracción, pero parece que representa solo una pequeña parte del área de distribución de la especie. No parece probable que la especie cumpla los criterios de inclusión en el Apéndice II que figuran en el Anexo 2a de la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP16)*.

Dyscophus insularis

Dyscophus insularis tiene una distribución amplia, y aunque no se conoce el tamaño de la población, parece que es común. Al igual que sucede con *D. guineti*, los niveles registrados de comercio internacional para el mercado de mascotas son relativamente bajos, aunque los informes lo muestran como creciente en los últimos tiempos. Parte de la demanda de esta especie está abastecida por especímenes criados en cautividad fuera del único Estado de área de distribución. No parece probable que la especie cumpla los criterios de inclusión en el Apéndice II establecidos en el Anexo 2a de la *Res. Conf. 9.24 (Rev. CoP16)*.

Ambas especies, particularmente *D. guineti*, se parecen a *D. antongilli*, la cual está ya incluida en los Apéndices, y en consecuencia ambas especies cumplen los criterios de inclusión en el Apéndice II de conformidad con el Anexo 2b de la *Res. Conf. 9.24 (Rev. CoP16)* (criterio de semejanza). Si esta Propuesta y la Propuesta 37 (transferir *D. antongilli* al Apéndice II) fueran aceptadas, eso tendría el mismo efecto que incluir el género entero en el Apéndice II.

Evaluadores de la información del resumen únicamente: M. D. Kusrini y C. Ratsimbazafy.

Referencias:

La información que aparece sin referencias en el resumen está extraída de la justificación de la propuesta.

¹ IUCN SSC Amphibian Specialist Group (2016) *Dyscophus guineti*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016. View on 6th July 2016.

² Tessa, G., Guarino, F.M., Randrianirina, J.E. & Andreone, F. (2011) Age structure in the false tomato frog *Dyscophus guineti* from eastern Madagascar compared to the closely related *D. antongilli* (Anura, Microhylidae), *African Journal of Herpetology*, 60:84-88.

³ Andreone, F. (2016) *In litt.* to the IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.

⁴ IUCN SSC Amphibian Specialist Group (2016) *Dyscophus insularis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016. Viewed on 6th July 2016.

⁵ Analysis of US Fish & Wildlife Service Law Enforcement Management Information System (LEMIS) data, May 2016.

⁶ Ratsimbazafy, C. (2016) *In litt.* to the IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.

Inclusión de *Scaphiophryne marmorata*, *S. boribory* y *S. spinosa* (ranas cavadoras) en el Apéndice II

Autor de la propuesta: Madagascar

Resumen: *Scaphiophryne boribory*, *S. marmorata* y *S. spinosa*, conocidas como ranas cavadoras (traduciendo su nombre común del inglés), son miembros de un género endémico de Madagascar en el que se reconocen actualmente nueve especies, una de las cuales, *S. gottlebei*, se incluyó en el Apéndice II en 2003. Las tres especies de la presente propuesta son de color marrón verdoso y tienen dibujos atractivos. Se supone que todas las especies del género son reproductoras explosivas que solo se reproducen una vez cada estación lluviosa tras las primeras lluvias fuertes¹. Pasan mucho tiempo bajo tierra.

Debido a su atractiva coloración, existe una cierta demanda de estas especies en el comercio internacional de mascotas. Sin embargo, sus hábitos cavadores podrían limitar esta demanda y su atractivo quedar confinado principalmente a aficionados especializados². No se conoce utilización local de ninguna de estas especies.

Scaphiophryne boribory fue descrita en 2010 en la región de Fieranana, al este de Madagascar, donde presenta una distribución más extensa de lo que se pensaba previamente una vez que se ha conocido su presencia en el bosque de Bemanevika y la Reserva Especial Marotondrano³. Ha sido citada como localmente común pero se presume que su población está en disminución debido a la pérdida y degradación del hábitat por conversión de la tierra al uso agrario y localmente a actividades mineras. La especie se clasificó en la Lista Roja de la UICN en la categoría de En peligro (2008), debido en parte a lo reducido de la distribución que se conocía en aquel momento⁴.

El comercio conocido de esta especie es muy reducido, y se ha indicado que se captura alrededor de Fieranana y Marotondrano para abastecer al comercio. Estados Unidos no ha registrado ninguna importación de esta especie en su país entre 2004 y 2013, mientras que los datos sobre exportaciones de Madagascar de 2014 y 2015 muestran la exportación a Japón de 40 ejemplares en 2015.

Scaphiophryne marmorata está presente en la parte oriental del centro de Madagascar, desde el sur de Zahamena hasta la región de Andasibe. Tiene una extensión de la presencia de alrededor de 15.000 km². El tamaño de la población es desconocido. La especie se considera localmente abundante pero se cree que su población total está disminuyendo a consecuencia de la pérdida y degradación de hábitat. Está clasificada en la Lista Roja de la UICN en la categoría de Vulnerable (2016).

El comercio conocido de esta especie es reducido, aunque mayor que el de las otras dos especies de esta propuesta. Estados Unidos informó sobre la importación de 2.387 especímenes vivos de *S. marmorata* procedentes de Madagascar entre 2004 y 2013, todos los cuales eran de origen silvestre. Las importaciones durante este período fueron superiores en su comienzo, con unos 740 especímenes anuales en 2004 y 2005 frente a unos 115 especímenes anuales entre 2006 y 2013. Los datos sobre exportaciones de Madagascar indican la exportación de 245 especímenes en 2015 a cinco países diferentes.

Scaphiophryne spinosa tiene una amplia distribución en el este de Madagascar, desde Masoala hacia el sur hasta las Chaines Anosyennes en el extremo sur⁵. No existen estimaciones de la población. Según se ha indicado la especie puede tolerar cierta modificación del hábitat y no se considera actualmente amenazada. Está clasificada en la Lista Roja de la UICN en la categoría de Preocupación menor (2016).

Se conoce muy poco comercio de esta especie, y los datos sobre el comercio de Estados Unidos durante el período 2004-2013 muestran que este país importó 41 especímenes vivos desde Madagascar en 2008. Madagascar, por su parte, registró durante el período de 2012 a 2015 la exportación de 180 individuos vivos en 2015.

Scaphiophryne spinosa fue separada de *S. marmorata* en 2002. Las áreas de distribución de las dos especies se solapan y se ha indicado que todavía se confunden con frecuencia en el comercio⁶. De hecho puede ocurrir que las tres especies se exporten conjuntamente como *Scaphiophryne* sin identificación a nivel de especie.

Las tres especies están protegidas por la legislación nacional (Categoría I y Clase II del Decreto 2006-400), lo que implica que el comercio es legal si se demuestra que los especímenes fueron capturados fuera de las áreas protegidas, o si se ha obtenido un permiso de captura en áreas protegidas con finalidad científica⁷.

Se sabe que otras especies del género *Scaphiophryne*, tales como *S. madagascariensis* y *S. pustulosa*, son objeto de comercio, y podría ser difícil para una persona no experta identificar todas las especies de este género^{8,7}, aunque un experto ha indicado que se podría hacer si se cuenta con cierta orientación⁶. Sin embargo, las tres especies objeto de esta propuesta son relativamente diferentes de las otras especies del género, por lo que, con la ayuda de ciertas orientaciones, estas tres especies podrían diferenciarse de las otras especies del género *Scaphiophryne* y de *S. gottlebei*⁹.

Análisis: *Scaphiophryne boribory*, *S. marmorata* y *S. spinosa* tienen áreas de distribución relativamente amplias en el este de Madagascar. No existe información sobre el estado general de la población de ninguna de ellas, aunque las tres se han descrito como al menos localmente abundantes. Es probable que las poblaciones de *S. boribory* y *S. marmorata* estén disminuyendo globalmente debido a la pérdida y degradación de hábitat. Las tres son objeto de comercio internacional pero solo *S. marmorata* en cierta cantidad, e incluso los niveles totales de comercio de esta especie son relativamente bajos; es probable que la demanda de estas tres especies en el mercado internacional sea limitada. No parece probable que ninguna de estas tres especies cumpla los criterios de inclusión en el Apéndice II establecidos en el Anexo 2a de la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP16)*. Sin embargo, dadas las dificultades para diferenciar estas especies entre sí, si una de ellas fuera incluida en el Apéndice II las otras cumplirían los criterios de inclusión que figuran en el Anexo 2b A (criterios de semejanza) de la Resolución.

La especie del Apéndice II *Scaphiophryne gottlebei* se incluyó en el proceso de Examen del comercio significativo en 2008, a raíz de lo cual el Comité de Fauna de la CITES concluyó que Madagascar estaba cumpliendo los requerimientos del Artículo IV del texto de la Convención relativos a esta especie. Parece que ninguna de las especies de esta propuesta cumple los criterios de inclusión que figuran en el Anexo 2b de la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP16)*.

Evaluadores de la información del resumen únicamente: M. D. Kusrini y C. Ratsimbazafy.

Referencias:

La información que aparece sin referencias en el resumen está extraída de la justificación de la propuesta.

¹ IUCN SSC Amphibian Specialist Group. (2016) *Scaphiophryne marmorata*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016.

² Vences, M. & Glaw, F. (2008) *Scaphiophryne marmorata*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008. Accessed 18 May 2016.

³ Rabearivony, J., Raselimanana, A.P., Andriamazava, M.A., Thorstrom, R. & Rene de Roland, L. (2010) A new locality for the endangered microhylid frog *Scaphiophryne boribory* from northern Madagascar and a rapid survey of other amphibians of the Bemanevika region. *Herpetology Notes* 3:105-109.

⁴ Vences, M., Raxworthy, C.J. & Glaw, F. (2008) *Scaphiophryne boribory*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008.

⁵ IUCN SSC Amphibian Specialist Group (2016) *Scaphiophryne spinosa*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016.

⁶ Vences, M. (2016) *In litt.* to the IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.

⁷ Ratsimbazafy, C. (2016) *In litt.* to the IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.

⁸ Andreone, F. (2016) *In litt.* to the IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.

⁹ Jenkins, M. (2016) *In litt.* to the IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.

Inclusión de *Telmatobius culeus* (rana gigante del lago Titicaca) en el Apéndice I

Autores de la propuesta: Bolivia y Perú

Resumen: La rana gigante del lago Titicaca (*Telmatobius culeus*) es una rana totalmente acuática que se encuentra en Bolivia y Perú, donde su área de distribución queda limitada al lago Titicaca (unos 8.500 km² repartidos entre el lago Menor (2.100 km²) y el lago Mayor (6.450 km²)), situado en la frontera entre Bolivia y Perú, y a algunas masas de agua cercanas en Perú, con una superficie total de unos 17.500 km². También se conoce como la "rana escroto del Titicaca" por los pliegues de su piel. Se encuentra con mayor frecuencia en aguas poco profundas pero también se ha encontrado a 100 m de profundidad¹. Se supone que su intervalo generacional es de cinco años.

Teniendo en cuenta el tamaño del lago Titicaca y la dificultad para observar las partes más profundas de este, resulta difícil hacer una estimación del tamaño de la población. Dos estimaciones del año 2002 arrojaron resultados muy diferentes: la primera estimó una población entre 17 millones (+/- 14 millones) en la época seca y 51 millones (+/- 34 millones) en la época de lluvias; la segunda estimó una población de 2,5 millones, suponiendo que la especie estaba presente hasta una profundidad de 40 m. También hay mucha variación entre las estimaciones locales de densidad poblacional. En un área muestreada en una parte del lago Titicaca se estimó una densidad de 0,57 adultos y 1,63 ranas por m². En la mayoría de los casos, las ranas se encontraban a profundidades entre dos y tres metros. No obstante, en el estudio no se evaluó la presencia de la especie por debajo de los cinco metros de profundidad. En otro estudio³ se observaron densidades en la parte boliviana del lago de 1,14 individuos por 100 m² en el lago Menor y de 2,05 individuos por 100 m² en el lago Mayor. Teniendo en cuenta que estas estimaciones están basadas en transectos cortos cercanos a la orilla y en observaciones hasta dos metros de profundidad, no parece razonable extrapolar los valores obtenidos a todo el lago.

En un informe de 2008, se estimó que la población había sufrido una disminución de aproximadamente el 40 % entre 1999 y 2008 en la parte boliviana del lago Menor⁴. En las zonas controladas por el proyecto Iniciativa Anfibios de Bolivia/ Museo de Historia Natural Alcide d'Orbigny, en algunos sitios la población observada había disminuido en un 70 % con respecto a años anteriores.

Ha habido casos de mortalidad masiva asociada a la proliferación de algas a consecuencia de la contaminación orgánica de la zona del lago Menor en 2009, 2011 y 2015. Después de ocurrir uno de estos incidentes en abril y mayo de 2015⁵, se concluyó que no había presencia de *T. culeus* en un área de 500 km². Se ha detectado la presencia del "hongo quitrido" y del ranavirus entre la población pero no hay datos sobre el impacto que esto pueda tener. Prácticamente toda la información relativa a los impactos potenciales sobre la especie se obtiene del lago Menor. La ciudad más grande de la cuenca del lago (El Alto, Bolivia) está situada en esa parte del lago, que se considera la más afectada por las influencias antropogénicas. La mayor parte del agua del lago, especialmente la del lago Mayor, todavía es agua limpia.⁶

A pesar de estar prohibida su extracción, se sabe que la especie se utiliza en el ámbito nacional, tanto en Bolivia como en Perú; se usa con frecuencia para sopas o en zumos que supuestamente tienen propiedades medicinales y afrodisíacas. Las ancas de rana se sirven como plato exótico, consumido principalmente por turistas. Aparentemente, la mayor parte de la extracción (estimada en aproximadamente 55.000 ejemplares anuales) está destinada al consumo local aunque, según se informa, la extracción que se realiza en el lado boliviano del lago se destina a los mercados de Lima (Perú)^{4, 7}.

Salvo el posible comercio transfronterizo antes apuntado, las pruebas de la existencia de comercio internacional son muy limitadas. Según informes, hubo dos casos en 2009 y 2016 en que se interceptó un número reducido de ejemplares vivos, aparentemente en tránsito a Europa. Siendo Alemania uno de los principales países de Europa en los que se mantienen anfibios, no hay constancia de la especie en colecciones privadas y tampoco se encuentra en ningún zoológico europeo^{8, 9}. No hay pruebas concluyentes de la exportación de la especie como alimento. Según los datos de la base de datos UN Comtrade, hay registrada una importación de 33.700 kg de ancas de rana (Código SA 020802) desde Perú a Francia en el año 2002 pero no es posible determinar de qué especie se trataba y tampoco hay indicios de que se tratara de *T. culeus*.

La especie está clasificada en la Lista Roja de la UICN en la categoría de En peligro crítico (2004; esta clasificación debe ser actualizada).

Análisis: *Telmatobius culeus* no tiene un área de distribución restringida. Las estimaciones de su población total varían enormemente pero queda evidente que la población de la especie no es pequeña. Hay indicios de disminuciones de la población –en algunos casos notables– en unas zonas del lago Titicaca, el lago que constituye la mayor parte de su área de distribución. Toda la información en este sentido se refiere al lago Menor, que representa la cuarta parte de la superficie del lago Titicaca. No hay datos sobre las tendencias de la población en el lago Mayor ni en las otras masas de agua en las que la especie está presente, aunque los impactos antropogénicos son menores en el lago Mayor que en el lago Menor. Existen indicios de la existencia de algún comercio transfronterizo entre Bolivia y Perú pero muy pocas pruebas de la existencia de otros casos de comercio internacional. En suma, los datos son insuficientes para poder determinar si la especie cumple o no los criterios para la inclusión en el Apéndice I.

Evaluador de la información del resumen únicamente: R. Melisch.

Referencias:

La información que aparece sin referencias en el resumen está extraída de la justificación de la propuesta.

- ¹ Carnivora (2016) Titicaca Water Frog - *Telmatobius coleus*. <http://carnivoraforum.com/topic/10464453/1/>. Viewed on 1st July 2016.
- ² Genova, M. I. (2011) *Density and habitat preferences of Lake Titicaca frog (Telmatobius culeus) at NorthWest of Copacabana peninsula*. Master Thesis. Wageningen Universiteit.
- ³ Flores López, V. (2013) *Preferencia de hábitat y densidad de Telmatobius culeus (Familia: Ceratophryidae) en el Lago Titicaca*. Tesis De Licenciatura, Universidad Mayor De San Andrés Facultad De Ciencias Puras Y Naturales Carrera De Biología.
- ⁴ Perez Bejar, M.E. (2009) *Telmatobius culeus*. In Ministerio de Medio Ambiente y Agua (2009). Libro rojo de la fauna silvestre de vertebrados de Bolivia. Ministerio de Medio Ambiente y Agua, La Paz, Bolivia.
- ⁵ Saravia, A.M. (2016) SOS Final Technical Report- *Telmatobius coleus*.
- ⁶ Shahriari, S. Urban population boom threatens Lake Titicaca. Available at: <https://www.theguardian.com/environment/2012/jan/12/urban-population-boom-lake-titicaca>. Viewed on 6th July 2016.
- ⁷ Munoz Saravia, A. (2016) *In litt.* to IUCN/ TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.
- ⁸ Lutzmann, N. (2016) *In litt.* to R. Melisch, TRAFFIC, Germany.
- ⁹ Wirth, R., Schratler, D. Dollinger, P., Janzen, P., Klös, H., Ziegler, T., Schmidt, F. (2016) All *In litt.* to R. Melisch, TRAFFIC, Germany.

Inclusión de *Paramesotriton hongkongensis* (tritón de vientre rojo) en el Apéndice II

Autor de la propuesta: China

Resumen: *Paramesotriton hongkongensis*, el tritón de vientre rojo, es un anfibio relativamente grande y robusto endémico de China, donde se encuentra en la Región Administrativa Especial (RAE) de Hong Kong y la provincia costera de Guangdong, en China continental. Se estima que su área de distribución total abarca unos 20.000 km². Es un animal principalmente terrestre que pasa como promedio entre 45 y 60 días al año en riachuelos y el resto del tiempo en hábitat terrestre¹. Tiene unos requerimientos elevados y esenciales en materia de calidad del agua. Su reproducción es estacional y las hembras ponen unos 120 huevos por año. Los ejemplares alcanzan la madurez sexual entre los tres y los cinco años de edad.

La información disponible indica que es posible que la especie sea relativamente abundante al menos en algunas partes de su área de distribución. El seguimiento realizado en siete charcas de reproducción en Hong Kong (RAE) entre 2007 y 2014 indicó que, en términos generales, la población de esas localidades era estable. Una gran parte de la población de Hong Kong (RAE) se encuentra en áreas protegidas y se considera que, en general, esas poblaciones son estables¹. Se cree que es probable que las poblaciones de Hong Kong (RAE) sean de mayor tamaño que las de China continental².

Según los informes, la especie está afectada por la alteración de su hábitat, la canalización de arroyos y ríos y la contaminación del agua. Además, ha sido objeto de extracciones para uso nacional y exportación, en ambos casos como mascota, y también para instituciones de investigación.

En un estudio de los mercados de mascotas realizado en la provincia de Guangdong de 2006 a 2008 se documentó a menudo la presencia de especies del género *Paramesotriton*; además, se informó sobre la presencia de un gran número de ejemplares del género en mercados de mascotas de grandes ciudades de China continental a principios de los años 1990. No obstante, es probable que esos informes se refieran a otras especies del género *Paramesotriton* que aún no habían sido descritas¹.

Los datos sobre comercio indican que, como promedio, se importaron a Estados Unidos unos 40.000 ejemplares de *P. hongkongensis* cada año entre 2004 y 2013³. Las importaciones aumentaron entre 2006 y 2010 y disminuyeron considerablemente en 2013. La importación de caudados (tritones y salamandras) asiáticos a Estados Unidos se ha suspendido debido a preocupaciones relativas a enfermedades^{4,5}. No hay registros comerciales de esta especie en la Unión Europea, aunque está incluida desde 2009 en el Anexo D de los reglamentos de la UE relativos al comercio de fauna y flora silvestres.

Es probable que se haya confundido a la especie con otras especies del género *Paramesotriton* o con especies de los géneros *Cynops*, *Hyselotriton* o *Pachytriton* en el comercio. Este tritón se ha importado a Estados Unidos con los nombres genéricos *Paramesotriton*, *Triturus* y *Trituroides*.

La especie está incluida en la legislación de Hong Kong (RAE) desde 1997 y en la de China desde 2000; su extracción está sujeta a un permiso de las autoridades competentes en ambas jurisdicciones y no se permite en las áreas protegidas.

Una proporción creciente de las importaciones de Estados Unidos corresponde a ejemplares declarados como criados en cautividad³; sin embargo, no se tiene constancia de que exista la cría en cautividad a gran escala de la especie para fines comerciales en Hong Kong (RAE) y se piensa que es improbable que esta sea económicamente viable ya que los ejemplares alcanzan precios relativamente bajos². La especie se ha logrado criar en cautividad por aficionados en Hong Kong (RAE)², Europa y Estados Unidos.

Aunque al parecer es posible distinguir la especie *P. hongkongensis* de otras especies similares a partir de sus características morfológicas, la identificación puede ser difícil para personas no expertas.

La especie está clasificada en la Lista Roja de la UICN en la categoría de Casi amenazada (2004 – la clasificación necesita ser actualizada).

Análisis: *Paramesotriton hongkongensis* tiene un área de distribución bastante grande en la cual se indica que una gran parte de la población se encuentra en áreas protegidas y al parecer es estable, al menos en Hong Kong (RAE). La especie se ha extraído en el pasado en cantidades considerables para su uso y exportación como mascota y animal de laboratorio; no está claro cuál es el impacto de este aprovechamiento. El único país que se sepa que ha importado números importantes de ejemplares es

Estados Unidos, que por el momento ha suspendido la importación de todos los caudados asiáticos, por lo que parece improbable que la especie cumpla los criterios para su inclusión en el Apéndice II.

Evaluadores de la información del resumen únicamente: A. Lau, S. Chng, M. Lau y J. Janssen.

Referencias:

La información que aparece sin referencias en el resumen está extraída de la justificación de la propuesta.

¹ Lau, A. (2016) *In litt.* to the IUCN/TRAFFIC Analysis Team, Cambridge, UK.

² Lau, M. (2016) *In litt.* to the IUCN/TRAFFIC Analysis Team, Cambridge, UK.

³ Analysis of US Fish and Wildlife Service Law Enforcement Management Information System (LEMIS) data, May 2016.

⁴ UNEP-WCMC (2016) *Review of the risk posed by importing Asiatic species of Caudate amphibians (salamanders and newts) into the EU*. UNEP-WCMC, Cambridge.

⁵ Stark, T. (2016) *Batrachochytrium salamandrivorans* (Bsal). <http://www.cabi.org/isc/datasheet/120547>. Viewed on 1st July 2016.

Inclusión de *Carcharhinus falciformis* (tiburón sedoso o jaquetón) en el Apéndice II

Autores de la propuesta: Bahamas, Bangladesh, Benín, Brasil, Burkina Faso, Comoras, Egipto, Fiji, Gabón, Ghana, Guinea, Guinea-Bissau, Maldivas, Mauritania, Palau, Panamá, República Dominicana, Samoa, Senegal, Sri Lanka, Ucrania y la Unión Europea

Resumen: *Carcharhinus falciformis*, el tiburón sedoso o jaquetón, está distribuido en todo el mundo en aguas tropicales oceánicas y costeras. Está presente en las aguas territoriales de más de 110 Estados del área de distribución y en aguas internacionales.

El tiburón sedoso es una especie altamente migratoria; a menudo está asociada a montes submarinos y los juveniles se suelen congregarse alrededor de objetos flotantes. Estos tiburones pueden ser longevos y se considera que normalmente pueden alcanzar la edad de 20 años¹ y en algunos casos más. Es una especie de crecimiento lento y madurez tardía (entre los 7 y 15 años en las hembras) que tiene pocas crías por camada (entre 4 y 18 crías² después de una gestación de 9 a 12 meses, con al menos un año de descanso entre partos). En general se considera que la productividad de la especie es baja. Se desconoce el tamaño total de la población y casi todas las estimaciones sobre cambios en el tamaño de esta se han derivado de datos pesqueros. Es difícil interpretar esos datos ya que los desembarcos no se suelen declarar a nivel de especie, existe una falta de información generalizada sobre el tamaño, el peso y el número de los ejemplares capturados, y los cambios en la gestión y presentación de informes hacen que sea muy difícil realizar análisis de datos de series temporales, particularmente en el caso de períodos largos. En los casos en los que se han observado disminuciones, estas se han atribuido a la mortalidad provocada por la pesca.

La especie se captura en muy grandes cantidades, principalmente de forma accidental en la pesca de atún con palangre pero también en la pesca con redes de cerco en algunas pesquerías dirigidas a tiburones. No se conoce la existencia de ninguna población importante que no esté explotada.

Se considera que los informes sobre las capturas y los desembarcos de tiburón sedoso son inferiores a las cifras reales. Según datos de la FAO, Irán, Sri Lanka, Taiwán (provincia de China), Ecuador y Costa Rica son los principales Estados que han pescado tiburón sedoso en los últimos años. Las capturas totales declaradas por estos fueron de unas 7.500 t en 2010 y se redujeron a poco menos de 5.000 t en 2014.

La especie se puede utilizar por su carne, particularmente en Omán y Taiwán (provincia de China) y en menor medida por la piel, el aceite de hígado, el cartílago y los dientes. La parte principal de los tiburones sedosos que se comercializa es su aleta, que es objeto de demanda en Asia oriental, sobre todo en China. En una evaluación realizada a partir de datos del año 2000 se estimó que en ese momento se utilizaban cada año como mínimo entre 500.000 y 1,5 millones de ejemplares de la especie por sus aletas, lo que representaba aproximadamente un 5 % de las aletas de tiburón que se comercializaban en esa época³. Una evaluación realizada en 2014 utilizando distintos métodos concluyó que la especie era la segunda en importancia (por peso) en el mayor mercado mundial de aletas de Hong Kong (Región Administrativa Especial) y representaba aproximadamente el 5 % del peso total de la muestra; no se evaluaron las cantidades absolutas comercializadas⁴.

Se ha informado sobre numerosas disminuciones en las capturas y en los stocks, algunas de ellas generalizadas. En el Pacífico occidental y central, según una estimación realizada en 2013, los stocks se habían reducido al 30 % del valor teórico de la biomasa de equilibrio no explotada; en ese momento se calculaba que la explotación era 4,5 veces mayor que el nivel sostenible. Un análisis reciente de los datos sobre la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) correspondientes a la región mostró grandes fluctuaciones, por lo que fue imposible establecer una tendencia⁵. Según un análisis de la información disponible más reciente sobre el Pacífico oriental, se ha producido una disminución del 77 % en la CPUE en el stock meridional, a partir de una comparación entre los datos de los períodos 1994-1996 y 2004-2013; los datos del período 2014-2015 mostraron un ligero aumento en la CPUE. Los datos sobre el stock septentrional indicaron una disminución total del 37 % en la tasa de capturas en dispositivos flotantes entre 1994 y 2015⁵.

Se dispone de muy pocos datos sobre el océano Índico. Las capturas anuales declaradas en Sri Lanka han disminuido, pasando de unas 20.000 t como promedio entre 1997 y 2000 a menos de 5.000 t a partir de 2005, y unas 3.500 t entre 2012 y 2014. No se han comunicado cambios en el esfuerzo de pesca. Los pescadores de las Maldivas han señalado disminuciones de entre el 50 % y el 90 % en los desembarcos de la especie en los últimos 20 años.

En el Atlántico norte, un estudio realizado en 2007 reveló una disminución del 50 % en la CPUE en la pesca de palangre entre 1986 y 2005; el mismo estudio indicó una disminución del 46 % entre 1992 y 2005 en la pesca de palangre a partir de datos de observadores. Los análisis de las capturas en el Golfo de México entre los años 1950 y los años 2000 muestra que el tamaño medio de los ejemplares de tiburón sedoso desembarcados ha disminuido, pasando de 100 kg a 23 kg. También se han señalado disminuciones en el tamaño medio de los ejemplares y un aumento de la proporción de juveniles en Costa Rica y en el sureste de Estados Unidos.

La mortalidad provocada por la pesca de tiburones capturados en redes de cerco en el océano Índico se situó en torno a un 80 % entre 2011 y 2012, y aproximadamente la mitad de los ejemplares descartados vivos de las redes de cerco murieron posteriormente. Las pesquerías pelágicas de palangre frente a la costa suroriental de los Estados Unidos informaron de que un 26 % de los tiburones sedosos capturados fueron liberados vivos (un 44 % fueron descartados muertos y se retuvo un 30 %), aunque se desconoce la tasa de supervivencia de los ejemplares tras ser liberados.

El tiburón sedoso está protegido por la legislación nacional en más de diez países y 21 países, la Unión Europea (UE) y nueve organizaciones regionales de ordenación pesquera (OROP) prohíben el cercenamiento de aletas, lo cual podría contribuir a reducir la mortalidad de ejemplares de la especie si se logra que una mayor proporción de los tiburones capturados sean liberados con vida. La especie está incluida en el Anexo I, Especies altamente migratorias, de la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar. En 2014, la Convención sobre la Conservación de las Especies Migratorias (CMS) incluyó al tiburón sedoso en su Apéndice II y en 2016 se incorporó la especie en el Memorando de Entendimiento sobre la conservación de los tiburones migratorios.

La gestión de la pesca de esta especie en alta mar corresponde a las OROP de tónidos. La Comisión Internacional para la Conservación del Atún del Atlántico (CICAA) y la Comisión de la Pesca del Pacífico Central y Occidental (WCPFC) prohíben la retención a bordo, el transbordo y desembarque de partes o cadáveres enteros de tiburones sedosos en las pesquerías cubiertas por esas Convenciones. No obstante, existe la preocupación de que se realiza muy poco o ningún control del cumplimiento de estas medidas. Aunque la Comisión del Atún para el Océano Índico (CAOI) reconoce que el stock de la especie en el océano Índico se está agotando, por el momento aún no ha tomado ninguna medida de gestión al respecto.

La UICN clasificó a la especie en la categoría de Casi amenazada en 2009.

En el comercio de aletas de tiburón, los tiburones de la especie reciben la denominación de Wu Yang. En un estudio realizado en 2006 se observó que el 80 % de las muestras que recibían el nombre de Wu Yang procedían de tiburones sedosos, mientras que el resto procedía de otras especies distintas, de las que no fue posible identificar a algunas⁶.

Análisis: El tiburón sedoso es una especie de baja productividad con una distribución mundial en las aguas costeras y oceánicas. Es objeto de una extracción generalizada, principalmente como captura incidental en la pesca de atún con palangre. Las capturas se retienen principalmente para abastecer el comercio de aletas de tiburón, particularmente en Asia oriental. Hay pruebas de disminuciones, algunas de ellas acentuadas, en una gran parte de su área de distribución. Esas disminuciones se han atribuido a la sobreexplotación. Se dispone de poca información sobre el océano Índico, aunque hay informes localizados de disminuciones en las capturas en ese océano. Las pesquerías de atún con palangre son comunes en el océano Índico y no hay motivos para suponer que en esa zona estas no tengan un impacto similar sobre la población del tiburón sedoso al observado en los otros lugares de su área de distribución. No se tiene constancia de que exista ninguna población importante sin explotar. Por lo tanto, el tiburón sedoso parece cumplir los criterios para la inclusión en el Apéndice II que figuran en el Anexo 2a de la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP16)*, atendiendo a que es necesario regular la extracción para el comercio a fin de garantizar que la población de la especie no se esté reduciendo a un nivel en el que su supervivencia se vería amenazada.

Evaluadores de la información del resumen únicamente: V. Mundy, O. Sosa-Nishizaki, S. Clarke, A. Harry y G. Sant.

Referencias:

La información que aparece sin referencias en el resumen está extraída de la justificación de la propuesta.

¹ Clarke, S. (2016) *In litt.* to IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.

-
- ² Clarke, S., Coelho, R., Francis, M., Kai, M., Kohin, S., Liu, K.M., Simpfendorfer, C., Tovar-Avila, J., Rigby, C. & Smart, J. (2015). Report of the Pacific Shark Life History Expert Panel Workshop 28-30 April 2015: <https://www.wcpfc.int/node/21738>. Viewed on 30th June 2016.
- ³ Clarke, S. C., McAllister, M.K., Milner-Gulland, E.J., Kirkwood, G.P., Michielsens, C. G. J., Agnew, D.J., Pikitch, E.K., Nakano, H. & Shivji, M.S. (2006) Global estimates of shark catches using trade records from commercial markets. *Ecology letters* 9: 1115-1126.
- ⁴ Fields, A. T., Fisher, G. A., Shea, S. K. H., Zhang, H., Abercrombie, D. L., Feldheim, K. A., Babcock, E. A., Chapman, D. D. (Year unknown). Species composition of the global shark fin trade. Master's thesis.
- ⁵ Sant, G. (2016) *In litt.* to IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.
- ⁶ Clarke, S. C., Magnussen, J.E., Abercrombie, D.L., McAllister, M.K. & Shivji, M.S. (2006) Identification of shark species composition and proportion in the Hong Kong shark fin market based on molecular genetics and trade records. *Conservation Biology* 20: 201-211.

Inclusión de todas las especies de tiburón zorro del género *Alopias* en el Apéndice II

Autores de la propuesta: Bahamas, Bangladesh, Benín, Brasil, Burkina Faso, Comoras, Egipto, Fiji, Gabón, Ghana, Guinea, Guinea-Bissau, Kenia, Maldivas, Mauritania, Palau, Panamá, República Dominicana, Samoa, Senegal, Seychelles, Sri Lanka, Ucrania y la Unión Europea

Resumen: Las especies del género *Alopias*, conocidas como tiburones zorro, son tiburones migratorios que tienen una distribución muy amplia en las aguas oceánicas y costeras tropicales y templadas. Se caracterizan por tener el lóbulo superior de la aleta caudal extremadamente largo. Existen tres especies: el tiburón zorro (*Alopias superciliosus*), el tiburón azotador (*A. vulpinus*) y el tiburón azotador pelágico (*A. pelagicus*). Habitan en aguas cuya superficie está a temperaturas entre 16°C y 25°C, pero se han seguido ejemplares que han descendido a profundidades de hasta 723 m, donde las temperaturas se sitúan en torno a los 5°C¹. Sus áreas de distribución se solapan. La especie *Alopias vulpinus* está distribuida alrededor del globo y tiene una tolerancia considerable a las aguas frías, aunque las mayores concentraciones de ejemplares se suelen encontrar en aguas templadas costeras. La especie *A. superciliosus* también está distribuida alrededor del globo pero normalmente se suele encontrar a latitudes bajas y, al menos en el Pacífico, más en zonas pelágicas que costeras. La especie *A. pelagicus* es la menos conocida de las tres especies. Está ampliamente distribuida en el Indo-Pacífico pero su presencia no se ha documentado en el Atlántico⁴.

A. superciliosus llega a tener una longitud máxima de unos 4,6 m. Se estima que las hembras alcanzan la madurez sexual entre los 8 y los 15 años y los machos la alcanzan entre los 7 y los 13 años, y que la longevidad de la especie es de 20 a 21 años. El tamaño de la camada es pequeño (dos crías) y se considera que la gestación dura 12 meses². La especie tiene una productividad extremadamente baja. **A. vulpinus** es la especie de mayor tamaño, ya que puede alcanzar una longitud total (incluida la cola) de casi seis metros. Registros históricos y recientes sin confirmar indican que podría alcanzar una longitud incluso mayor. Un estudio reciente indica que su longevidad podría ser mayor que la estimada hasta el momento y tal vez supere los 38 años³. Se estima que los ejemplares alcanzan la madurez sexual a los cinco años como promedio. El tamaño de la camada suele ser pequeño (entre dos y siete crías) y puede presentar variaciones geográficas³. La gestación dura unos nueve meses. **A. pelagicus** puede alcanzar una longitud de casi cuatro metros. Su longevidad máxima documentada es de 29 años. Los ejemplares alcanzan la madurez sexual cuando alcanzan una longitud de entre 2,6 y 2,9 m; las camadas son de dos crías⁴. Los informes indican que la productividad de la especie es menor que la de *A. vulpinus*.⁸

Se desconoce el tamaño total de la población de ninguna de las tres especies y casi todas las estimaciones sobre cambios en el tamaño de las poblaciones se han derivado de datos pesqueros. Es difícil interpretar esos datos ya que los desembarcos no se suelen declarar a nivel de especie, existe una falta de información generalizada sobre el tamaño, el peso y el número de los ejemplares capturados, y los cambios en la gestión y presentación de informes hacen que sea muy difícil realizar análisis de datos de series temporales, particularmente en el caso de períodos largos. En los casos en los que se han observado disminuciones, estas se han atribuido a la mortalidad provocada por la pesca. Recientemente, *A. superciliosus* y *A. vulpinus* han sido objeto de un examen detallado realizado por el Servicio Nacional de Pesquerías Marinas del Organismo Nacional para el Estudio de los Océanos y la Atmósfera de Estados Unidos³. Dicho examen contiene información y análisis que en muchos casos reemplazan la información incluida en la justificación de la propuesta, particularmente en el caso de las disminuciones estimadas. Una gran parte de la información incluida en este análisis se ha extraído de ese examen.

Los tiburones zorro son capturados de forma accidental y en la pesca dirigida en muchas pesquerías costeras y pelágicas oceánicas en los lugares donde habitan. Se capturan principalmente en la pesca de palangre pero también con redes de enmalle de superficie o ancladas en el fondo marino y también se capturan de forma accidental con redes de arrastre y nasas. La pesca dirigida y la retención de las capturas accidentales son impulsadas por la demanda de la carne de estas especies (en el caso de *A. vulpinus* y *A. pelagicus*) y sus aletas. La carne se suele consumir a escala local (aunque cualquier captura en aguas internacionales se consideraría comercio en el marco de la CITES, al tratarse de una introducción procedente del mar). En cambio, las aletas son objeto de comercio internacional y se destinan principalmente a Asia oriental, particularmente China. Según los informes, la carne de *A. superciliosus* no se consume habitualmente³.

En general, se considera que los informes sobre las capturas de tiburones zorro son inferiores a las cifras reales en todo el mundo³. Los datos sobre capturas de la FAO indican que se capturaron 183.000 t de estos tiburones entre 1999 y 2014. El número total de capturas declaradas aumentó considerablemente, pasando de 3.400 t en 2004 a unas 12.000 t en 2005 (probablemente debido a cambios en la forma de presentar los informes⁵), y alcanzó un nivel máximo en 2011 con unas 22.000 t, descendiendo un poco hasta las 19.000 t en 2014. Indonesia, Ecuador, Sri Lanka y Estados Unidos son los países que han declarado el mayor número de capturas. Casi todos los datos sobre capturas (aproximadamente el 85 %) están declarados como *Alopias* spp., aunque algunas capturas se han declarado a nivel de especie: unas 3.000 t como *A. superciliosus*, unas 6.000 t como *A. vulpinus* y unas 20.000 t como *A. pelagicus* – en este último caso todas las capturas fueron declaradas por Ecuador como obtenidas en el Pacífico suroriental⁶.

La mayoría de las capturas declaradas se produjeron en el Pacífico (el 68 %), seguidas del océano Índico (el 29 %); en comparación, las capturas declaradas en el Atlántico, el Mediterráneo y el mar Negro son insignificantes.

Se dispone de información incompleta sobre el **océano Índico**. En la base de datos de la Comisión del Atún para el Océano Índico (CAOI) se documentó un aumento de las capturas de *A. vulpinus* a finales de los años 1990, alcanzando un nivel máximo de casi 1.000 t en 1999 para disminuir posteriormente. Las capturas declaradas de *A. superciliosus* han aumentado recientemente, pasando de niveles insignificantes a unas 200 t en 2002. La mayoría de las capturas declaradas corresponden al complejo *Alopias* spp. y han pasado de unas 1.000 t en 1990 a unas 5.000 t en 2012³. Se considera que los informes sobre las capturas son muy inferiores a las capturas reales en la región y no sirven para realizar estimaciones fiables sobre la captura por unidad de esfuerzo (CPUE). En un estudio realizado en 2013 se estimó que el nivel real de las capturas de tiburones del género *Alopias* en el **océano Índico** podría ser de unas 25.000 t anuales⁷.

En la parte septentrional del **Pacífico oriental**, la mayor parte de la información corresponde a *A. vulpinus*. Se considera que el stock de esta especie frente a la costa occidental de Norteamérica ha sufrido una disminución acentuada a partir de finales de los años 1970 a consecuencia de la mortalidad por la pesca. Las medidas de gestión han mejorado el estado de este stock, que se ha recuperado hasta alcanzar niveles próximos a los estimados de principios de los años 1970³.

En la parte meridional del **Pacífico oriental**, las capturas declaradas por Ecuador corresponden a *A. pelagicus* (véase la información facilitada más arriba). Las capturas de la mayor pesquería de tiburones (Perú) también parecen estar compuestas en gran medida por tiburones de esta especie. Pese a un aumento en el tamaño de la pesquería, los desembarcos de tiburones en Perú han disminuido aproximadamente en un 3 % anual entre 2000 y 2010, aunque las tendencias de las capturas de los tiburones del género *Alopias* no están claras³. Se sabe que la especie *A. superciliosus* es objeto de la captura incidental en la pesca con redes de cerco y palangre en el **Pacífico oriental** pero normalmente representa una pequeña proporción de las capturas totales de tiburones. No se dispone de información sobre las tendencias de la CPUE de las especies en esta pesquería³.

En el **Pacífico occidental y central**, en general se dispone de poca información sobre especies concretas, aunque se considera que *A. superciliosus* es la especie del género que predomina en las zonas pelágicas de esa parte del mundo. Datos aportados por observadores sobre especies concretas indican que la población de *A. superciliosus* podría ser estable o estar en aumento en la zona que corresponde a la pesquería de palangre de Hawái. Un análisis realizado en 2015 de datos normalizados sobre la CPUE en toda la región del **Pacífico occidental y central** (que no contenía datos sobre la pesquería de Hawái) sobre las tres especies del género conjuntamente indicó una disminución relativamente pequeña entre 2003 y 2011 y una disminución mucho más acentuada entre 2011 y 2014, aunque la información sobre 2014 estaba basada en pocos datos³. La especie *A. pelagicus* se captura en la pesca de palangre de Taiwán (provincia de China). Un análisis de la relación reproductor-recluta de la especie en las aguas orientales de Taiwán durante el período 1990-2004 indicó que el stock estaba ligeramente sobreexplotado en ese momento.⁸

En el **Atlántico meridional** la mayoría de las capturas de tiburones del género corresponden a *A. superciliosus*. La CPUE de la especie en la pesquería palangrera de Uruguay es baja, aunque los datos disponibles solo abarcan un corto período de tiempo, por lo que no es posible extraer tendencias. En la pesquería palangrera de Brasil se observaron pequeñas disminuciones en la CPUE hasta 2006 y a partir de ahí la especie desapareció de la pesquería, aunque se piensa que es probable que esto se deba al desplazamiento de la pesquería a latitudes más templadas donde no suele habitar la especie en vez de reflejar cambios en la población de esta³.

En el **Atlántico noroccidental y central** las estimaciones sobre las tendencias en la abundancia derivadas de índices normalizados de tasas de capturas de la pesquería de palangre de Estados Unidos hacen suponer que es probable que *A. vulpinus* y *A. superciliosus* hayan experimentado disminuciones históricas en su abundancia. Los índices normalizados de la abundancia de estas dos especies derivados de datos de observadores indican que es posible que sus poblaciones se hayan estabilizado desde los años 1990³.

En el **Mediterráneo**, la especie *A. superciliosus* se considera escasa y se han documentado disminuciones muy graves en los stocks de *A. vulpinus* (que podrían ser de hasta un 99 %) atribuidas a la mortalidad por la pesca³.

Se desconoce la proporción de tiburones del género *Alopias* que se desembarcan vivos. Un estudio realizado en los países y territorios insulares del Pacífico en el Pacífico occidental y central reveló que aproximadamente la mitad de los ejemplares de *A. superciliosus* desembarcados estaban muertos o tenían pocas probabilidades de sobrevivir tras su liberación.

La cantidad de aletas de tiburones del género *Alopias* identificados en los mercados de aletas de Hong Kong (Región Administrativa Especial) a principios de los años 2000 era equivalente a entre 350.000 y 3,9 millones de tiburones del género, es decir, a la muerte y comercialización de entre 12.000 y 85.000 t de biomasa cada año. Esto representaba aproximadamente un 2,3 % del comercio mundial estimado de aletas de tiburón. La mayor parte de este comercio pasa por Hong Kong (RAE), donde las aletas de tiburones del género *Alopias* se comercializan con el nombre de “wu gu”; la mayoría de las aletas de esta categoría corresponden a tiburones del género *Alopias*, aunque se ha documentado cierta mezcla con aletas de la especie *Isurus paucus* (el marrajo carite o negro)⁹.

En un estudio realizado en 2014, los tiburones del género *Alopias* representaron una proporción muy pequeña (el 0,1 %) de las muestras de aletas de tiburón analizadas¹⁰.

Aunque en términos generales se ha informado sobre una disminución en el comercio y el consumo de aletas de tiburón en los últimos años¹¹, sigue existiendo un debate acerca de las causas de esto, entre las que podrían figurar una mayor regulación de las capturas, la disminución de los stocks y de la captura por unidad de esfuerzo o una menor demanda de los consumidores.

Las tres especies de tiburones del género *Alopias* fueron clasificadas en la Lista Roja de la UICN en la categoría de Vulnerable (2009). En 2016, las evaluaciones regionales de *A. superciliosus* y *A. vulpinus* en el Mediterráneo clasificaron a estas especies en la categoría de En peligro.

Los autores de la propuesta indican que la propuesta persigue la inclusión en el Apéndice II de *A. superciliosus* atendiendo a que cumple los criterios que figuran en el Anexo 2a de la Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP16) y la inclusión de todas las demás especies del género *Alopias* por cumplir los criterios establecidos en el Anexo 2b de la Resolución.

Análisis: Las tres especies de tiburones del género *Alopias* son especies oceánicas ampliamente distribuidas de las que se extraen grandes cantidades de ejemplares, particularmente debido a la captura incidental en la pesca de palangre. Sus aletas son objeto de comercio internacional. No existen estimaciones de la población total de ninguna de estas especies. Una gran parte de la información procedente de las pesquerías se documenta solo a nivel de género, por lo que es particularmente problemático extraer tendencias sobre especies concretas. En todos los casos en los que se han identificado disminuciones poblacionales, estas se han atribuido a la presión pesquera.

A. superciliosus es una especie de productividad extremadamente baja. Existen indicios de disminuciones históricas en el Atlántico noroccidental, donde es posible que las poblaciones se hayan estabilizado a niveles bajos. Las tasas de capturas declaradas en el Atlántico meridional son bajas. En el Pacífico occidental y central, donde la especie está ampliamente distribuida, existen indicios a partir de 2003 de una disminución de las especies del género *Alopias* en general, que podría estar acelerándose en la actualidad; no obstante, la información sobre una pesquería importante (la pesquería de palangre de Hawái) indicó la estabilidad de la población de *A. superciliosus* en la región que abarca la pesquería. Las capturas declaradas de tiburones del género *Alopias* en el océano Índico han aumentado y se considera que las capturas no declaradas (de todas las especies del género) podrían superar en gran medida las capturas declaradas pero no se dispone de evaluaciones de los stocks ni análisis de cambios en la CPUE.

A. vulpinus es una especie de baja productividad. En el Mediterráneo existen indicios de disminuciones muy acentuadas de lo que se piensa que es esta especie; también hay datos sobre disminuciones históricas

en el Atlántico noroccidental, donde es posible que las poblaciones se hayan estabilizado a niveles bajos. En el Pacífico nororiental, la especie experimentó una disminución en los años 1980 y 1990 pero parece que las poblaciones se han recuperado en la zona gracias a una mejor gestión.

A. pelagicus tiene una productividad muy baja. Se sabe que se captura en grandes cantidades en el Pacífico oriental y que se pesca en el océano Índico y el Pacífico occidental y central pero existe muy poca información a nivel de especies sobre los stocks o la CPUE.

Teniendo en cuenta la intensidad de la presión pesquera de la que se tiene constancia en una gran parte del área de distribución de las tres especies y de su baja productividad (particularmente de *A. superciliosus*), es probable que en varias zonas las pesquerías sean insostenibles. En otras, es posible que los stocks de tiburones del género sean relativamente estables, pero es muy probable que al menos algunas de esas poblaciones se encuentren a niveles significativamente más bajos que los niveles históricos. En términos generales, no está claro en el caso de ninguna de las especies si este nivel de disminución reúne los criterios para la inclusión en el Apéndice II que figuran en el Anexo 2a de la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP16)*.

Si se incluyera a alguna de las especies en el Apéndice II, las otras especies del género cumplirían los criterios que figuran en el Anexo 2b (criterios de semejanza).

Evaluadores de la información del resumen únicamente: S. Clarke, G. Sant, T. Curtis y R. Jabado.

Referencias:

La información que aparece sin referencias en el resumen está extraída de la justificación de la propuesta.

- ¹ Nakano, H., Matsunaga, H., Okamoto, H. & Okazaki, M. (2003) National Research Institute of Far Seas Fisheries, Japan. Acoustic tracking of bigeye thresher shark *Alopias superciliosus* in the eastern Pacific Ocean. *Marine Ecology Progress Series* Vol. 265: 255–261.
- ² Compagno, L.J.V. (2001) *Sharks of the World: An Annotated and Illustrated Catalogue of Shark Species Known to Date, vol. 2. Bullhead, mackerel, and carpet sharks (heterodontiformes, lamniformes and orectolobiformes)* FAO species catalogue for fishery purposes. No. 1. FAO, Rome.
- ³ Young, C.N., Carlson, J., Hutchinson, M., Kobayashi, D., McCandless, C., Miller, M.H., Teo, S. & Warren, T. (2016) *Status review report: common thresher shark (Alopias vulpinus) and bigeye thresher shark (Alopias superciliosus)*. Final Report to National Marine Fisheries Service. Office of Protected Resources. March 2016. 199 pp.
- ⁴ Fishbase (2016) *Alopias pelagicus* <http://www.fishbase.org/summary/Alopias-pelagicus.html>. Viewed on 6th July 2016.
- ⁵ Clarke, S. (2016) *In litt.* to IUCN/TRAFFIC Analyses Team. Cambridge, UK.
- ⁶ Martínez-Ortiz, J., Aires-da-Silva, A.M., Lennert-Cody, C.E. & Maunder, M.N. (2015) The Ecuadorian Artisanal Fishery for Large Pelagics: Species Composition and Spatio-Temporal Dynamics. *PLoS ONE* 10.
- ⁷ Muroa, H., Santos, M.N., Chavance, P., Amande, J., Abascal, F.J., Ariz, J., Back, P., Korta, M., Poisson, F., Coelho, R. & Seret, B. (2013) EU project for the provision of scientific advice for the purpose of the implementation of the EUPOA sharks: a brief overview of the results for the Indian Ocean. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00160/27160/25359.pdf>. Viewed 6th July 2016.
- ⁸ Reardon, M., Márquez, F., Trejo, T. & Clarke, S.C. 2009. *Alopias pelagicus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2009: e.T161597A5460720. Downloaded on **06 July 2016**.
- ⁹ Clarke, S.C., Magnussen, J.E., Abercrombie, D.L., McAllister, M.K. & Shivji, M.S. (2006) Identification of shark species composition and proportion in the Hong Kong shark fin market based on molecular genetics and trade records. *Conservation Biology* 20: 201-211.
- ¹⁰ Fields, A. T., Fisher, G. A., Shea, S. K. H., Zhang, H., Abercrombie, D. L., Feldheim, K. A., Babcock, E. A., Chapman, D. D. (submitted). Species composition of the global shark fin trade.
- ¹¹ Eriksson, H. & Clarke, S. (2015) Chinese market responses to overexploitation of sharks and sea cucumbers. *Biological Conservation* 184: 163-173.

Inclusión de todas las especies de rayas diablo del género *Mobula* en el Apéndice II

Autores de la propuesta: Bahamas, Bangladesh, Benín, Brasil, Burkina Faso, Comoras, Costa Rica, Ecuador, Egipto, Estados Unidos de América, Fiji, Ghana, Guinea, Guinea-Bissau, Maldivas, Mauritania, Palau, Panamá, Samoa, Senegal, Seychelles, Sri Lanka y la Unión Europea

Resumen: El género *Mobula*, que corresponde a las rayas diablo o móbulas, contiene nueve especies descritas de rayas marinas cuya envergadura o ancho de disco puede medir entre un metro y más de cinco metros. El género está ampliamente distribuido en los mares templados y tropicales. Las distintas especies se pueden confundir entre sí y en la mayoría de los casos se conoce poco sobre su distribución precisa. Se considera que todas estas especies tienen una productividad muy baja. Las hembras paren una sola cría viva tras un período de gestación que dura aproximadamente un año y se piensa que a menudo pasan por períodos de descanso prolongados que tal vez duren entre dos y tres años entre gestaciones. Se considera que todas las especies son principalmente epipelágicas, es decir, habitan principalmente en las aguas de superficie, aunque algunas también se sumergen a grandes profundidades¹. Las tres especies de mayor tamaño son *Mobula japonica*, *M. mobular* y *M. tarapacana*; de estas, *M. japonica* y *M. tarapacana* son las que tienen una distribución más amplia y se capturan en mayores cantidades en las pesquerías.

Mobula japonica está distribuida alrededor del globo en mares templados y tropicales, aunque su distribución no está completamente definida. Se suelen encontrar ejemplares solitarios de la especie, aunque también se han documentado ejemplares que se desplazaban en grupos y se ha realizado un seguimiento de individuos que han viajado a grandes distancias. En algunas partes de su área de distribución las poblaciones parecen realizar desplazamientos migratorios periódicos y formar agrupaciones estacionales. En otros lugares la especie se observa todo el año. *M. japonica* alcanza un tamaño máximo de 310 cm de ancho de disco, y se estima que alcanza la madurez sexual a los cinco o seis años (con un tamaño aproximado de 210 cm de ancho de disco). Se estima que el intervalo generacional es de unos diez años. El nacimiento de las crías se puede producir en alta mar, alrededor de montes submarinos o islas. Se desconocen el tamaño y la estructura de su población. La UICN clasificó a la especie en la categoría de Casi amenazada en 2006.

Mobula tarapacana se encuentra alrededor del globo en las aguas templadas, subtropicales y tropicales de los océanos Índico, Pacífico y Atlántico, aunque tiene una distribución fragmentada. Es una especie principalmente oceánica, aunque también se encuentra en aguas costeras¹. Al igual que *M. japonica*, se sabe que los individuos realizan migraciones que abarcan largas distancias y al menos algunas poblaciones realizan desplazamientos estacionales y forman agrupaciones periódicas. Su mayor tamaño documentado es de 314 cm de ancho de disco. Se estima que alcanza la madurez sexual a los cinco o seis años, que su longevidad mínima es de 14 años y que el intervalo generacional es de unos diez años¹. Se desconocen el tamaño y la estructura de su población. La UICN clasificó a la especie en la categoría de Vulnerable en 2016.

Mobula mobular está confinada al Mediterráneo y posiblemente a las zonas aledañas del Atlántico septentrional, aunque se considera que los registros en esa zona podrían corresponder a *M. japonica*, con la que es fácil de confundir. Al parecer, se encuentra en bajas densidades y generalmente se observa en solitario o en grupos de dos a cuatro individuos, aunque también se conoce la existencia de agrupaciones estacionales de mayor tamaño. La especie puede superar los 5 m de ancho de disco y se calcula que el intervalo generacional es de veinte años. Estudios aéreos recientes han estimado que existe una población de unos 1.600 individuos en el Adriático meridional central (coeficiente de variación –CV– del 25 %) y de más de 12.700 individuos en el Mediterráneo noroccidental (CV 53 %)². La UICN clasificó a la especie en la categoría de En peligro en 2015, y una evaluación regional realizada en el Mediterráneo clasificó a esa población en la categoría de En peligro en 2016.

Mobula thurstoni probablemente se encuentre alrededor del globo en todos los mares templados y tropicales, pero su distribución no está completamente definida. Se suele encontrar en aguas pelágicas pero someras (de menos de 100 m de profundidad), tiene una longitud máxima de 180 cm de ancho de disco y alcanza la madurez sexual a los 150 cm de ancho de disco. La UICN clasificó a la especie en la categoría de Casi amenazada en 2016.

Mobula eregoodootenkee es común a escala local en su amplia distribución tropical, que se extiende desde el océano Índico al Pacífico occidental y también abarca el océano Índico septentrional. La especie

alcanza un ancho de disco de hasta 100 cm³. La UICN clasificó a la especie en la categoría de Casi amenazada en 2003.

Mobula hypostoma es endémica del Atlántico occidental y se encuentra desde Carolina del Norte (Estados Unidos) hasta el norte de Argentina, incluyendo el Golfo de México y las Antillas Mayores y Menores. Alcanza un ancho de disco de 120 cm y se encuentra principalmente en aguas costeras, aunque ocasionalmente entra en aguas oceánicas⁴. La UICN clasificó a la especie en la categoría de Datos insuficientes en 2009.

Mobula kuhlii es una especie poco común de raya que habita en aguas costeras. Tiene una distribución fragmentada en el océano Índico y el Pacífico central occidental y alcanza los 120 cm de ancho de disco. De las 409 rayas de la familia Mobulidae documentadas en cuatro lugares de desembarco de la parte oriental de Indonesia entre abril de 2001 y octubre de 2005, *M. kuhlii* fue la menos abundante y representó solo el 2 % del total de rayas en esta parte de su área de distribución⁵. La UICN clasificó a la especie en la categoría de Datos insuficientes en 2009.

Mobula munkiana es una especie costera que habita en el Pacífico oriental, desde el Golfo de California (México) hasta Perú. Llega a medir 110 cm de ancho de disco; las hembras alcanzan la madurez sexual a los 97 cm de ancho de disco y los machos la alcanzan aproximadamente a los 87 cm. Se sabe que forma grandes agrupaciones⁶. La UICN clasificó a la especie en la categoría de Casi amenazada en 2006.

Mobula rochebrunei es una especie cuyo estado aún es incierto⁷, aunque la información de la que se dispone actualmente sugiere que se encuentra en el Atlántico oriental, desde Mauritania hasta Angola, y dos registros posibles hacen pensar que podría habitar frente a Brasil en el Atlántico suroccidental, donde probablemente sea escasa. Se sabe que forma grandes agrupaciones y alcanza un tamaño máximo de 133 cm de ancho de disco⁸. La UICN clasificó a la especie en la categoría de Vulnerable en 2009.

Las especies del género *Mobula* están estrechamente emparentadas con las mantarrayas del género *Manta*, que fueron incluidas en el Apéndice II de la CITES en la CdP16 (2013), aunque suelen ser de menor tamaño que estas. Se suele hacer referencia a ambos géneros colectivamente con el término de mobúlidos. La mayoría de los datos sobre capturas y comercio no distinguen entre ambos géneros.

Las especies de *Mobula* pueden estar afectadas por distintos factores tales como el cambio climático, la contaminación y la ingestión de desechos marinos, aunque se considera que el impacto más importante con diferencia sobre las poblaciones está provocado por la captura dirigida y accidental en pesquerías tanto artesanales como industriales. Estudios de la pesquería artesanal a pequeña escala de México (que dejó de funcionar en 2007) concluyeron que los índices de pesca representaban el doble del valor máximo de la tasa intrínseca de crecimiento poblacional estimada⁹.

La carne de estas especies no suele ser objeto de gran demanda, aunque existen algunas pesquerías artesanales dirigidas a las especies de *Mobula* para su uso como alimento y para obtener productos locales. En el pasado, los individuos capturados de forma accidental a menudo eran descartados o liberados. El principal motor de la pesca dirigida a estas especies y la retención de las capturas accidentales es el mercado internacional de sus arcos branquiales, cuya demanda ha aumentado mucho en los últimos años en Asia. En consecuencia, se está incrementando la pesca dirigida y retención de las especies de *Mobula*.

En un estudio realizado en 2015 se identificaron 13 pesquerías (la mayoría artesanales) en 12 países que estaban dirigidas específicamente a especies de *Mobula* y 30 pesquerías en 23 países en las que dichas especies son objeto de captura incidental. Las especies fueron declaradas como captura incidental en nueve pesquerías a gran escala de 11 países utilizando redes de deriva, redes de arrastre y redes de cerco, y en 21 pesquerías a pequeña escala de 15 países utilizando redes de deriva, redes de enmalle, nasas, redes de arrastre y palangres¹⁰. Se considera que cinco países (Sri Lanka, India, Perú, Indonesia y China, esta última pescando en aguas internacionales) representan en total la gran mayoría (tal vez hasta el 95 %) de las capturas de especies de *Mobula* en todo el mundo. Existen ejemplos de pesquerías ya existentes que están empezando a pescar rayas del género *Mobula* o pesquerías nuevas de estos taxones en respuesta a la demanda de los arcos branquiales para los mercados de Asia oriental. Algunas son la nueva pesquería de enmalle mecanizada que surgió en India en 2005 y la pesca de enmalle en alta mar de Myanmar, que empezó en 2014. Las pesquerías individuales suelen capturar más de una especie de *Mobula*, lo que complica los análisis. Existe una pesquería dirigida específicamente a la especie *M. mobular* en el Mediterráneo oriental por su carne; no se ha confirmado la exportación de arcos branquiales desde la región¹¹.

Los datos sobre capturas de la FAO no distinguen entre las capturas de *Manta* y las de *Mobula* y al parecer son incompletos. Los datos declarados a la FAO sobre la categoría “mantas/rayas diablo” se restringen principalmente a Indonesia (24.059 t declaradas entre 2004 y 2013) y Liberia (3.651 t entre 1998 y 2006, sin desembarcos declarados desde entonces). Otros países declaran muy pocas cantidades en esta categoría específica, pero podrían estar declarando cantidades mayores en la categoría “rayas, rayas de aguijón, mantas no incluidas en otra categoría”. No obstante, no hay manera de determinar la proporción de especies de *Mobula* que corresponden a estas categorías más generales. Las capturas totales declaradas de “mantas/rayas diablo” se incrementaron, pasando de 342 t en 1998 a 931 t en 2000, y disminuyeron hasta las 100 t anuales entre 2001 y 2003, para volver a aumentar hasta más de 4.000 t en 2008 y 6.000 t en 2013.

Se sabe que *Mobula japonica* y *M. tarapacana* son objeto de la pesca dirigida y se desembarcan en Indonesia, Malasia, Sri Lanka y Filipinas, y en México en el pasado. *M. japonica* también se desembarca en China, Taiwán (provincia de China), India, Myanmar y Omán, y *M. tarapacana* se desembarca en Senegal. Se sabe que *M. thurstoni* se desembarca en Indonesia, Filipinas, India, Sri Lanka, Malasia, Myanmar, Guatemala, Perú y Guinea y probablemente en otros lugares de su área de distribución. Se sabe que *M. eregoodootenkee* es objeto de la pesca en Filipinas e India y se comercializa en Tailandia y probablemente en otros lugares de Asia suroriental. En 2009, se sabe que *M. hypostoma* era capturada en pesquerías de palangre, nasas y posiblemente otras pesquerías pero no se desembarcaba para el comercio internacional. Dadas las tendencias de otras especies, es plausible suponer que actualmente se retengan algunas capturas para su comercio. *M. kuhlii* se captura en pesquerías en Indonesia, pesquerías a pequeña escala en Mozambique, Tanzania, Sudáfrica, el Golfo Pérsico¹² y el Golfo de Omán y es muy probable que también en una gran parte de su área de distribución. *M. munkiana* era el mobúlido más desembarcado en la zona de Bahía la Ventana en Baja California Sur (México) en 2001 y se sabe que se desembarca en Perú. Según informes, *M. rochebrunei* es la especie predominante en las capturas de mobúlidos en tres lugares de estudio de Guinea.

La información sobre las tendencias poblacionales de todas las especies de *Mobula* se restringe a las disminuciones poblacionales deducidas a partir de datos u observaciones sobre desembarcos, estudios de mercado y entrevistas a comunidades en unos cuantos caladeros específicos, además de los mercados de arcos branquiales de Asia oriental. En la isla de Cocos (Pacífico oriental, Costa Rica), se ha estimado una disminución del 78 % de las especies de *Mobula* en 21 años a partir de estudios realizados por buzos, que afirmaron que *M. tarapacana* suele ser la especie que se avista en la zona¹³. En Sri Lanka, se observó una disminución total de los desembarcos de capturas de especies de *Mobula* del 51 % en tres años¹⁴. Pese a un aumento en el esfuerzo de pesca, se han señalado disminuciones recientes de entre el 50 % y el 99 % en los desembarcos de *M. japonica* y *M. tarapacana* entre 2001/2002 y 2014 en tres regiones distintas de Indonesia. Los desembarcos declarados de especies de *Mobula* en Guinea disminuyeron en un 60 % entre 2004 y 2008 pese a un aumento en el esfuerzo de pesca; los desembarcos de especies de *Mobula* en Tumbes (Perú) disminuyeron en un 90 % entre 1999 y 2013; se supone que los desembarcos estaban constituidos por *M. japonica* y *M. thurstoni* y, en menor medida, *M. tarapacana*. Los datos de la Comisión Interamericana del Atún Tropical (CIAT) sobre capturas dirigidas e incidentales de especies de *Mobula* en pesquerías con redes de cerco en el Pacífico oriental entre 1998 y 2009 muestran un aumento significativo de estas desde menos de 1 t en 1998 hasta más de 80 t en 2006, seguido de una disminución durante tres años hasta 2009, cuando las alturas declaradas fueron de 40 t¹⁵.

Los arcos branquiales de los mobúlidos, que tienen uso medicinal, se suelen vender con el nombre comercial de “Peng Yu Sai” (que significa “branquias de pescado”). Se han identificado tres tipos de arcos branquiales: 1) los de especies de *Manta*, 2) los de la especie *M. tarapacana*, que reciben el nombre específico de *Flower Gills* o branquias de flor (branquias blancas o bicolores) y 3) los arcos branquiales de menor tamaño de *M. japonica* (arcos branquiales negros), *M. thurstoni* y posiblemente de otras especies de móbulas.

A partir de los estudios de los mercados de arcos branquiales, se estima que el mercado mundial total de mobúlidos se triplicó entre 2011 y 2013, pasando de unos 48.000 individuos a unos 130.000 individuos. De estos, aproximadamente 4.500 eran de especies del género *Manta* y los demás eran de especies de *Mobula*. En 2013, se calculaba que el mercado mundial de mobúlidos estaba constituido por 110.000 ejemplares (un 83 %) de *M. japonica* y otras especies de *Mobula* de “branquias negras”, 17.000 ejemplares (un 13 %) de *M. tarapacana*, y 5.000 (un 4 %) de especies de *Manta*.

Se considera que los arcos branquiales de *M. tarapacana* y *M. japonica* son los productos de *Mobula* más importantes en el comercio internacional, y que los de mayor tamaño se venden por unos cuantos cientos de dólares de EE.UU. por kilo¹⁶. Puede ser difícil distinguir visualmente entre los arcos branquiales secos de

ejemplares pequeños del género *Manta* y de ejemplares grandes de *M. japonica*, y los arcos branquiales de *M. japonica* son muy similares en tamaño y apariencia a los de *M. thurstoni* y *M. kuhlii*. Los arcos branquiales de *M. tarapacana* son bicolores y se parecen a los de algunos ejemplares de *M. thurstoni* y *M. hypostoma*.

Varios países prohíben la extracción de todas las especies de *Mobula*, aunque a escala mundial existe muy poca o ninguna protección de la mayoría de los hábitats costeros y pelágicos. No se han realizado evaluaciones de stocks, seguimientos, ni una gestión de las pesquerías de *Mobula* en los Estados del área de distribución donde existen las mayores pesquerías.

Todas las especies de *Mobula* fueron incluidas recientemente en los Apéndices I y II de la Convención sobre la Conservación de las Especies Migratorias de Animales Silvestres (CMS) y en julio de 2015 la CIAT aprobó una resolución que prohíbe su retención salvo que hayan sido capturadas accidentalmente en embarcaciones de redes de cerco y establece la obligación de liberar de forma segura a todas las especies de *Mobula* en las pesquerías correspondientes a las OROP del océano Pacífico oriental. La Comisión General de Pesca del Mediterráneo (CGPM) también ha aprobado una resolución para regular la captura de especies del género *Mobula*. Según los informes, la publicación de una guía práctica de identificación de las especies de los géneros *Mobula* y *Manta* y una mayor sensibilización sobre la vulnerabilidad de este grupo han mejorado la obtención de datos en las pesquerías industriales de atún.

Análisis: Las especies de *Mobula* están ampliamente distribuidas en los mares tropicales y templados de todo el mundo. Todas tienen muy baja productividad y son objeto de capturas en pesquerías artesanales e industriales, tanto por la pesca dirigida como incidental. Se considera que el mayor factor que impulsa la retención de las capturas es el comercio internacional de sus arcos branquiales, que se utilizan con fines medicinales en Asia, sobre todo en China. Los estudios de los mercados muestran un aumento considerable de su presencia en el mercado en los últimos años y se observa que los productos más importantes que se comercializan son los arcos branquiales de *Mobula japonica* y *M. tarapacana*. Se dispone de muy pocos datos numéricos sobre las poblaciones, aunque existe una estimación sobre una especie (*M. mobular*) según la cual existen unos 15.000 individuos en el Mediterráneo noroccidental y el Adriático meridional central en su conjunto. En general, se han deducido disminuciones poblacionales a partir de la disminución de las capturas pese al aumento del esfuerzo de pesca en varias localidades. Algunas de dichas disminuciones han sido muy acentuadas. Teniendo en cuenta la productividad muy baja de estas especies, el fuerte aumento del mercado internacional de estas y las pruebas de la disminución de las capturas, es posible que al menos algunas especies cumplan los criterios de inclusión en el Apéndice II que figuran en el Anexo 2a de la Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP16).

Los arcos branquiales de *M. japonica* se parecen a los arcos de menor tamaño de las especies de *Manta* incluidas en el Apéndice II. Esta especie parece cumplir los criterios establecidos en el Anexo 2b de la Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP16) (criterios de semejanza). En general, los arcos branquiales de distintas especies de *Mobula* se parecen entre sí, aunque algunos arcos son bicolores y otros no lo son. Si se incluyera en el Apéndice II a alguna especie de *Mobula* de cualquiera de las dos categorías (arcos bicolores o negros) con arreglo a los criterios que figuran en el Anexo 2a, las otras especies de esa categoría cumplirían los criterios que figuran en el Anexo 2b (criterios de semejanza).

Evaluadores de la información del resumen únicamente: V. Mundy; J. Kiska; L. Couturier; G. Notarbartolo di Sciara y G. Sant.

Referencias:

La información que aparece sin referencias en el resumen está extraída de la justificación de la propuesta.

¹ Pardo, S.P., Walls, R.H.L. & Bigman, J.S. (2016) *Mobula tarapacana*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016.

² Notarbartolo di Sciara, G., Lauriano, G., Pierantonio, N., Cañadas, A., Donovan, G. & Panigada S. (2015) The Devil We Don't Know: Investigating Habitat and Abundance of Endangered Giant Devil Rays in the North-Western Mediterranean Sea. *PLoS ONE* 10.

³ Pierce, S.J. and Bennett, M.B. (SSG Australia & Oceania Regional Workshop, March 2003) (2003) *Mobula eregoodootenkee*. The IUCN Red List of Threatened Species 2003.

⁴ Bizzarro, J., Smith, W., Baum, J., Domingo, A. & Menni, R. (2009) *Mobula hypostoma*. The IUCN Red List of Threatened Species 2009.

⁵ Bizzarro, J., Smith, W., White, W.T. & Valenti, S.V. (2009b) *Mobula kuhlii*. The IUCN Red List of Threatened Species 2009.

⁶ Bizzarro, J.J., Smith, W.D. & Clark, T.B. (2006) *Mobula munkiana*. The IUCN Red List of Threatened Species 2006.

⁷ Notarbartolo di Sciara, G. (2016) *In litt.* to the IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.

⁸ Valenti, S.V. & Kyne, P.M. (2009) *Mobula rochebrunei*. The IUCN Red List of Threatened Species 2009.

-
- ⁹ Pardo, S. A., Kindsvater, H. K., Cuevas-Zimbrón, E., Sosa-Nishizaki, O., Pérez-Jiménez, J. C., & Dulvy, N. K. (2016) Devil in the details: growth, productivity, and extinction risk of a data-sparse devil ray. *bioRxiv*.
- ¹⁰ Croll, D.A., Dewar, H., Dulvy, N.K., Fernando, D., Francis M., Galván-Magaña, F., Hall, M., Heinrichs, S., Marshall, A., McCauley, D., Newton, K.M., Notarbartolo-Di-Sciara, G., O'Malley, M., O'Sullivan, J., Poortvliet, M., Roman, M., Stevens, G., Tershy, B.R., and White, W.T. (2015). Vulnerabilities and fisheries impacts: The Uncertain Future of Manta and Devil Rays. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 26:562-575.
- ¹¹ Abudaya, M. (2016) *In litt.* to the IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.
- ¹² Notarbartolo di Sciara, G., Fernando, D., Adnet, S., Cappetta, H. & Jabado, R.W. (2016). Devil rays (Chondrichthyes: Mobula) of the Arabian Seas, with a redescription of *Mobula kuhlii* (Valenciennes in Müller and Henle, 1841) *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*.
- ¹³ White, E.R., Myers, M.C., Flemming, J.M., & Baum, J.K. (2015) Shifting elasmobranch community assemblage at Cocos Island--an isolated marine protected area. *Conservation Biology* 29: 1186-1197.
- ¹⁴ Raje, S. G., Sivakami, S., Mohanraj, G., Manojkumar, P.P., Raju, A. & Joshi, K.K. (2007) *An atlas on the Elasmobranch fishery resources of India*. CMFRI Special Publication, 95. 1-253.
- ¹⁵ Hall, M., and Roman, M. (2013) *Bycatch and Non-Tuna Catch in the Tropical Tuna Purse Seine Fisheries of the World*. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper.
- ¹⁶ O'Malley, M.P., Townsend, K.A., Hilton, P. & Heinrichs, S. (2016) Characterization of the Trade in Manta and Devil Ray Gill Plates China and Southeast Asia Through Trader Surveys. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, June 2016.

Inclusión de *Potamotrygon motoro* (raya motoro) en el Apéndice II

Autor de la propuesta: Estado Plurinacional de Bolivia

Resumen: La especie *Potamotrygon motoro* (raya motoro) es una raya venenosa de agua dulce que habita en Sudamérica y pertenece a la familia Potamotrygonidae. Tiene una extensa distribución que incluye a Argentina, Brasil, Colombia, Ecuador, el Estado Plurinacional de Bolivia (en lo sucesivo Bolivia), Guyana, Guyana Francesa, Paraguay, Perú, la República Bolivariana de Venezuela (en lo sucesivo Venezuela) y Surinam.

Existen varias incertidumbres taxonómicas sobre la familia Potamotrygonidae; es posible que *P. motoro* comprenda un grupo de especies distintas^{1,2,3}. También hay informes sobre la hibridación entre *P. motoro* y *P. falkneri* en el medio silvestre⁴.

Aunque se dispone de información limitada sobre la biología y la población de la especie, se considera que la especie tiene una baja fertilidad (normalmente solo el ovario izquierdo está presente y es funcional), un largo período de gestación (seis meses) y un crecimiento lento. Existen diferentes estimaciones sobre el tamaño de madurez sexual de los ejemplares que oscilan entre 20 y 39 cm en los machos y 24 y 44 cm en las hembras. Se estima que la especie alcanza la madurez sexual entre los 18 meses y los cuatro años de edad².

Existe poca información sobre el tamaño de la población. Entre 2005 y 2007, *P. motoro* era la especie de pez predominante alrededor de la isla Marajó en el río Amazonas en Brasil, representando el 50 % de todas las capturas; un estudio realizado en 2009 señaló que pescadores artesanales de Soure (Brasil) indicaban que capturaban la especie a menudo¹. Un estudio efectuado en 2016 indicó que se trataba de la especie más abundante del género *Potamotrygon* que se había encontrado en un censo del río Tomo en Colombia, con una densidad de 0,3 individuos por 1.000 m²⁵. Se encontró en densidades bajas en las capturas de las pesquerías del río Negro y el Orinoco en Colombia⁶. En Venezuela y Colombia, entre 2010 y 2011 solo se encontraron 79 ejemplares de *P. motoro* (52 machos y 27 hembras) en conteos visuales nocturnos realizados durante la época seca en la región de la Estrella Fluvial del Inírida, donde los informes indicaban que la especie era abundante en el pasado⁷. No obstante, las tasas de detección dependen de distintos factores, tales como el nivel y la temperatura del agua así como el momento del año y del día⁸. Según informes, las tasas de encuentro de la especie por los pescadores del Amazonas en Perú han disminuido en las zonas más accesibles⁹.

Se considera que los principales factores que afectan negativamente a *P. motoro* son la pesca comercial y artesanal para el comercio de peces ornamentales, que se centra particularmente en los juveniles. Además, la especie se captura para su consumo local, es decir, la utilización de su carne, aceite y espinas, y también puede estar afectada por la modificación de su hábitat.

Se dispone de datos sobre capturas y comercio de *P. motoro* en Perú, Colombia y Brasil, pero existen muchos interrogantes relativos a la calidad de los datos, debido a problemas de identificación y a que los especímenes se comercializan utilizando nombres comunes, y también existe la preocupación de que las cifras que se calculan podrían ser sobreestimaciones³. Los datos sobre capturas disponibles en la mayoría de los principales países exportadores son inadecuados para determinar cuál es la proporción de las capturas totales que se destina a los mercados nacional e internacional, aunque en Iquitos (Perú) se exportó una gran proporción de todas las rayas capturadas⁹.

Entre 2000 y 2014, las exportaciones anuales documentadas desde Perú representaron un promedio de 25.000 especímenes, alcanzando un nivel máximo en 2008 de unos 45.000 especímenes, después de lo cual las exportaciones anuales volvieron a disminuir hasta niveles similares a los del período 2000-2002 (menos de 20.000 individuos)¹⁰. Entre 1999 y 2011 Colombia declaró la exportación de un promedio anual de unos 6.500 ejemplares, y las cifras aumentaron continuamente desde 1999, alcanzando un nivel máximo de 20.200 ejemplares en 2008², para después volver a disminuir hasta menos de 10.000 especímenes entre 2010 y 2011. Brasil exportó unos 6.000 ejemplares por año entre 2003 y 2005, después de lo cual las exportaciones disminuyeron mucho, aunque no se dispone de datos sobre los años más recientes³.

En los datos sobre comercio de Estados Unidos durante el período 2004-2013 solo se declararon importaciones de especies de *Potamotrygon* procedentes de Brasil, Colombia y Perú. La mayor parte del comercio se declara a nivel de género. Estos datos muestran un aumento desde niveles insignificantes entre 2004 y 2008 hasta más de 1.500 ejemplares por año entre 2012 y 2013¹¹.

Se han declarado exportaciones de rayas de agua dulce en general desde Argentina, pero a niveles muy bajos (unos 75 ejemplares por año entre 2004 y 2013); no se han declarado exportaciones desde Bolivia, Ecuador, Paraguay, Uruguay ni Venezuela. Según los informes, existen movimientos transfronterizos de especies del género *Potamotrygon*, incluida *P. motoro*, desde Venezuela hasta Colombia vía Puerto Carreño y Puerto Inírida³.

Los principales destinos de las exportaciones son Europa, Estados Unidos y, cada vez más, Asia oriental². La especie se ofrece a la venta en Internet^{12, 13, 14, 15, 16} y parece estar fácilmente disponible en el comercio de peces para acuarios, aunque se desconoce el origen de muchos de estos especímenes. Los informes indican que la especie se reproduce fácilmente en cautividad, y se tiene constancia de la existencia de cría en cautividad en Europa, Asia suroriental y Estados Unidos. Según informes, hay un exceso de ejemplares de *P. motoro* criados en cautividad en los acuarios públicos de Europa, por lo que se considera que cualquier demanda de ejemplares de origen silvestre en Europa procede principalmente de coleccionistas privados^{17, 18}. Estados Unidos declaró la exportación de más de 3.500 ejemplares de *Potamotrygon* criados en cautividad entre 2004 y 2013¹¹.

Brasil, Colombia y Perú cuentan con una reglamentación específica sobre la captura y el comercio de especies ornamentales, incluida *P. motoro*, y Bolivia afirma estar preparando legislación con el objetivo de controlar el comercio de peces ornamentales en Bolivia. A escala internacional, este grupo de especies ha sido objeto de varias Decisiones de la CITES encaminadas a mejorar la información disponible sobre su taxonomía, biología, tamaños y tendencias de la población, captura y comercio, y en 2014 se celebró un taller de expertos en el que se identificaron posibles especies prioritarias y medidas futuras, tales como inclusiones en los Apéndices II y III. En la justificación no se aportan detalles sobre la correspondencia entre la presente propuesta y el panorama más amplio y las medidas recomendadas. Se presentó a la 16ª reunión de la Conferencia de las Partes (CdP16) una propuesta para incluir esta especie y *P. schroederi* en el Apéndice II pero no fue aceptada.

Aunque en principio es posible distinguir la especie *Potamotrygon motoro* de otras especies de *Potamotrygon* por sus dibujos o marcas de color, las incertidumbres taxonómicas son problemáticas para realizar un seguimiento de la utilización y el comercio de esta especie.

Potamotrygon motoro está clasificada por la UICN en la categoría de Datos insuficientes (2005 – la clasificación necesita ser actualizada), aunque es posible que haya cierta confusión taxonómica en esa evaluación, ya que en ella se señala que la especie tiene un área de distribución mucho más limitada⁸.

Análisis: *Potamotrygon motoro* tiene una distribución muy amplia en Sudamérica. La información sobre el estado y las tendencias de su población es escasa y variable. Se ha informado de que la especie es abundante en algunos lugares y de que presenta bajas densidades en otros. Existen algunos indicios de disminuciones en algunas localidades. La especie es objeto de pesca para el consumo local de su carne y la exportación de especímenes vivos para el comercio de peces ornamentales. Se tiene constancia de que tres de los once Estados de su área de distribución (Brasil, Colombia y Perú) exportan la especie. Las exportaciones declaradas han sido de unas cuantas decenas de miles de especímenes anuales. Estos países exportadores abarcan una proporción bastante grande del área de distribución total de la especie. No obstante, no se conoce la magnitud de las capturas para la exportación que se realizan en ninguno de tres Estados del área de distribución que se sabe que exportan la especie ni en general qué proporción de las capturas de esos Estados se destinan a la exportación en vez de al consumo local, aunque esta podría ser considerable en Perú. En términos generales, no se dispone de suficiente información para determinar si esta especie cumple los criterios para la inclusión en el Apéndice II.

Evaluadores de la información del resumen únicamente: J. González Sanz, H. Ortega Torres, M.L. Góes de Araujo y G. Sant.

Referencias:

La información que aparece sin referencias en el resumen está extraída de la justificación de la propuesta.

¹ De Almeida, M.P., Barthem, R.B., da Silva Viana, A. & Charvet-Almeida, P. (2008) Freshwater stingray diversity (Chondrichthyes Potamotrygonidae) in the Amazon estuary. (Diversidade de raias de água doce (Chondrichthyes:Potamotrygonidae) no estuário Amazônico). *Arquivos de Ciências do Mar* 41: 82-89.

² Lasso, C.A., Rosa, R.S., Sánchez-Duarte, P., Morales-Betancourt, M.A. & Agudelo-Córdoba E. (2013) IX. Rayas de Agua Dulce de Suramérica. Parte I. Serie Editorial Recursos Hidrobiológicos y Pesqueros Continentales de Colombia. Instituto de de Investigación de los Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogota, D.C., Colombia. 368 pp.

-
- ³ Sánchez-Duarte P., Parra S., Baptiste M.P., Lasso C. & Calver, M. (2015) Freshwater Stingray (Family Potamotrygonidae) Expert Workshop – CITES Working Group. Amazonia Regional programme (BMZ/DGIS/GIZ), 28-29 October 2014. Workshop Report based on report written by consultant Antonio Machado Allison. AC28 Document 18, Annex.
- ⁴ Cruz, V.P., Vera, M., Mendonca, F.F., Pardo, B.G., Martínez, P., Oliveira, C. & Foresti, F. (2014) First identification of interspecies hybridization in the freshwater stingrays *Potamotrygon motoro* and *P. falkneri* (Myliobatiformes, Potamotrygonidae). *Conservation Genetics* 16: 241-245.
- ⁵ Morales-Betancourt, M.A. & Lasso-Alcalá, C.A. (2016) Proposal of a non-lethal visual census method to estimate freshwater stingray abundance. *Universitas Scientiarum* 21: 23-32.
- ⁶ Prada-Pedrerros, S., González-Forero, J. & Mondragón-Estupiñan, J. (2009) Capturas ícticas incidentales de la pesca ornamental en el período de aguas bajas en el área de influencia de Puerto Carreño, Orinoquia colombiana. *Universitas Scientiarum* 14: 2-3.
- ⁷ CITES (2013) CoP16 Prop. 48 Consideration of Proposals for Amendment of Appendices I and II.
- ⁸ Drioli, M. & Chiaramonte, G. (2005) *Potamotrygon motoro*. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2.
- ⁹ Ortega Torres, H. (2016) *In litt.* to the IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.
- ¹⁰ Ortega Torres, H. (2016) *In litt.* to the IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK (DIREPRO data from the Loreto region).
- ¹¹ Analysis of US Fish & Wildlife Service Law Enforcement Management Information System (LEMIS) data, May 2016.
- ¹² Anon (2016) How to keep Stingrays. <http://www.tropicalfishfinder.co.uk/article-detail?id=115>. Viewed on 24th June 2016.
- ¹³ Anon. (2016). *Potamotrygon motoro*. <https://www.milanuncios.com/peces/potamotrygon-motoro-194399369.htm>. Viewed on 24th June 2016.
- ¹⁴ Anon. (2016) Motoro Freshwater Stingray. <http://www.petsolutions.com/C/Live-Freshwater-Fish-Stingrays/I/Motoro-Freshwater-Stingray.aspx>. Viewed 24th June 2016.
- ¹⁵ Anon. (2016) Potamotrygon Motoro-Raie d'eau douce mouchetée. <http://www.poisson-or.com/poissons-d-eau-douce-raies/30968--promo-potamotrygon-motoro-raie-d-eau-douce-mouchetee-20-25-cm.html>. Viewed on 24th June 2016.
- ¹⁶ Tropiland (2016) Freshwater Stingray Potamorigon Motoro body board about 15 cm 1 mice. <http://item.rakuten.co.jp/tropiland/65471170100/>. Viewed on 24th June 2016.
- ¹⁷ Gonzalez Sanz, J. (2016) *In litt.* to the IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.
- ¹⁸ Gonzalez Sanz, J. (2015) European monitoring 2015 - South American freshwater stingray: *Potamotrygon motoro*. Zaragoza Aquarium, Spain.

Inclusión de *Pterapogon kauderni* (pez cardenal de Banggai) en el Apéndice II

Autor de la propuesta: La Unión Europea

Resumen: *Pterapogon kauderni*, el pez cardenal de Banggai, es un pequeño pez marino endémico del archipiélago de Banggai, frente a la costa de Sulawesi Central, en la parte oriental de Indonesia. Tiene un área de distribución natural de unos 5.500 km² y habita en pequeñas poblaciones aisladas en las aguas someras de 34 islas, principalmente en praderas marinas y arrecifes de coral. Se calcula que la extensión total del hábitat potencial en su área de distribución es de unos 23 km². También existen unas cuantas poblaciones introducidas en un área restringida fuera del área de distribución natural de la especie que representan una proporción muy pequeña de población total¹. *P. kauderni* es una especie bentónica y con fidelidad a los sitios; se calcula que su intervalo generacional es de unos dos años. Tiene una fecundidad relativamente baja y a menudo una fertilidad reducida, un desarrollo directo y un largo cuidado parental. Carece de una fase planctónica, lo cual reduce mucho su dispersión y la posibilidad de colonizar áreas nuevas o volver a colonizar zonas de las que ha desaparecido.

La mayoría de los expertos consideran que la extracción para el comercio internacional es el principal factor que afecta a la especie; se piensa que dichas capturas han provocado importantes disminuciones poblacionales y extinciones locales en su área de distribución natural. La especie también está afectada negativamente por la pérdida y el deterioro de su hábitat debido a la reducción de la cobertura de coral, principalmente a consecuencia de la utilización de métodos de pesca destructivos. También sufre disminuciones en su abundancia debido a la extracción de los erizos de mar, anémonas y corales similares a las anémonas de los que depende. Se desconoce hasta qué punto la especie es capaz de adaptarse a hábitats muy alterados, si es que se puede adaptar, pero se considera que es probable que su capacidad de adaptación sea limitada.

Los ejemplares vivos para el mercado de peces para acuarios son el único producto que se comercializa. La mayoría de ellos se exportan a Estados Unidos, Europa y Asia. La pesca destinada a la exportación se inició a mediados de los años 1990, y en 2007 se estimaba que la extracción anual ascendía a unos 900.000 peces.

Se estima que se produce una mortalidad de entre un 25 % y un 50 % entre la captura y el momento en que se recopilan las cifras correspondientes al comercio y las importaciones. En 2015 se encontraron redes que contenían miles de ejemplares de *P. kauderni* en varias islas, lo que indica que es posible que la presión de las capturas no se haya reducido.

La utilización de un nuevo método para enviar los especímenes fuera del archipiélago basado en un incremento del transporte "público" (embarcaciones de pequeño y mediano tamaño y lanchas rápidas) ha hecho que las capturas no se estén declarando a la oficina local (de Banggai) de pesca y cuarentena. En consecuencia, se ha vuelto más difícil evaluar los volúmenes comercializados y la mortalidad durante el transporte.

Existen muchos estudios sobre esta especie realizados por distintos autores, y se han realizado seguimientos de algunas zonas y poblaciones durante 15 años, por lo que se dispone de datos sobre 2001, 2002, 2004, 2007 y 2015. Los expertos coinciden en que la población está disminuyendo. No se dispone de información sobre los niveles de la población antes de que empezara la explotación. En estudios realizados en 2002 y 2004 de una población que no estaba explotada en ese momento se calculó que tenía una densidad de aproximadamente 0,6 individuos por m².

Entre 2001 y 2004 se realizaron censos de toda el área de distribución que indicaron densidades medias de entre 0,07 y 0,08 peces por m² y dieron lugar a una estimación de la población total de 2,4 millones de peces, basándose en el cálculo de 34 km² de hábitat adecuado. Un estudio más restringido realizado entre 2011 y 2012 reveló una densidad media de 0,05 peces por m², lo cual indicó una abundancia total de aproximadamente 1,7 millones de peces. Siete de las localidades principales estudiadas entre 2001 y 2004 y entre 2011 y 2012 mostraron disminuciones en la densidad media y la abundancia total que se atribuyeron a la sobreexplotación. En 2015, no se encontró ninguna población que tuviera una densidad cercana a los 0,6 individuos por m². En los sitios donde la presión de las capturas es elevada, el número medio de grupos por localidad de estudio disminuyó en un 27 % a partir de 2007 y el tamaño medio de los grupos de las poblaciones censadas en 2015 mostró una reducción en torno al 40 % en comparación con el tamaño medio de los grupos en 2007.

En varias islas se ha documentado la desaparición de poblaciones locales a consecuencia de la explotación. Las investigaciones sugieren que una vez que la densidad de las poblaciones disminuye hasta aproximadamente 0,02 individuos por m², es posible que estas sean incapaces de recuperarse. Se ha documentado una recuperación local temporal de las poblaciones en localidades donde ha cesado la pesca, aunque en dos casos documentados estas poblaciones posteriormente sufrieron un colapso.

En Indonesia, se elaboró un plan de acción para el pez cardenal de Banggai para el período 2007-2012 que contemplaba el establecimiento de un centro llamado *Banggai Cardinalfish Centre* para coordinar las medidas de conservación y gestión. Aunque los interesados locales propusieron cupos de comercio en 2010, estos no se mantuvieron en los años siguientes, principalmente debido a la falta de apoyo jurídico. Según informes, en 2012 aún no existía ningún sistema efectivo de conservación, gestión o seguimiento a largo plazo. En 2007 se creó un área marina protegida en parte para contribuir a la conservación de la especie pero no existen pruebas de su puesta en práctica ni de su gestión y una gran parte del área protegida se encuentra fuera del área de distribución de la especie.

La especie es relativamente fácil de criar en cautividad aunque los peces de origen silvestre actualmente son más baratos. En Indonesia acaba de abrir un establecimiento de cría en cautividad, que ha enviado sus primeras exportaciones al Reino Unido²; según varios sitios web, otros establecimientos comerciales de cría en cautividad están exportando ejemplares, aunque no se dispone de detalles al respecto.

La UICN clasificó a la especie en la categoría de En peligro en 2007.

Dado que los ejemplares de *P. kauderni* se capturan en aguas costeras dentro de la zona económica exclusiva (ZEE) de Indonesia, la "introducción procedente del mar" no procede en el caso de esta especie.

Análisis: *Pterapogon kauderni* es una especie marina con un área de distribución muy restringida cuyas características biológicas la hacen vulnerable a la sobreexplotación. Se extrae en grandes cantidades desde mediados de los años 1990 para el comercio internacional de peces para acuarios, y su explotación continúa. Las pruebas disponibles indican que esto ha provocado reducciones significativas y continuadas en la densidad de la población y el tamaño total de esta. La especie también está afectada por la pérdida y degradación de su hábitat. Al parecer, no existen medidas de gestión efectivas a largo plazo. Parece que la especie cumple los criterios para la inclusión en el Apéndice II con arreglo al Anexo 2a de la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP16)* atendiendo a que es necesario reglamentar su comercio para garantizar que la población silvestre no se vea amenazada.

Evaluadores de la información del resumen únicamente: G. Lilley, A. Vagelli, K. Carpenter, E. Wood y A. Rhyne.

Referencias:

La información que aparece sin referencias en el resumen está extraída de la justificación de la propuesta.

¹ Vagelli, A. (2016) *In litt.* to the IUCN/TRAFFIC Analysis Team, Cambridge, UK.

² Pearce, S. (2016) Captive-bred Banggai cardinalfish on the way.

<http://www.petbusinessworld.co.uk/news/feed/captive-bred-banggai-cardinalfish-on-the-way>. Viewed on 1st July 2016.

Inclusión de *Holocanthus clarionensis* (pez ángel de Clarión) en el Apéndice II

Autor de la propuesta: México

Resumen: *Holocanthus clarionensis*, el pez ángel de Clarión, habita en las aguas territoriales de México del océano Pacífico. Es una especie demersal asociada a los arrecifes de coral y áreas rocosas, tales como paredes y acantilados, hasta 30 m de profundidad. Suelen aparecer a unos 3-5 m sobre el fondo, en las llamadas "estaciones de limpieza" de las mantas (*Manta birostris*). Se cree que alcanzan la madurez entre los 18 y 30 meses de edad y su longevidad es de unos 10 años. Se han observado diferentes densidades de población que varían estacionalmente, lo que puede estar asociado a migraciones relacionadas con el desove. La baja frecuencia de juveniles en las poblaciones de los arrecifes indica que el reclutamiento puede tener lugar en otras zonas, ya sea en aguas más superficiales o más profundas.

Se considera que la máxima área de ocupación potencial de esta especie probablemente sea de unos 4.000 km², pero con una superficie más pequeña de arrecife adecuado, por lo que el área de ocupación real es con toda probabilidad considerablemente menor a 2.000 km². Se ha indicado que la mayor parte de la población habita en menos de 50 km² en el archipiélago de Revillagigedo, donde la densidad media de la población se ha estimado en torno a 1 individuo por 200 m² de hábitat adecuado, comparativamente superior al valor de 1 individuo por hectárea (10.000 m²) encontrado en los estudios realizados en las costas de Baja California Sur. La población de Revillagigedo se considera aparentemente estable², mientras que la información de una disminución a finales de la década del año 2000 en Cabo Pulmo, en Baja California, donde la especie es en general extremadamente escasa, no se considera fiable³. En 1997 se indicó que era escasa en la isla de Clipperton⁴.

Es posible que la especie esté afectada por la pérdida de hábitat, en particular por daños en el arrecife coralino, aunque su área de distribución en el archipiélago de Revillagigedo está en el interior de un área protegida. Se especula sobre la posibilidad de que un aumento en la duración y frecuencia de los episodios de El Niño-Oscilación del Sur (ENSO por sus siglas en inglés) asociado al cambio climático pueda tener cierto impacto sobre la especie².

El pez ángel de Clarión tiene una coloración muy brillante que lo hace atractivo para el comercio de peces ornamentales. Sin embargo, su carácter agresivo hace que no sea adecuado para acuarios de comunidades de arrecife, lo que ha hecho que su demanda haya sido siempre limitada⁵. No obstante, esto no ha impedido que alcance precios altos en el comercio.

El comercio nacional en México se considera insignificante. La mayor parte de las exportaciones registradas se destinan a California (Estados Unidos), aunque se sabe que la especie también se ha exportado a Japón⁵. Aunque los datos de exportación de especímenes vivos desde México son variables, se sabe que no llegan al mercado más de unos pocos cientos de ejemplares al año (en general de 200 a 600 según las estadísticas disponibles). Entre los años 2007 y 2013 México concedió permisos para la captura de algo más de 3.000 especímenes, de los que según los informes se exportaron 2.750 individuos, aunque no se ha podido confirmar este dato. Los datos sobre comercio muestran que Estados Unidos importó solamente 625 peces ángel de Clarión en total desde México en el período de 2006 a 2013⁶. No hay información sobre la mortalidad de individuos entre la captura y la exportación.

Desde una perspectiva histórica, un informe de principios de la década de 1990 indica que la población del archipiélago de Revillagigedo resultó fuertemente diezmada por la captura de más de 1.000 ejemplares por cada salida que se realizaba para su pesca, aunque no existe más información sobre esto.

La especie cuenta con protección especial en México, lo que implica que solo se realizan extracciones si se consideran sostenibles. Se permiten capturas con permiso solamente en tres zonas del golfo de California, mientras que en otras zonas del área de distribución de la especie, incluyendo el archipiélago de Revillagigedo, no se autorizan las capturas. Se ha especulado con la posibilidad de que los especímenes capturados con permiso procedan en realidad del archipiélago de Revillagigedo, aunque no hay pruebas que lo confirmen.

Esta especie está clasificada en la Lista Roja de la UICN en la categoría de Vulnerable (2010).

La especie se está criando para la exportación en las instalaciones de un acuario comercial en Bali (Indonesia), lugar desde el que se ha indicado que se está exportando en pequeñas cantidades al Reino Unido y Estados Unidos.

Análisis: El pez ángel de Clarión se captura para exportarlo para abastecer el comercio internacional de peces marinos de acuario, y tiene un área de distribución y población relativamente reducidas para una especie de pez marino. La pesca para la exportación desde su principal Estado de área de distribución, México, es limitada y se controla a través de permisos. La mayor parte de la población se encuentra en un área protegida en la que las capturas están prohibidas y donde se cree que es estable, aunque puede ser vulnerable a largo plazo por presiones relacionados con el cambio climático. La especie no parece cumplir los criterios de inclusión en el Apéndice II.

Evaluadores de la información del resumen únicamente: K. Carpenter y E. Wood.

Referencias:

La información que aparece sin referencias en el resumen está extraída de la justificación de la propuesta.

¹ Wells, S. (2016) *In litt.* to IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.

² Pyle, R., Myers, R., Rocha, L.A. & Robertson, R. (2010) *Holacanthus clarionensis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2010.

³ Wood, E. (2016) *In litt.* to IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.

⁴ Allen, G.R. and Robertson, D.R. (1997) An annotated checklist of the fishes of Clipperton Atoll, tropical eastern Pacific. *Revista de Biología Tropical* 45: 813-843.

⁵ Jones, R. (2016) *In litt.* to IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.

⁶ Analysis of US Fish & Wildlife Service Law Enforcement Management Information System (LEMIS) data, May 2016.

Inclusión de toda la familia Nautilidae en el Apéndice II

Autores de la propuesta: Estados Unidos de América, Fiji, India y Palau

Resumen: La familia Nautilidae, o nautilus, es un grupo de moluscos marinos claramente diferenciados que habitan en hábitats tropicales de arrecifes y de aguas profundas en la región Indo Pacífica. Se reconocen dos géneros: *Allonautilus* y *Nautilus*. En general se considera que el género *Allonautilus* tiene dos especies: *A. perforatus* (documentada en Indonesia y posiblemente presente en Papúa Nueva Guinea¹) y *A. scrobiculatus* (documentada en Papúa Nueva Guinea y posiblemente presente en las Islas Salomón¹). El número de especies del género *Nautilus* oscila entre 2 y 12 según los autores. En el trabajo taxonómico más reciente se considera que existen dos especies, *Nautilus pompilius* y *N. macromphalus*¹. *N. pompilius* tiene una amplia área de distribución, que por lo que se conoce hasta el momento incluye 11 Estados y posiblemente comprenda otros cinco, desde India en el oeste hasta Samoa Americana en el este. En la justificación de la propuesta se consideran otras cuatro especies: *N. macromphalus*, endémica de Nueva Caledonia, así como *N. belauensis*, *N. repertus* y *N. stenomphalus*, que habitan en Palau y Australia y se consideran en la actualidad como parte de *N. pompilius*. Se cree que puede haber otras especies diferentes aún no reconocidas, existentes como poblaciones genéticamente distintas y geográfica y reproductivamente aisladas.

Los nautilus son extremadamente especialistas por lo que al hábitat se refiere, de forma que viven muy asociados a taludes exteriores de arrecife de fuerte pendiente, así como en los sustratos de fondos de sedimentos, lodos y arenas ligados a los mencionados taludes, en profundidades preferentemente entre 150 y 300 metros y llegando rara vez a los 700 m. Presentan una distribución dispersa y errática, que hace que en ocasiones no estén presentes en hábitats aparentemente adecuados, y tienen un rango de tolerancia térmica relativamente reducido. Sus movimientos pueden verse interrumpidos por barreras geográficas entre las que están tanto las aguas superficiales, en las que la temperatura puede sobrepasar los 25°C, como las aguas abiertas, que los nautilus normalmente evitan, quizá por una mayor vulnerabilidad ante la depredación en esos ambientes.

Son organismos de crecimiento lento, maduración tardía (entre 10 y 15 años) y larga vida (al menos 20 años), que ponen un solo huevo de gran tamaño por cada desove¹ y que requieren un largo período de incubación (en torno a un año), no presentando una fase de larva móvil. No se sabe cuántos huevos puede llegar a desovar una hembra a lo largo de un año. Los datos de capturas indican que los nautilus juveniles representan menos del 10-20 % de las poblaciones, lo cual es indicativo de una especie de baja productividad. El hecho de que la mayoría de ejemplares atrapados en trampas sean machos sugiere una proporción de sexos a favor de los machos y una estructura de la población de paternidad múltiple; no existe ningún indicio que pueda hacer pensar que los machos son más proclives a caer en las trampas cebadas¹.

No existen estimaciones globales de las poblaciones, pero sí hay pruebas sólidas de que las poblaciones son pequeñas y están dispersas y aisladas de forma natural. Los estudios han revelado que la abundancia de las poblaciones no explotadas de *N. pompilius* es baja y en ocasiones menor de 1 individuo por km² (Australia, Fiji y Samoa Americana), aunque en un arrecife de Australia se encontró una abundancia de entre 10 y 15 individuos por km². La atracción que sufren los nautilus por las trampas con cebo y la facilidad con que se recapturan¹ pueden dar una impresión falsa de su abundancia.

Los nautilus son objeto de pesquerías dirigidas y pueden también ser capturados accidentalmente en otras pesquerías. Los pescadores comerciales utilizan trampas para peces cebadas con carne sumergidas a profundidades de entre 150 y 250 m. Las mayores pesquerías comerciales están en Filipinas e Indonesia. Se utilizan tanto la concha como la carne, aunque la última se considera realmente un subproducto, siendo las conchas el producto principal para el comercio. Estas se venden enteras como objetos decorativos o de coleccionista, o en trozos, por ejemplo en incrustaciones. Existe tanto utilización nacional como comercio internacional. Una gran parte de las ventas nacionales es a turistas, parte de las cuales se supone que están destinadas a la exportación como efectos personales. Algunos de los nautilus que abastecen el comercio de conchas proceden de ejemplares varados en las playas, aunque seguramente se trate de una proporción pequeña del total. La utilización de nautilus vivos se restringe a una cantidad reducida para acuarios e investigación.

Filipinas e Indonesia tienen las mayores pesquerías comerciales de nautilus, y en Filipinas la pesca y comercio de estas especies existe desde la década de 1970. Un estudio de las capturas en Panay en los años 2001 y 2002 estimó una captura anual de unos 12.200 especímenes de *N. pompilius*; en Palawan se declararon las capturas de unos 9.000 ejemplares en 2013 y 37.000 en 2014. En un estudio reciente en

Filipinas se hallaron más de 18.500 conchas enteras de nautilus en 162 tiendas de todo el país. En Indonesia se sabe que la pesca comercial está presente de forma amplia, y que sus productos se venden nacional e internacionalmente; las exportaciones en los últimos años han sido notables. Según los datos sobre comercio de Estados Unidos, este país importó desde Indonesia unas 3.700 conchas entre 2004 y 2013, la mayoría (2.630) en 2007². Además, entre 2007 y 2010 Indonesia exportó hasta 25.000 especímenes por su carne a China. En general, no obstante, hay poca información sobre la importancia relativa de las capturas para la exportación comparadas con las destinadas al uso nacional en Indonesia.

Se ha informado de que en Nueva Caledonia (Francia), Palau y Vanuatu ha habido pesquerías en el pasado que tenían como objetivo los nautilus. Se cree que los nautilus también se capturan en China (especialmente en Hainan) y en Papúa Nueva Guinea, pero de estas pesquerías no se conocen detalles por lo que se refiere a su volumen, posible impacto, o la proporción, si es que la hay, que es objeto de comercio internacional.

Muchos países importan nautilus, pero únicamente hay datos disponibles sobre Estados Unidos. En el período de 2005 a 2014 este país importó un promedio anual de 12.000 especímenes enteros y más de 85.000 partes, casi todos desde Filipinas (85 %) e Indonesia (12 %)². La práctica totalidad de las importaciones fueron declaradas como *N. pompilius*, si bien aparecen también en los registros todas las demás especies de nautilus a excepción de *A. scrobiculatus* y *N. spenomphalus*, aunque en cantidades muy pequeñas, algunas por debajo de 10 especímenes. Las importaciones totales anuales de Estados Unidos han ido disminuyendo en el período examinado, al mismo tiempo que se ha experimentado una disminución en las importaciones procedentes de Filipinas a partir de 2009 y un incremento de las procedentes de Indonesia, sugiriendo una posible sustitución de los proveedores filipinos por los de Indonesia.

La mayor parte de la información sobre cambios en la población de los nautilus viene de Filipinas. En un arrecife de Bohol que es objeto de la pesca comercial se ha estimado que la abundancia es de 1 a 3 órdenes de magnitud menor que en una población no explotada. En el estrecho de Tañon se ha indicado que las capturas con trampas disminuyeron un 97 % entre la década de 1970, cuando comenzó la pesquería, y la de los 1980, momento en que la pesquería cesó al considerarse la especie comercialmente extinta, y de hecho parece que los nautilus han desaparecido completamente de esa zona¹. Existen otras informaciones, algunas de carácter anecdótico, junto con los resultados de las observaciones de pescadores y comerciantes, que indican disminuciones, algunas fuertes, en otras zonas, como Palawan, la región de Visayan y la provincia de Tawi-Tawi. Se ha sugerido que las poblaciones de *N. pompilius* en Filipinas han sido diezgadas una tras otra y que probablemente el comercio se esté desplazando a Indonesia u otros lugares.

Existen informes que muestran la relación entre las capturas y las disminuciones en India (donde habita *N. pompilius*), Indonesia (donde habitan *A. perforatus* y *N. pompilius*) y Nueva Caledonia (en la que se encuentran *N. macromphalus* y *N. pompilius*), aunque prácticamente no existe información cuantitativa disponible.

Hay una serie de factores que están afectando al hábitat de los nautilus a través de sus impactos sobre los arrecifes a 150 m de profundidad y más, como son la contaminación, la minería y la pesca en aguas profundas³, así como el cambio climático a través del calentamiento y la acidificación del agua.

Los nautilus no están incluidos en ningún plan de gestión de pesquerías, pero en Indonesia están protegidos desde 1990, si bien el cumplimiento de esta protección se ha calificado de bajo, como ponen en evidencia las cantidades exportadas a Estados Unidos de estas especies, aunque ha habido confiscaciones de conchas. La captura de *N. pompilius* en China requiere un permiso. Se ha intentado la cría en cautividad pero sin éxito; se ha conseguido que eclosionaran los huevos pero ningún individuo ha llegado a la edad adulta.

Las conchas de las diferentes especies de nautilus son todas parecidas, de forma que aunque por lo general los expertos son capaces de diferenciarlas, las personas no expertas tienen dificultades para hacerlo, y en general en el comercio internacional no se diferencian las especies.

Análisis: Se considera que los nautilus viven por lo general en poblaciones pequeñas y dispersas. Son muy vulnerables a la sobreexplotación y se sabe que son objeto de pesquerías dirigidas, cuyos productos, principalmente las conchas, abastecen el comercio internacional. La principal especie en el comercio, *N. pompilius*, tiene una amplia área de distribución en la región Indo Pacífica. Filipinas ha exportado grandes cantidades de nautilus, y parece que estas exportaciones son un motor principal de las capturas, las cuales a su vez se han relacionado con fuertes disminuciones de las poblaciones a escala local, aunque existen

indicios de que en la actualidad el comercio se abastece de nautilos de otras procedencias. Existen informes de disminuciones históricas y actuales de la población en otras zonas del área de distribución, aunque no se conoce la envergadura de tales disminuciones o hasta qué punto se pueden atribuir las capturas al comercio internacional en comparación con el consumo nacional. Sin embargo, dada la extrema vulnerabilidad de los nautilos a la sobreexplotación, cualquier presión de pesca adicional en forma de capturas destinadas a la exportación, puede esquilmar las poblaciones o provocar desapariciones locales. Sobre la base de este factor y la ausencia de planes de gestión para estas especies, parece que al menos *N. pompilius* cumple los criterios de inclusión en el Apéndice II que figuran en el Anexo 2a de la Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP16).

Las diferentes especies de nautilos se parecen las unas a las otras en la forma principal en que aparecen en el comercio (conchas), y dado que *N. pompilius* parece cumplir los criterios, todas las demás especies de la familia Nautilidae parecen cumplir por tanto los criterios enunciados en el Anexo 2b (criterios de semejanza) de la Resolución.

Evaluadores de la información del resumen únicamente: P. Ward y E. Woods.

Referencias:

La información que aparece sin referencias en el resumen está extraída de la justificación de la propuesta.

¹ Ward, P. (2016) *In litt.* to the IUCN/TRAFFIC Analyses Team. Cambridge, UK.

² Analysis of US Fish & Wildlife Service Law Enforcement Management Information System (LEMIS) data, May 2016.

³ Woods, E. (2016) *In litt.* to the IUCN/TRAFFIC Analyses Team. Cambridge, UK.

Inclusión de todas las especies de caracoles terrestres cubanos del género *Polymita* en el Apéndice I

Autor de la propuesta: Cuba

Resumen: El género *Polymita*, conocido comúnmente como caracoles terrestres cubanos, engloba a seis especies: *P. brocheri*, *P. muscarum*, *P. picta* (la especie de mayor tamaño del género), *P. sulphurosa*, *P. venusta* y *P. versicolor*, todas ellas endémicas de Cuba. Son arbóreas y están adaptadas a vivir sobre una gran variedad de plantas, incluyendo el café y los cocoteros. Las conchas tienen un tamaño entre 2 y 3 cm. La longevidad estimada de las especies de *Polymita* en el medio silvestre está entre 12 y 19 meses; alcanzan la madurez sexual entre los nueve y diez meses. El tamaño de la puesta varía pero normalmente es entre 30 y más de 100 huevos. Los ejemplares (que son hermafroditas) se reproducen solo una vez.

Las conchas de *Polymita* son bellas y presentan una amplia gama de colores; se venden como artesanía (por ejemplo, en collares) o a coleccionistas de conchas.

Los mapas de la distribución potencial de cada especie (incluidos en la justificación de la propuesta) han sido confeccionados a partir de mapas de la distribución conocida, de los cuales se eliminaron los hábitats idóneos que ya dejaron de existir y las subpoblaciones extintas; las áreas de distribución indicadas a continuación están basadas en los mapas resultantes.

Polymita brocheri tiene una distribución actual estimada de algo más de 50 km² de hábitat fragmentado; la distribución histórica se estimó en aproximadamente 70 km² (una disminución en torno al 30 %). Se ha señalado que la población puede ser abundante en el ámbito local (3,5 individuos por m²); la densidad total estimada es de 0,1 individuos por m²¹. Según informes, se utiliza en el país como cebo de pesca¹. No se conoce su presencia en ningún área protegida³.

Polymita muscarum tiene una distribución actual estimada de aproximadamente 3.600 km²; la distribución histórica se estimó en unos 8.000 km² (una disminución del 56 %). Se desconoce el tamaño de la población. Las poblaciones del interior aparentemente han disminuido significativamente o han desaparecido y actualmente la especie prácticamente está limitada a una franja estrecha de vegetación costera donde el desarrollo turístico ha causado la fragmentación de su hábitat. La densidad de la población en 22 ciudades costeras es muy baja (entre 0,002 y 0,3 individuos por m²). Se ha registrado su presencia al menos en un área protegida³.

Polymita picta tiene una distribución actual estimada de unos 2.200 km², lo que representa una pequeña disminución respecto de su distribución original (unos 2.400 km²). No se conoce el tamaño de la población. Los estudios realizados en 39 localidades encontraron una densidad media entre 0,01 y 1 ind./m²¹. Las poblaciones no sujetas a la extracción presentaron densidades mayores que las poblaciones explotadas³ aunque no se sabe si esto se debe a que los estudios fueron realizados en distintas épocas del año o si realmente es indicativo del impacto de la extracción. Se ha informado de extinciones de poblaciones locales¹. La especie no está presente en ningún área protegida³ y está afectada por la modificación y fragmentación del hábitat; también sufre el impacto del uso de pesticidas en los cafetales, que ha provocado una mortalidad masiva en una de las plantaciones¹.

Polymita sulphurosa aparentemente tiene una distribución muy limitada; el hábitat potencial dentro de su área de distribución consiste en pequeñas parcelas que suman unos pocos kilómetros cuadrados (las estimaciones varían entre 1,3-2,5 km² y unos 7 km²)^{2, 3}. El área de distribución histórica se estimó en unos 200 km² (una disminución del 98 %). El hábitat restante presenta una gran fragmentación. Según los estudios realizados en distintas épocas del año entre 1995 y 2004, solo se encontraron poblaciones en el 25 % de las localidades indicadas en la literatura. Las densidades observadas son bajas (estimaciones entre 0,08 y 0,4, y entre 0,001 y 0,1 individuos por m²¹). En una expedición realizada en 2015 solo se encontró un ejemplar en una parcela de 1,31 km². El hábitat sufre el impacto del uso intensivo del suelo para plantaciones de caña de azúcar, el pastoreo y cultivos de subsistencia. Se considera que las poblaciones diezmatadas están amenazadas por la extracción excesiva, la fragmentación continua del hábitat y las muertes accidentales⁴. La especie no está presente en ningún área protegida³.

Polymita venusta tiene una distribución actual estimada de unos 8.000 km² y su hábitat está fragmentado; la distribución original se estimó en unos 20.000 km² (una disminución de aproximadamente el 60 %). Los estudios realizados en tres localidades mostraron que la densidad de la población presenta grandes

fluctuaciones a lo largo del tiempo. En algunas áreas, de escaso interés agrícola, solo se encuentran poblaciones relictas. Se conoce que la especie está presente al menos en un área protegida³.

Polymita versicolor actualmente tiene una distribución estimada de unos 100 km² y su hábitat está fragmentado; su distribución original se estimó en unos 130 km² (una disminución en torno al 25 %). La densidad media de la población en cuatro localidades se ha estimado en 0,02 individuos por m²¹. Según se informa, algunas poblaciones se han extinguido, supuestamente por los cambios de uso del suelo para la agricultura, la extracción de yeso, el pastoreo y la construcción de viviendas y, en un caso, posiblemente debido a la extracción excesiva. Se conoce que está presente al menos en un área protegida³.

Según informes, hubo un número elevado de exportaciones internacionales durante la década de los 1940 (estimadas en 0,5 millones por año) y a pesar de estar prohibidas las exportaciones desde 1943 (el comercio nacional e internacional estaban prohibidos salvo con autorización), las exportaciones a Estados Unidos y Canadá continuaron hasta los años 1960. Solo se han registrado dos exportaciones legales durante los últimos 20 años (55 conchas y 35 ejemplares vivos). Entre 2012 y 2016, las Aduanas cubanas decomisaron 15 envíos, con un total de 23.400 conchas que se exportaban a Estados Unidos. Un experto señaló que la mayor parte del comercio llega a Europa y desde allí se envía a Asia⁴.

Aparentemente las especies que se encuentran en mayor número en el comercio ilegal son *P. picta*, *P. sulphurosa*, *P. versicolor* y *P. venusta*, aunque todas las especies se encuentran en el comercio internacional y se seleccionan los ejemplares más atractivos y variados para su extracción¹. La mayor parte del comercio internacional corresponde a conchas recién extraídas del medio silvestre y no tanto a conchas recicladas de colecciones antiguas^{1,4} y, según se informa, la demanda está impulsada principalmente por los turistas¹. Los coleccionistas recogen caracoles vivos y conchas vacías¹: no se sabe con certeza cuál es la proporción de conchas que proceden de caracoles vivos. La mayoría de los caracoles vivos se extraen antes de que alcancen la madurez^{1,5}.

La concha de *Polymita brocheri* tiene una forma característica y diferente a la de las demás especies. Algunas de las otras especies presentan dibujos y colores característicos que facilitan su identificación pero en algunos casos (por ejemplo, *P. venusta* y *P. picta*) existen variaciones intraespecíficas que dificultan la identificación fiable de los ejemplares por los agentes de control hasta el nivel de especie^{5,6}. Hay fotografías disponibles para facilitar la identificación.

Análisis:

Polymita sulphurosa tiene un área de distribución muy limitada y fragmentada en la que aparentemente la especie es poco común, y existen pruebas de una disminución histórica acentuada en su área de distribución. Parece cumplir los criterios biológicos para su inclusión en el Apéndice I.

Las áreas de distribución de ***Polymita brocheri*** (52 km²) y ***P. versicolor*** (99 km²) son relativamente pequeñas. La densidad media de la población está estimada en 0,1 individuos por m² (equivalente a 100.000 por km²) para *P. brocheri*, y en 0,02 individuos por m² (equivalente a 20.000 por km²) en el caso de *P. versicolor*. Aún cuando estas especies solo se encuentran en estas densidades en una parte de sus áreas de distribución, las cifras indican que sus poblaciones no son pequeñas. Las disminuciones de la población se han deducido principalmente en base a la reducción del hábitat disponible pero todo parece indicar que estas disminuciones no han sido acentuadas en el sentido de la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP16)*. Estas especies no parecen cumplir los criterios biológicos indicados en el Anexo 1 de la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP16)* para la inclusión en el Apéndice I.

Las tres especies restantes, ***P. muscarum***, ***P. venusta*** y ***P. picta***, tienen áreas de distribución relativamente amplias (entre 2.200 y 8.000 km²); en base a los niveles de densidad de la población, tienen poblaciones muy grandes. Se cree que todas han sufrido una disminución de sus poblaciones a consecuencia de la pérdida de hábitat disponible pero no parece probable que dichas disminuciones se acerquen a las directrices indicadas en el Anexo 1 de la *Resolución 9.24 (Rev. CoP16)* (en este caso, una disminución del 50 % o más en los últimos diez años, siendo el intervalo generacional de aproximadamente 1 año). Estas especies no parecen cumplir los criterios biológicos para su inclusión en el Apéndice I tal y como se definen en el Anexo 1 de la *Resolución 9.24 (Rev. CoP16)*.

Todas las especies están potencialmente afectadas por el comercio (que es ilegal) y, por consiguiente, cumplen el criterio relativo al comercio para su inclusión en el Apéndice I.

Evaluador de la información del resumen únicamente: R. Kramer.

Referencias:

La información que aparece sin referencias en el resumen está extraída de la justificación de la propuesta.

¹ Hernández, N. (2016) *In litt.* to the IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.

² Perez, E., Osa, E., Matamoros, Y., Shillcox, J. & Seal, U.S. (1998) *Conservation Breeding Specialist Group (SSC/IUCN). Report of Conservation Assessment and Management Plan Workshop For Selected Cuban Species: Cbsg*, Apple Valley, Minnesota 55124, USA.

³ Mauriño, E. R. (2001) Proyecto de investigación - Ecología y conservación del molusco gasterópodo *Polymita sulphurosa* en Cuba. *Cuadernos de biodiversidad*. 7:14-17.

⁴ González, A. (2016) *In litt.* to the IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.

⁵ Torres, M.M. (2016) *In litt.* to the IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.

⁶ Cowie, R. (2016) *In litt.* to the IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.

Inclusión de todas las especies de palma monja del género *Beaucarnea* en el Apéndice II

Autor de la propuesta: México

Resumen: Las especies de *Beaucarnea*, conocidas como palmas monja (aunque, en términos estrictos, no son palmas), están presentes en México y en algunas partes del norte de Centroamérica (posiblemente llegando por la parte sur hasta el norte de Nicaragua). Según la Lista de comprobación de plantas de Kew (*Kew Plant Checklist*), hay nueve especies aceptadas: *Beaucarnea compacta*, *B. goldmanii*, *B. gracilis*, *B. guatemalensis*, *B. hiriartiae*, *B. pliabilis*, *B. recurvata*, *B. sanctomariana* y *B. stricta*. Hay otras dos especies que figuran en la lista como sinónimos (*B. inermis*, *B. purpusii*) y que en algunos casos se reconocen como especies distintas¹. Las especies de *Beaucarnea* son objeto de comercio como plantas hortícolas. *B. recurvata* es la especie principal comercializada y todavía es frecuente encontrarla en el comercio bajo el sinónimo *Nolina recurvata*.

Beaucarnea recurvata puede alcanzar hasta 15 m de altura y es una especie endémica de la selva baja caducifolia de las zonas rocosas y montañosas de Veracruz y Oaxaca en México. Según se informa, su regeneración es limitada y las plantas no florecen todos los años. Al parecer, las tasas de establecimiento son bajas debido a la falta de agua, el pastoreo de herbívoros, la extracción y otros factores. Las plantas adultas pueden vivir durante cientos de años y, según se informa, empiezan a florecer aproximadamente a los 30 años cuando alcanzan una altura de tres metros (según informes, las plantas reproducidas artificialmente florecen antes)¹. No existen estimaciones precisas del número o tamaño de las poblaciones silvestres. La densidad máxima registrada es de 135 individuos por ha (calculada sobre una zona de 1,2 ha en Veracruz). En un estudio actualmente en curso en Veracruz central, se han encontrado pocas poblaciones con más de 30 ejemplares adultos, aunque se cree que estas poblaciones se encuentran en zonas inaccesibles y sigue habiendo abundantes ejemplares aislados dentro del área de distribución¹. La estructura poblacional observada parece variar según la accesibilidad del sitio; se observaron relativamente pocas plántulas y juveniles en las carreteras planas cercanas a zonas de población humana.

Existen viveros en México (registrados en los sistemas de Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (UMA) o Predios Intensivos de Manejo y Vida Silvestre (PIMVS)) que reproducen especies de *Beaucarnea* de manera legal; según se informa, el volumen de producción y los tamaños de los ejemplares disponibles no cubren la demanda y, por consiguiente, se extraen semillas, plántulas y ejemplares juveniles y adultos del medio silvestre a fin de complementar la reproducción artificial. Aparentemente, los principales productores masivos de *B. recurvata* dependen totalmente de semillas extraídas del medio silvestre. Los ejemplares floríferos producen un promedio de aproximadamente siete inflorescencias y normalmente se producen más de 2.000 semillas en cada inflorescencia. Solo se tiene conocimiento de un vivero que trabaje con un ciclo cerrado de producción. No obstante, es un vivero muy pequeño comparado con los productores masivos situados en la principal región productora de *B. recurvata* en México¹. Aunque existen casos de gestión sostenible, con cupos de extracción de semillas establecidos con base científica, según informes, dicha producción está contrarrestada por el cultivo de ejemplares extraídos ilegalmente del medio silvestre². Los datos relativos a decomisos en México indican que se confiscaron más de 2.000 ejemplares en viveros en el período entre 2004 y 2014.

Beaucarnea recurvata se reproduce en muchos países además de México y es una planta muy común en los mercados de plantas ornamentales de Europa y de otros lugares. Dinamarca ha registrado un promedio de 200.000 ejemplares exportados anualmente. Según los datos recopilados de diversos países de la Unión Europea, China es la fuente principal de ejemplares reproducidos artificialmente. Se desconoce el origen del material parental de las plantas vivas puestas a la venta fuera de México, aunque la especie ha sido ampliamente cultivada desde la primera mitad del siglo XIX³.

Prácticamente no existen datos sobre las exportaciones desde México. Los datos de comercio de Estados Unidos correspondientes al período 2004 al 2013 no reflejan importaciones desde México⁴. Según se dice, las plantas extraídas del medio silvestre son exportadas después de ser aclimatadas en viveros, aunque no hay pruebas evidentes que lo demuestren.

Es sabido que se cultivan otras especies de *Beaucarnea*: *B. inermis*, *B. goldmanii*, *B. pliabilis*, *B. hiriartiae* y *B. guatemalensis*. También hay registros de un comercio limitado de semillas de *B. gracilis*, *B. stricta* y *B. sanctomariana*.

Los ejemplares juveniles y adultos de *Beaucarnea* se parecen entre ellos en mayor o menor medida. Con cierta formación y con la información sobre identificación que hay publicada en diversos manuales, se pueden diferenciar hasta el nivel de especie^{5, 6, 7}. No obstante, no es fácil para una persona no experta identificar las semillas y plántulas hasta el nivel de especie. Se utilizan varios sinónimos para las especies de este género que también se aplican a especies pertenecientes a otros cuatro géneros (*Dasyllirion*, *Dracaena*, *Nolina* y *Pincenectitia*). *B. inermis* se considera sinónimo de *B. recurvata*⁸ (no obstante, en la propuesta se incluye como especie aceptada) y *B. recurvata* var. *stricta* se considera sinónimo de *B. stricta*.

La especie no ha sido evaluada por la UICN pero en la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010 (la Lista Roja de Especies de México) *B. recurvata* está clasificada en la categoría de Amenazada (A), aunque la última evaluación realizada por expertos indica que se podría cambiar su clasificación a la categoría de En peligro de extinción.

Análisis: *Beaucarnea recurvata* es una planta ornamental que se cultiva muy ampliamente, tanto dentro del Estado del área de distribución (México) como en otros sitios. Las poblaciones silvestres se encuentran dispersas por un área relativamente amplia; no existe información sobre el número total de individuos o sobre las tendencias de la población. Se tiene información sobre la extracción de semillas del medio silvestre para utilizarlas como material parental para la reproducción artificial en viveros en México, y sobre la extracción de plantas de diversos tamaños para el comercio de plantas hortícolas. Se afirma que parte del comercio de plantas extraídas del medio silvestre se destina a la exportación, aunque no hay pruebas evidentes que demuestren esta afirmación. Existen indicios de que el número de plantas jóvenes en las poblaciones accesibles es inferior al de las poblaciones con peor accesibilidad pero no se dispone de más información sobre el posible impacto de la extracción sobre las poblaciones silvestres. La especie ha sido cultivada fuera de su Estado del área de distribución desde hace muchos años. Es probable que el plantel cultivado establecido pueda proporcionar plantas grandes para la venta, además de material parental (semillas) para reproducir artificialmente cantidades suficientes de ejemplares para cubrir la demanda del mercado. No parece probable que la especie cumpla los criterios de inclusión que figuran en el Anexo 2a de la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP16)*.

Las pruebas que demuestran el comercio de ejemplares silvestres de otras especies de *Beaucarnea* son muy limitadas y tampoco existen indicios de que alguna de estas especies cumpla los criterios del Anexo 2a de la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP16)*.

Las especies de *Beaucarnea* se parecen entre ellas en menor o mayor grado. En caso de que se incluyese alguna de las especies en el Apéndice II, las demás especies cumplirían los criterios del Anexo 2b de la Resolución (criterios de semejanza).

Evaluadores de la información del resumen únicamente: L. Hernandez Sandoval, M. Chazaro y A. Contreras Hernandez.

Referencias:

La información que aparece sin referencias en el resumen está extraída de la justificación de la propuesta.

¹ Contreras Hernandez, A. (2016) *In litt.* to the IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.

² Osorio, M.I. & Contreras-Hernandez, A. (2013) Environmental policy for sustainable development and biodiversity conservation: a case study involving the exploitation of *Beaucarnea recurvata*. In: Yanez-Arancibia, A. & Davalos-Sotelo, R. (eds) *Ecological Dimensions for sustainable socio-economic development*. Great Britain: WIT Press, pp. 209-222.

³ Lifle (2005) *Nolina recurvata*.

http://www.lifle.com/Encyclopedia/SUCCULENTS/Family/Dracaenaceae/20519/Nolina_recurvata . Viewed on 4th July 2016.

⁴ Analysis of US Fish & Wildlife Service Law Enforcement Management Information System (LEMIS) data, May 2016.

⁵ Martinez, M., Hernandez Sandoval, L. & Carrillo, L. (2014) Foliar anatomy of *Beaucarnea* Lemaire Nolinaceae SS. *Plant Systematics and Evolution* 300: 2249-2258.

⁶ Osorio, M.I., Contreras, A., Equihua, M. & Benitez, G. (2011) Conservation and Utilization of Palma Nun, *Beaucarnea recurvata* (Lemaire), non-timber forest species. CONAFOR and Institute of Ecology AC.

⁷ Hernández, L., Osorio, M.I., Orellana, R., Martínez, M., Pérez, M., Contreras, A., Malda, G., Swords, C., Almanza, K., Castillo, H., and Felix. (2012) Management and conservation of species with commercial value elephant foot (*Beaucarnea*). Editorial Universitaria University of Queretaro, SAGARPA, SNICS, SINAREFI.

⁸ The Plant List (2013) Version 1.1. <http://www.theplantlist.org/>. <http://www.theplantlist.org/tp1.1/record/kew-300342>, and <http://www.theplantlist.org/tp1.1/record/kew-300352>. Viewed on 4th July 2016.

Supresión de *Tillandsia mauryana* del Apéndice II

Autor de la propuesta: México

Resumen: *Tillandsia mauryana* es una bromeliácea endémica de México. Tiene un área de distribución limitada en el estado de Hidalgo donde crece en las paredes verticales de acantilados de roca caliza difícilmente accesibles. Se han localizado a 31 poblaciones de esta especie pero solo fue posible evaluar la abundancia y la densidad de la población de 9 de ellas debido a la inaccesibilidad de los demás sitios. Las poblaciones evaluadas tenían entre 3 y 304 individuos. Solo una pequeña proporción de la población se reproduce anualmente en cada sitio y es posible que la población global esté disminuyendo¹. El área de distribución de la especie está situada principalmente en la Reserva de la Biosfera Barranca de Metztitlán, una zona afectada por la extracción de roca, la construcción de carreteras y el desarrollo urbanístico. El programa de gestión del área incluye acciones específicas para la protección de la especie.

Existen aproximadamente 540 especies de *Tillandsia* que se distribuyen desde el sur de Estados Unidos hasta Argentina y Chile. Unas pocas especies tienen una distribución amplia pero la mayoría de ellas tienen un área de distribución limitada. En términos generales, las especies de *Tillandsia* son objeto de comercio como plantas hortícolas. Algunas de las formas se reproducen artificialmente en cantidades grandes y se venden mayormente como plantas ornamentales; otras se cultivan principalmente por aficionados. *T. mauryana* fue incluida en el Apéndice II en 1992 debido a la preocupación sobre el posible impacto de la extracción de ejemplares silvestres destinados al comercio internacional. La propuesta original para su inclusión, presentada durante la 8ª reunión de la Conferencia de las Partes, incluía todas las especies de *Tillandsia* pero la Conferencia de las Partes acordó incluir solo siete especies, entre ellas dos de México: *T. mauryana* y *T. xerographica* (esta última también está presente en Guatemala).

Desde la inclusión de la especie en los Apéndices, se han registrado aproximadamente 190 plantas en el comercio, generalmente entre Hungría y Suiza, todas ellas declaradas como reproducidas artificialmente. No se ha registrado comercio de esta especie desde México, ni se ha informado de exportaciones de ejemplares silvestres; tampoco hay pruebas de la existencia actual de extracción del medio silvestre o de comercio ilegal. Se ha registrado en la Base de datos sobre el comercio CITES un número reducido de ejemplares no identificados de *Tillandsia* spp. que fueron confiscados por Estados Unidos (90 ejemplares entre 1993 y 2014); hay aproximadamente 175 especies de *Tillandsia* presentes en México.

Es conocido que esta especie se reproduce artificialmente a partir de semillas en viveros de Alemania y Hungría, y hay plantas reproducidas artificialmente a la venta en Internet en otros países, entre ellos Estados Unidos, la República Checa y Suiza. Aparentemente no hay mucha demanda de la especie por parte de aficionados pero en todo caso esta demanda se satisface totalmente con ejemplares reproducidos artificialmente.

Tillandsia mauryana no tiene problemas de semejanza con otras especies de *Tillandsia* incluidas en los Apéndices de la CITES; no obstante, se parece a otras especies no incluidas en los Apéndices.

Esta propuesta se ha formulado a raíz del examen periódico realizado por el Comité de Flora.

Análisis: Teniendo en cuenta que no es necesario regular el comercio para impedir que la extracción de ejemplares del medio silvestre sea una amenaza para la supervivencia de la especie, *Tillandsia mauryana* no cumple los criterios para ser incluida en el Apéndice II. No se han registrado exportaciones de plantas extraídas del medio silvestre desde que la especie fue incluida en el Apéndice II y parece que la demanda limitada de ejemplares se satisface en su totalidad con plantas reproducidas artificialmente. La especie no ha sido objeto de recomendación alguna relativa al Examen de Comercio Significativo durante los dos últimos períodos entre sesiones de la Conferencia de las Partes. No parece probable, a corto plazo, que la supresión de la especie de los Apéndices fomente el comercio de ejemplares silvestres hasta tal punto que la especie llegue a cumplir los criterios para ser incluida en el Apéndice II tal y como se describe en las medidas cautelares que figuran en el Anexo 4 de la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP16)*; tampoco es necesario que siga incluida en los Apéndices para garantizar el control efectivo del comercio de otra especie incluida en el Apéndice II.

Referencias:

La información que aparece sin referencias en el resumen está extraída de la justificación de la propuesta.

¹ Valverde, T., Mondragón D., & Hernández-Apolinar, M. (2013) *Evaluación de la situación de Tillandsia mauryana en el Apéndice II de la CITES, según su estado de conservación y comercio*. Informe final CONABIO proyecto KE003. Facultad de Ciencias, UNAM. México.

Transferencia de los cactus anzuelo *Sclerocactus spinosior* ssp. *blainei* (= *S. blainei*), *S. cloverae* (sinónimo de *S. parviflorus* incluido en los Apéndices de la CITES) y *S. sileri* del Apéndice II al Apéndice I

Autor de la propuesta: Estados Unidos

Resumen: Los cactus del género *Sclerocactus* son plantas espinosas de crecimiento lento, forma cilíndrica y poca altura que están presentes en el suroeste de Estados Unidos y el norte de México. La mayoría de las especies son endémicas de Estados Unidos, incluidas las que son objeto de la presente propuesta. La taxonomía actual de la CITES reconoce 20 especies: 8 especies y una subespecie están incluidas en el Apéndice I y las restantes en el Apéndice II en la inclusión general correspondiente a Cactaceae. Una taxonomía revisada, que está aceptada de forma provisional, utiliza el nombre de *S. blainei* para reconocer el taxón actualmente incluido en los Apéndices de la CITES como *Sclerocactus spinosior* ssp. *blainei* y reconoce *S. cloverae* y *S. parviflorus* como dos especies distintas¹. Dicha nomenclatura es la que se utiliza en este análisis.

Sclerocactus blainei (*S. s. blainei*) tiene una distribución limitada y su presencia es conocida en tres sitios de Nevada y Utah. Se desconoce el tamaño de la población. No hay datos disponibles sobre las tendencias poblacionales pero se cree que la disminución de las precipitaciones y la sequía prolongada han tenido un impacto sobre el reclutamiento de plántulas y sobre la supervivencia de ejemplares adultos de las especies de *Sclerocactus* en general. Nunca se ha registrado comercio de este taxón en la Base de datos sobre el comercio CITES. Se ha informado de un comercio muy reducido de lo que se considera el taxón parental, según la taxonomía de la CITES actualmente vigente (*S. spinosior*), tratándose de plantas declaradas como reproducidas artificialmente y no procedentes de Estados Unidos. Se pueden encontrar semillas anunciadas como *S. s. blainei* a la venta en Internet fuera de EE.UU.²

Se ha registrado la presencia de ***Sclerocactus cloverae*** (*S. parviflorus*) en 21 a 80 sitios en Colorado y Nuevo México. El área de distribución se estima en aproximadamente 25.900 km²; los ejemplares normalmente están dispersos en hábitats idóneos pero pueden ser abundantes a escala local³; el ciclo de vida de las poblaciones individuales puede ser relativamente corto⁴. La población estimada es de unos 10.000 ejemplares pero es posible que, en algunos casos, se tratase de *S. parviflorus* (tal y como se reconoce actualmente) o *S. whipplei*, que tiene un aspecto parecido. Existen muy pocos registros de *S. parviflorus* en la Base de datos sobre el comercio CITES, todos declarados como reproducidos artificialmente. Se desconoce si forma parte de dicho comercio el taxón al que se refiere en la propuesta como *S. cloverae*. En Europa se ofrecen a la venta plantas injertadas (reproducidas artificialmente), anunciadas como *S. cloverae*⁵.

Se ha registrado la presencia de ***Sclerocactus sileri*** en 10 a 12 localidades de Arizona donde se distribuye en un área de aproximadamente 1.000 km². Estudios recientes indican que esta especie también está presente en Utah. Según se informa, la población ha disminuido a consecuencia de incendios y actualmente es poco común⁶. Aparentemente, la mayoría de las poblaciones son muy pequeñas (entre dos y diez plantas)³. El intervalo generacional de la especie es de cuatro años (hasta la primera floración)⁶. Nunca se ha registrado comercio de este taxón en la Base de datos sobre el comercio CITES; tampoco se han encontrado pruebas de plantas o semillas a la venta. La especie está clasificada en la Lista Roja de la UICN en la categoría de Vulnerable desde 2013.

Según se informa, las especies de *Sclerocactus* están afectadas por las actividades de prospección y extracción de petróleo y gas, el uso recreativo de vehículos todoterreno, el efecto del pisoteo animal, la recolecta de ejemplares, la pérdida del hábitat y el parasitismo por insectos. El desarrollo ligado al petróleo y el gas y el uso de vehículos todoterreno pueden fomentar el acceso de coleccionistas a las plantas.

Existe la preocupación de que las poblaciones de *Sclerocactus* puedan verse afectadas de forma adversa por la extracción ilegal no autorizada de plantas y semillas. Se supone que incluso la extracción de solo un número reducido de semillas o plantas podría tener un impacto negativo sobre la capacidad reproductiva de la especie y posiblemente sobre su supervivencia a largo plazo. Teniendo en cuenta la dificultad que implica cultivar las especies de *Sclerocactus*, es posible que resulten atractivas para un número limitado de coleccionistas especializados en Estados Unidos y otros países. No obstante, en términos generales, es probable que la demanda de estas especies sea más bien escasa.

Todas las especies de *Sclerocactus* están protegidas en Estados Unidos por la Ley Lacey que prohíbe, entre otras cosas, la importación, exportación, transporte, venta o recepción de cualquier planta silvestre

(incluidas las raíces, semillas y otras partes) cuya extracción, posesión, transporte o venta suponga el incumplimiento de alguna ley o normativa estatal. En Arizona, los coleccionistas están obligados a obtener un permiso de extracción y no está permitido el traslado de plantas desde una propiedad privada sin notificar previamente al Departamento de Agricultura de Arizona. En Nevada, los coleccionistas están obligados a obtener un permiso para la extracción y el transporte de plantas. Tanto en Arizona como en Nevada, la extracción de *Sclerocactus* en suelo gestionado por la Oficina para la Administración de Terrenos solo se permite con fines científicos o educativos, o en aras de la conservación o reproducción de la especie. Se requiere una prueba de propiedad del ejemplar correspondiente para poder extraer y transportar una planta autóctona en el estado de Utah.

Sclerocactus blainei estaba incluida como subespecie en una evaluación anterior de la UICN relativa a *S. spinosior* (clasificada en la Lista Roja de la UICN en la categoría de Preocupación menor en 2013) pero nunca ha sido evaluada como especie⁷. *S. cloverae* estaba incluida en la subespecie *S. whipplei heilii* en una evaluación anterior de la UICN relativa a *S. whipplei* (clasificada en la Lista Roja de la UICN en la categoría de Preocupación menor en 2013); *S. cloverae* nunca ha sido objeto de evaluación como especie⁷.

Las semillas de cactáceas incluidas en el Apéndice II de la CITES (salvo las cactáceas de México) están exentas de las disposiciones de la Convención, de acuerdo con la anotación #4 actualmente en vigor.

Los autores de la propuesta también proponen una enmienda de la nomenclatura de la especie *S. glaucus* que está incluida en el Apéndice I de la CITES. Teniendo en cuenta que dicha modificación de la nomenclatura no conllevaría una enmienda de los Apéndices, no se ha tratado esta cuestión en el presente análisis.

Análisis:

Sclerocactus blainei tiene una distribución limitada y su presencia es conocida en tres sitios. Se desconoce el tamaño de la población y tampoco existen datos disponibles sobre las tendencias poblacionales. No obstante, teniendo en cuenta que su distribución parece muy restringida, es posible que cumpla los criterios biológicos para su inclusión en el Apéndice I. No hay pruebas suficientes para poder determinar que la especie está afectada por el comercio.

Sclerocactus cloverae tiene una distribución relativamente amplia y no parece que su población sea pequeña. No hay indicios de que la especie haya disminuido de forma notable. No parece cumplir los criterios biológicos para su inclusión en el Apéndice I. No hay pruebas suficientes para poder determinar que la especie está afectada por el comercio.

Sclerocactus sileri tiene una distribución relativamente restringida (aunque se ha determinado más recientemente que su distribución es más amplia de lo que se suponía). Aparentemente, sus poblaciones han disminuido debido a incendios pero se desconoce la gravedad de estas disminuciones. Según se informa, la mayoría de las poblaciones conocidas son pequeñas. Es posible que la especie cumpla los criterios biológicos para su inclusión en el Apéndice I. No hay pruebas suficientes para poder determinar que la especie está afectada por el comercio.

Evaluador de la información del resumen únicamente: B. Goettsch.

Referencias:

La información que aparece sin referencias en el resumen está extraída de la justificación de la propuesta.

¹ Hunt, D.R. (2016) CITES Cactaceae checklist. Third edition. Royal Botanic Gardens Kew & International Organisation for Succulent Plant Study. 174 pp.

² Zahradnický Malej Jarda (2016) *Sclerocactus spinosior* ssp. *blainei* SB 1540. <http://www.gerardo.cz/en/cacti-succulents-plantsseeds/623-sclerocactus-spinosior-ssp-blainei-sb-1540-currant-nv-10-seeds.html> Viewed on 29th May 2016.

³ NatureServe (2015) NatureServe Explorer: An online encyclopaedia of life [web application]. Version 7.1. NatureServe, Arlington, Virginia. <http://explorer.natureserve.org> Viewed on 29th May 2016.

⁴ NatureServe (2016) Conservation Status Assessment. <http://www.natureserve.org/conservation-tools/conservation-status-assessment>. Viewed on 29th May 2016.

⁵ Nur kaffeemaschinen Hier finden Sie preiswerte *Sclerocactus* <http://nur-kaffeemaschinen.de/shop/kat-29520/a-4/sclerocactus.html> Viewed on 29th May 2016.

⁶ Butterworth, C. & Porter, J.M. (2013) *Sclerocactus sileri*. The IUCN Red List of Threatened Species 2013.

⁷ Goettsch, B. (2016) *In litt.* to IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.

Supresión de la anotación #5 de las inclusiones de *Dalbergia cochinchinensis* y reemplazo de esta por la anotación #4

Autor de la propuesta: Tailandia

Resumen: El palo de rosa siamés (*Dalbergia cochinchinensis*) es un árbol perennifolio de crecimiento lento que se encuentra de manera dispersa en los bosques abiertos semicaducifolios de Camboya, Laos, Tailandia y el sur de Vietnam. Existe una demanda internacional de la madera de esta especie. Está incluida en la norma china relativa a “Hongmu”, las maderas duras de alta calidad utilizadas para muebles y ebanistería. Durante la 16ª reunión de la Conferencia de las Partes fue incluida en el Apéndice II con la anotación #5 a fin de limitar la inclusión a trozas, madera aserrada y láminas de chapa de madera.

Dentro de su área de distribución, la extracción de esta especie está restringida (Vietnam) o prohibida (Camboya, Laos y Tailandia). Según un examen reciente del comercio de *D. cochinchinensis*, una parte importante del comercio de esta especie y de especies similares corresponde a productos secundarios transformados, sobre todo muebles. Existe una forma de eludir la actual anotación #5 en vigor que consiste en someter la madera a una transformación rudimentaria en el país de origen para elaborar muebles. Desde la inclusión de la especie en el Apéndice II, se han interceptado grandes envíos de madera aparentemente extraída y exportada utilizando este método.

El objetivo de la propuesta es enmendar la inclusión actual reemplazándola por la anotación #4 a fin de incluir todas las partes y derivados, excepto las semillas y plántulas o cultivos de tejidos obtenidos in vitro, en medios sólidos o líquidos, que se transportan en envases estériles, y las flores cortadas de plantas reproducidas artificialmente.

Esta anotación se propone con el fin de regular los productos que se encuentran en el comercio y que son motivo de preocupación en relación con la conservación.

Análisis: El comercio internacional de *Dalbergia cochinchinensis* aparentemente incluye productos que no figuran en la anotación actual aplicada a la inclusión. Esto ha quedado demostrado por la interceptación de envíos de madera sometida a un procesamiento rudimentario y exportada como muebles. La anotación #4 incluiría todos los productos relacionados con la madera, incluyendo los muebles acabados que son motivo evidente de preocupación en relación con la conservación.

El objetivo de la Propuesta 55 es incluir en el Apéndice II, sin anotación alguna, todas las especies de *Dalbergia*, salvo las que están incluidas en el Apéndice I. Según el orden en que sean tratadas las propuestas, es posible que la Propuesta 53 sea debatida antes de la Propuesta 55. En caso de que la Propuesta 55 fuese adoptada, *D. cochinchinensis* quedaría incluida a nivel de género, sin anotación alguna, lo que significaría que todas las partes y derivados fácilmente reconocibles estarían englobados en la inclusión y habría muy poca diferencia, en términos prácticos, entre las dos inclusiones.

Inclusión de 13 especies maderables del género *Dalbergia* (autóctonas de México y América Central) en el Apéndice II, sin anotación: *Dalbergia calderonii*, *D. calycina*, *D. congestiflora*, *D. cubilquitzensis*, *D. glomerata*, *D. longepedunculata*, *D. luteola*, *D. melanocardium*, *D. modesta*, *D. palo-escrito*, *D. rhachiflexa*, *D. ruddae* y *D. tucurensis*

Autor de la propuesta: México

Nota: La Propuesta 55 versa sobre el género completo de *Dalbergia*, salvo aquellas especies ya incluidas en el Apéndice I o el Apéndice II. En el análisis de dicha propuesta se habla del género en su conjunto.

Resumen: Hay 20 especies de *Dalbergia* presentes en México, seis de las cuales son endémicas. Quince de estas veinte especies producen madera de alta calidad; dos de ellas ya están incluidas en el Apéndice II (*D. retusa* y *D. stevensonii*) y las restantes se proponen aquí para su inclusión en el Apéndice II.

La madera producida por muchas especies de *Dalbergia*, conocida frecuentemente como ‘palo de rosa’, se valora por su belleza, durabilidad y propiedades físicas. Por consiguiente, existe demanda de esta madera en el comercio internacional (véase el análisis correspondiente a la Propuesta 55). Ninguna de las 13 especies objeto de esta propuesta figura entre las 33 especies incluidas en la norma china sobre Hongmu¹ o en la norma industrial china sobre maderas duras².

En la mayoría de los casos, existe poca información sobre las poblaciones y sobre el comercio de estas especies. Se considera que la regeneración de muchas de las especies de *Dalbergia* es lenta³. México ya ha realizado evaluaciones de riesgo para las poblaciones de México.

Dalbergia calderonii está presente en Guatemala, El Salvador, Honduras y México. Esta especie es poco común y de crecimiento lento. La región en la que está presente presenta un alto nivel de deforestación. En México, la población está clasificada como En peligro de extinción, y en El Salvador, se considera Amenazada.

Dalbergia calycina está presente en Belice, Costa Rica, El Salvador, Guatemala, México y Nicaragua. No se dispone de datos sobre el volumen del comercio; hay constancia de exportaciones desde Guatemala (cuya población está incluida en el Apéndice III) en el año 2014⁴. Se conoce su presencia en varias áreas protegidas pero no hay datos concretos sobre el tamaño de la población de este taxón. No obstante, en Nicaragua se considera una especie poco común y en México está clasificada como amenazada. La especie está clasificada en la Lista Roja de la UICN en la categoría de Preocupación menor desde 2012.

Dalbergia congestiflora se distribuye en El Salvador, Guatemala y México. Hasta ahora ha estado clasificada en la categoría de En peligro de extinción en México pero según la última evaluación realizada, actualmente cumple los criterios para estar clasificada en la categoría de Sujeta a protección especial.

Dalbergia cubilquitzensis está presente en Belice, Costa Rica, Guatemala, Honduras, México y Nicaragua. México clasifica esta especie en la categoría de En peligro. No hay datos disponibles sobre el volumen del comercio; hay constancia de exportaciones desde Guatemala (cuya población está incluida en el Apéndice III) en el año 2014⁴.

Dalbergia glomerata aparentemente está presente en Costa Rica, Guatemala, Honduras y México, aunque México considera que es una especie endémica y que las poblaciones encontradas en otros sitios corresponden a *D. congestiflora*. Desde que fue incluida en el Apéndice III por Guatemala en 2015, según la Base de datos sobre el comercio CITES, se ha registrado la exportación de 42 m³ de madera aserrada desde Honduras a Taiwán (provincia de China). La especie se extrae para madera y se cree que las poblaciones están disminuyendo a consecuencia de la extracción. Parece que la especie también se ve afectada por la disminución de la extensión y la calidad de su hábitat a consecuencia de la conversión a la agricultura. La construcción de carreteras hace que sea más fácil acceder a algunas zonas para extraer la madera⁵. La especie está clasificada en la categoría de Sujeta a protección especial en México y en la Lista Roja de la UICN en la categoría de Vulnerable (2012).

Dalbergia longepedunculata está presente en Honduras y México; en México está clasificada en la categoría de En peligro de extinción.

Dalbergia luteola está presente en Guatemala y México; en México está clasificada en la categoría de En peligro de extinción.

Dalbergia melanocardium se encuentra en El Salvador, Guatemala y México; en México está clasificada en la categoría de En peligro de extinción.

Dalbergia modesta es endémica de México, donde está clasificada en la categoría de En peligro de extinción.

Dalbergia palo-escrito es endémica de México, donde está clasificada en la categoría de En peligro de extinción. Existe una gran demanda de esta especie para la fabricación de guitarras clásicas. La especie es objeto de la tala selectiva⁶.

Dalbergia rhachiflexa es endémica de México, donde está clasificada en la categoría de Amenazada.

Dalbergia ruddae está presente en Costa Rica y México; está clasificada en la categoría de Amenazada en México.

Dalbergia tucurensis está presente de forma natural en Belice, El Salvador, Guatemala, Honduras, México y Nicaragua; es una especie introducida en Costa Rica. Nicaragua incluyó la especie en el Apéndice III en 2014 y la población de la especie en Guatemala fue incluida en dicho Apéndice en 2015; la Base de datos sobre el comercio CITES tiene registrados algo más de 29.000 m³ en el comercio, principalmente entre Nicaragua y Asia oriental. En México está clasificada en la categoría de Amenazada.

Las 13 especies propuestas para su inclusión en el Apéndice II producen madera similar a la de las especies de la misma región geográfica ya incluidas en el Apéndice II. La aplicación de la inclusión actual resulta difícil debido a los problemas de identificación de las especies. Con frecuencia, el comercio se registra a nivel de género y los funcionarios de control no disponen de técnicas rápidas y sencillas para identificar los ejemplares hasta el nivel de especie. En condiciones de laboratorio, hay pruebas de identificación que permiten llegar hasta el nivel de especie pero son pruebas complejas, además de caras. Según informes, también existe comercio ilegal de las especies de *Dalbergia* en la región.

El comercio de las especies de *Dalbergia* se trata en mayor detalle en el análisis de la Propuesta 55.

Sin anotación, todas las partes y derivados, tanto vivos como muertos, estarían regulados. La mayoría de las inclusiones de *Dalbergia* llevan anotaciones (#5 y #6) que incluyen, según el caso, trozas, madera aserrada, láminas de chapa de madera y madera contrachapada. No obstante, en la Propuesta 53 se señala que, según un examen del comercio de *D. cochinchinensis*, una parte importante del comercio actual de especies productoras de palo de rosa de Asia oriental consiste en productos secundarios transformados, sobre todo muebles. Los comerciantes someten la madera a una transformación rudimentaria en el país de origen para después exportar los productos procesados como muebles y así eludir los controles. La propuesta antes citada tiene como objetivo ampliar el ámbito de aplicación de la inclusión mediante la aplicación de la anotación #4.

Análisis: Las especies de *Dalbergia* aquí propuestas para su inclusión en los Apéndices son especies maderables que comparten Estados del área de distribución con dos especies de *Dalbergia* que ya están incluidas en el Apéndice II. No hay datos suficientes para determinar si alguna de las especies aquí propuestas cumple o no los criterios que figuran en el Anexo 2a de la Resolución.

Se conoce que hay comercio de al menos algunas de las especies, cuya madera es difícil de distinguir de la madera producida por las especies incluidas en el Apéndice II. El comercio de madera de las especies de *Dalbergia* puede ser declarado a nivel de género y esto crea problemas para la aplicación de la inclusión actual del Apéndice II. Por consiguiente, estas especies cumplen los criterios para la inclusión en el Apéndice II indicados en el Anexo 2b de la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP16)* (criterios de semejanza). Teniendo en cuenta que no se propone la inclusión de anotación alguna, todas las partes y derivados, vivos o muertos, estarían regulados; de acuerdo con las inclusiones actuales de *D. retusa* y *D. stevensonii* en el Apéndice II, los únicos productos incluidos son trozas, madera aserrada, láminas de chapa de madera y madera contrachapada.

Referencias:

La información que aparece sin referencias en el resumen está extraída de la justificación de la propuesta.

¹ Wenbin, H. & Xiufang, S. (2013) Tropical Hardwood Flows in China: Case Studies of Rosewood and Okoumé. Forest Trends.

² Chinese Industrial Standard of Precious Dark Color Hardwood Furniture (QB / T 2385-2008).

³ EIA (2013) Report on CoP16 Proposals: https://eia-international.org/wp-content/uploads/EIA-COP16-Briefing_Proposals1.pdf. Viewed on 3rd July 2016.

⁴ CITES (2015) PC22.Doc 17.2. Report of the Working Group for Neotropical Tree Species.

⁵ Groom, A. (2012). *Dalbergia glomerata*. The IUCN Red List of Threatened Species 2012.

⁶ Chatham House (2012) Chatham House Workshop: Tackling the Trade in Illegal Precious Woods 23-24 April 2012 Background Paper 1: Precious Woods: Exploitation of the Finest Timber Prepared by TRAFFIC.

Inclusión del género *Dalbergia*, salvo las especies ya incluidas en el Apéndice I, en el Apéndice II de la CITES, sin anotaciones

Autores de la propuesta: Argentina, Brasil, Guatemala y Kenya

Resumen: *Dalbergia* es un género que incluye árboles, arbustos y lianas. Tiene una distribución pantropical en África, Asia, Centroamérica y Sudamérica. Sus hábitats son diversos e incluyen bosques tropicales lluviosos, bosques tropicales estacionalmente secos, bosques subtropicales húmedos y secos, zonas boscosas y pastizales arbolados. Según *The Plant List*, actualmente hay alrededor de 300 nombres aceptados pero sigue existiendo bastante incertidumbre taxonómica dentro del género. Actualmente, la especie *Dalbergia nigra* de Brasil está incluida en el Apéndice I; y *D. cochinchinensis* de Asia suroriental, *D. granadillo*, *D. retusa* y *D. stevensonii* de México y Centroamérica y todas las especies de Madagascar pertenecientes al género (unas 70) están incluidas en el Apéndice II. Hay varias poblaciones de diversas especies de Centroamérica que están incluidas en el Apéndice III. Trece especies mexicanas y centroamericanas son objeto de otra propuesta (Propuesta 54) de inclusión en el Apéndice II.

Algunas de estas especies producen madera de alta calidad, conocida frecuentemente como "palo de rosa", que se cotiza a precios elevados en el comercio y se utiliza para la construcción, ebanistería, marquetería, taracea, fabricación de muebles e instrumentos musicales, herramientas y tallas. El término "palo de rosa" es impreciso y se utiliza de forma diferente según el contexto. No todas las maderas descritas como palo de rosa son *Dalbergia* (el nombre también se aplica a las especies de los géneros *Jacaranda*, *Guibourtia* (objeto de la Propuesta 56) y *Machaerium*); tampoco todas las especies de *Dalbergia* producen palo de rosa. Algunas maderas muy valiosas de *Dalbergia* se conocen como ébano o "madera negra" (*blackwood*, en inglés).

Gran parte de la demanda actual de palo de rosa corresponde a la demanda de muebles de "Hongmu" en China. No obstante, no toda la madera Hongmu es necesariamente palo de rosa. En el año 2000, se aprobó la norma china sobre Hongmu (SAQSIQ 2000). La norma incluye 33 especies y fue adoptada con el objetivo de identificar las especies cuya densidad, textura y color cumplen los requisitos establecidos por la Norma Nacional de China sobre Hongmu para garantizar que el comercio sea legal (véase el Anexo 1)¹. Según la norma sobre Hongmu, *D. odorifera* está clasificada como "palo de rosa fragante". La norma incluye otras quince especies de *Dalbergia* pero ninguna de ellas está clasificada como palo de rosa (todos los palos de rosa incluidos en la norma, con la salvedad de *D. odorifera*, son especies de *Pterocarpus*). Ocho de las especies de *Dalbergia* consideradas como Hongmu están clasificadas como "madera negra": *D. cultrata*; *D. fusca*; *D. latifolia*; *D. louvelii* (Apéndice II de la CITES²); *D. melanoxyton*; *D. nigra* (Apéndice I); *D. spruceana*; *D. stevensonii* (Apéndice II). Siete de ellas están clasificadas como "caoba": *D. bariensis*; *D. cearensis*; *D. cochinchinensis* (Apéndice II); *D. frutescens*; *D. granadillo* (Apéndice II); *D. retusa* (Apéndice II); y *D. oliveri*. También existe la Norma Industrial sobre Muebles de Madera Noble Oscura en China en la que se clasifica otra especie de *Dalbergia* (*D. greveana* (Apéndice II²)) como "palo de rosa".

Hay otras especies de *Dalbergia* que también se utilizan por su madera. Estas incluyen (sin estar limitadas a):

África: algunas especies de *Dalbergia* de Madagascar; América Latina: *D. brasiliensis*, *D. cearensis*, *D. cubilquitzensis*, *D. cuscatlanica*, *D. decipularis*, *D. foliolosa*, *D. funera*, *D. glomerata*, *D. hortensis*, *D. miscolobium*, *D. spruceana*, *D. villosa*, *D. tucurensis*, *D. glabra* y *D. calycina*. Asia: *D. annamensis*, *D. cambodiana*, *D. mammosa*, *D. sissou*³ y *D. tonkinensis*. Existen diversas listas de especies maderables comerciales que incluyen especies de *Dalbergia* (véase la lista de especies maderables comerciales *A Working List of Commercial Timber Tree Species*⁴, aunque se debe tener en cuenta que algunas de las especies mencionadas en la justificación de la propuesta y en este análisis no figuran en dicha lista); obviamente, no todas estas especies producen madera similar a la de las especies ya incluidas en los Apéndices de la CITES.

Algunas especies de *Dalbergia* se utilizan para la fabricación de instrumentos musicales. La madera negra africana (*D. melanoxyton*) es la más apreciada para la fabricación de clarinetes y oboes. Otras especies utilizadas por sus propiedades para la fabricación de instrumentos musicales son *D. cochinchinensis* (Apéndice II), *D. glomerata*, *D. granadillo* (Apéndice II), *D. palo-escrito*, *D. retusa* (Apéndice II), *D. stevensonii* (Apéndice II)⁵, *D. tucurensis* y varias especies de Madagascar (Apéndice II)⁶. Prácticamente la totalidad de las exportaciones registradas de *D. melanoxyton*, una especie ampliamente distribuida en África subsahariana, se realizaron desde Mozambique y Tanzania. La demanda de madera para la fabricación de

instrumentos musicales está estimada en 255 m³ anuales de trozas semiprocesadas que posiblemente equivalga a 1.500 m³ de madera en rollo.

La extracción de varias especies de *Dalbergia* y de otras especies maderables similares parece seguir un patrón característico: a medida que se agotan las existencias de las maderas más deseadas y accesibles en una zona determinada, se desvía la extracción hacia otras zonas. A modo de ejemplo, según se informa, la extinción comercial de *D. odorifera* en China y de *Pterocarpus santalinus* en la India dio lugar a un crecimiento rápido del comercio de *D. cochinchinensis*, que se convirtió en la especie de Hongmu de mayor demanda en el mercado mundial. A raíz del agotamiento subsiguiente de los recursos de *D. cochinchinensis*, las principales especies que predominan actualmente en el comercio de Hongmu en Asia suroriental parecen ser *D. oliveri*, *D. bariensis*, *P. macrocarpus* y *P. pedatus*⁷.

En términos generales, existe muy poca información relativa al impacto de la tala sobre las poblaciones de las especies de *Dalbergia*. En muchos casos, la información sobre el estado de las poblaciones es muy limitada y con frecuencia es obsoleta. En la Lista mundial de árboles amenazados de la UICN de 1998, las especies siguientes fueron identificadas como amenazadas por la sobreexplotación: *D. annamensis*, *D. bariensis*, *D. cambodiana*, *D. mammosa*, *D. oliveri*, *D. latifolia*, *D. odorifera* y *D. tonkinensis*; entre este grupo, *D. bariensis*, *D. latifolia*, *D. odorifera* y *D. oliveri* están clasificadas como especies Hongmu.

Dalbergia bariensis es una especie autóctona de Camboya, Laos, Tailandia y Vietnam, donde aparentemente tiene una distribución amplia y dispersa. Cuando se realizó la evaluación de la UICN (1998), se decía que el número de árboles grandes estaba disminuyendo rápidamente debido a la sobreexplotación⁸. Millet y Truong (2011) registraron la presencia de *D. bariensis* en el bosque de Tan Phu en el sur de Vietnam aunque señalaron que era poco común, con regeneración limitada y que estaba "al borde de la extinción"⁹. *D. latifolia* está presente en India, Indonesia y Nepal. En la evaluación de la UICN de 1998, se indicaba que la madera tenía un alto valor comercial y que las subpoblaciones silvestres estaban muy sobreexplotadas, entre otros motivos por la tala ilegal. Aparentemente en 1998 solo se conocía la existencia de *D. odorifera* en rodales de ejemplares agrupados encontrados en la isla de Hainan (China). *D. oliveri* tiene una distribución restringida en Myanmar, Tailandia y Vietnam. Myanmar informó a la OIMT de la exportación de 9.000 m³ de madera aserrada entre 2000 y 2003⁹.

Algunas especies de *Dalbergia* se cultivan extensamente tanto dentro como fuera de su área de distribución natural; se encuentran en plantaciones y también se utilizan en sistemas agroforestales. Algunas especies tales como *D. latifolia* y *D. sissoo* han sido consideradas como especies invasoras fuera de su área de distribución natural^{10, 11}. Algunas de estas especies son arbustos o trepadoras sin interés comercial alguno en el mercado internacional (p. ej., *D. monetaria*¹², *D. hostilis*).

En este análisis no se ha examinado el aprovechamiento y comercio de las especies de *Dalbergia* no maderables. Es posible que se comercialicen algunas especies cuyos productos no se parecen a los de las especies ya incluidas en los Apéndices o propuestas para su inclusión en estos por cumplir los criterios por derecho propio más que por su semejanza con otras especies. De todos modos, tampoco hay indicios de comercio internacional a gran escala de dichos productos¹³.

De las especies Hongmu que no son del género *Dalbergia*, *P. santalinus* está incluida en el Apéndice II y *P. erinaceus* es objeto de la Propuesta 57 para su inclusión en el Apéndice II.

La madera de algunas de las especies de *Dalbergia* tiene un color y una textura característicos. La anatomía de la madera de muchas de las especies es idéntica¹⁴, por lo que la identificación visual o con métodos anatómicos tradicionales, cuando no imposible, solo es posible hasta el nivel de género. No obstante, en combinación con métodos químicos como la espectrometría de masas, secuencias y perfiles de ADN, espectrometría de infrarrojo cercano y análisis de isótopos estables, se puede identificar y diferenciar las especies de forma consistente^{15, 16, 17}. Los funcionarios de control no disponen actualmente de herramientas de bajo coste y de fácil acceso.

El objetivo de la propuesta es incluir todas las partes y derivados de la especie, vivos o muertos, por lo que no se ha propuesto la inclusión de ninguna anotación al respecto.

Análisis: *Dalbergia* es un género amplio y extendido que incluye muchas formas diferentes de plantas. Algunas de las especies producen madera de alta calidad que tiene una gran demanda; la madera de algunas de las especies se comercializa como "palo de rosa".

Se dispone de poca información sobre el estado de las especies de *Dalbergia* no incluidas en los Apéndices de la CITES y que producen palo de rosa; tampoco hay mucha información relativa al impacto de la extracción sobre dichas especies. No obstante, hay indicios de que algunas especies están disminuyendo, notablemente en Asia, Centroamérica y Sudamérica. No hay datos suficientes para determinar si alguna de estas especies cumple o no los criterios para la inclusión en el Apéndice II establecidos en el Anexo 2a de la *Resolución 9.24 (Rev. CoP16)*.

No obstante, teniendo en cuenta que, por la forma en que se encuentran en el comercio (madera), resulta difícil identificar las distintas especies de *Dalbergia* que producen palo de rosa, dichas especies cumplen los criterios de inclusión en el Apéndice II establecidos en el Anexo 2b (criterios de semejanza) debido a la similitud de su madera con la de las especies ya incluidas en los Apéndices. Es posible que sea necesario un trabajo adicional para determinar cuáles de estas especies deberían ser consideradas especies similares; existen varias listas de las especies maderables de *Dalbergia* que se encuentran en el comercio pero habría que analizarlas para determinar cuáles son las que producen palo de rosa parecido.

Una especie de *Dalbergia* de madera negra africana (*D. melanoxylon*) produce madera que se comercializa principalmente en una forma (trozas semitransformadas para la fabricación de instrumentos musicales), lo que permite diferenciarla de manera relativamente fácil de otras especies de *Dalbergia* que se encuentran en el comercio y de las demás especies maderables incluidas en los Apéndices. No hay datos suficientes para determinar si esta especie cumple o no los criterios de inclusión en el Apéndice II establecidos en el Anexo 2a de la *Resolución 9.24 (Rev. CoP16)*. No parece cumplir los criterios incluidos en el Anexo 2b. No existe constancia de que alguna especie de *Dalbergia* de África continental produzca palo de rosa que se comercializa.

Es sabido que muchas de las especies de *Dalbergia* no se comercializan y tampoco son similares a especies que se encuentran en el comercio. Dichas especies no cumplen los criterios para su inclusión en el Apéndice II.

No se propone anotación alguna respecto de esta inclusión que, en caso de ser adoptada, supondría la inclusión de todas las partes y derivados. Las inclusiones actuales llevan anotaciones a fin de incluir "Trozas, madera aserrada y láminas de chapa de madera" (#5) y madera contrachapada en el caso de las inclusiones con la anotación #6. Algunas de las especies actualmente incluidas en los Apéndices se utilizan para la fabricación de instrumentos musicales, aunque los instrumentos musicales están excluidos de las inclusiones en los Apéndices. En caso de que esta propuesta fuera aprobada, las inclusiones de especies también incluirían los instrumentos musicales cuando las especies sean utilizadas para este fin. El objetivo de la propuesta para enmendar la anotación relativa a *D. cochinchinensis* (Propuesta 53) es ampliar el ámbito de los productos incluidos a fin de incluir productos secundarios transformados, especialmente muebles, ya que aparentemente los comerciantes están sometiendo la madera a una transformación rudimentaria en el país de origen antes de exportarla como muebles con el fin de eludir los controles. La inclusión del género completo en los Apéndices sin ninguna anotación conllevaría que la madera no transformada y semitransformada y los muebles acabados están sujetos a los controles.

Referencias:

La información que aparece sin referencias en el resumen está extraída de la justificación de la propuesta.

¹ Forest Trends (2014) China's Policies for Hongmu Import Surveillance & Control Zhang Yue http://www.forest-trends.org/documents/files/doc_4368.pdf Viewed on 2nd July 2016.

² Under the general Appendix II listing for Malagasy *Dalbergia* spp.

³ FAO (year unknown) *Dalbergia sissoo* Roxb <http://www.fao.org/ag/agp/AGPC/doc/gbase/data/pf000385.htm>. Viewed 2nd July 2016.

⁴ Mark, J., Newton, A.C., Oldfield, S. and Rivers, M. (2014) The International Timber Trade: A working list of commercial timber tree species. BGCI, Kew, UK. http://www.bgci.org/files/Global_Trees_Campaign/Timber_list/TimberWorkingList_v2DImage.pdf

⁵ Global Trees Campaign (2016) <http://globaltrees.org/threatened-trees/tree-values/musical-instruments/> Viewed 2nd July 2016.

⁶ Jenkins, A., Bridgland, N., Hembery, R., Malessa, U., Hewitt, J. & Keong, C.H. (2012) Background Paper 1: Precious Woods: Exploitation of the Finest Timber. TRAFFIC. Chatman House Workshop. Tackling the Trade in Illegal Precious Woods. 23-24 April 2012, <http://www.traffic.org/non-traffic-papers/> Viewed on 2nd July 2016.

⁷ EIA (2016). The Hongmu Challenge: A briefing for the 66th meeting of the CITES Standing Committee, January 2016.

⁸ Oldfield, S., Lusty, C. & MacKinven, A. (1998) Threatened Trees of the World, IUCN/ WCMC, Cambridge.

⁹ UNEP-WCMC (2014) Non-CITES timber species from South Asia (Leguminosae) potentially warranting further protection. UNEP-WCMC, Cambridge, UK.

¹⁰ Global Invasive Species Database (GISD) (2016) Species profile: *Dalbergia sissoo*. <http://www.iucngisd.org/gisd/species.php?sc=1186> on 26-05-2016.

- ¹¹ CABI (2016) Datasheet on *Dalbergia sissoo* <http://www.cabi.org/isc/datasheet/17808> Viewed on 2nd July 2016.
- ¹² Acevedo-Rodríguez, P. (2005) Vines and Climbing Plants of Puerto Rico and the Virgin Islands. *Contributions from the United States National Herbarium* 51: 1-48.
- ¹³ Lowry, P. (2016) *In litt.* to IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.
- ¹⁴ McClure, P., Chavarria, G.D. & Espinoza, E. (2015). Metabolic chemotypes of CITES protected *Dalbergia* timbers from Africa, Madagascar and Asia. *Rapid Commun. Mass Spectrom.* 29: 1-6.
- ¹⁵ CITES (2015) PC22 Doc. 17.6. Implementation of the Convention for *Dalbergia* spp.
- ¹⁶ Musah, R.A., Espinoza, E.O., Cody, R.B., Lesiak, A.D., Christensen, E.D., Moore, H.E., Maleknia, S. & Drijfhout, F.P. (2015) A High Throughput Ambient Mass Spectrometric Approach to Species Identification and Classification from Chemical Fingerprint Signatures. *Nature Scientific Reports.* 5:11520.
- ¹⁷ Yu, M., Zhang, H., Jin, Q., & Liu, S. (2013) Wood identification of *Dalbergia odorifera* T.Chen based on DNA barcoding sequences. *In* Identification of Timber Species and Origins Regional Workshop for Asia, Pacific and Oceania (20-21 Aug 2013, Beijing, China).

Anexo 1: Las 33 especies incluidas en la Norma nacional china sobre Hongmu

Categoría	Especies
Sándalo rojo (<i>Red sandalwood</i>)	<i>Pterocarpus santalinus</i>
Palo de rosa (<i>Rosewood</i>)	<i>Pterocarpus cambodianus</i> , <i>P. dalbergioides</i> , <i>P. erinaceus</i> , <i>P. indicus</i> , <i>P. macrocarpus</i> , <i>P. marsupium</i> , <i>P. pedatus</i>
Palo de rosa fragante (<i>Scented rosewood</i>)	<i>Dalbergia odorifera</i>
Palisandro (<i>Blackwood</i>)	<i>Dalbergia cultrata</i> , <i>D. fusca</i> , <i>D. latifolia</i> , <i>D. louvelii</i> , <i>D. melanoxyton</i> , <i>D. nigra</i> , <i>D. spruceana</i> , <i>D. stevensonii</i>
Caoba (<i>Mahogany</i>)	<i>Dalbergia bariensis</i> , <i>D. cearensis</i> , <i>D. cochinchinensis</i> , <i>D. frutescens</i> , <i>D. granadillo</i> , <i>D. oliveri</i> , <i>D. retusa</i>
Ébano (<i>Ebene</i>)	<i>Diospyros ebenum</i> , <i>D. crassiflora</i> , <i>D. pilosanthera</i> , <i>D. poncei</i>
Ébano (<i>Ebony</i>)	<i>Diospyros celebica</i> , <i>D. philippensis</i>
Wengué (<i>Wenge</i>)	<i>Millettia laurentii</i> , <i>M. leucantha</i> , <i>Cassia siamea</i>

Inclusión de *Guibourtia demeusei*, *G. pellegriniana* y *G. tessmannii* en el Apéndice II con la anotación #4

Autores de la propuesta: Gabón y la Unión Europea

Resumen: En la actualidad se considera que el género *Guibourtia* está formado por entre 14 y 16 especies^{1,2}, de las que 13 habitan en África tropical y una en el Neotrópico¹. Las tres especies de la presente propuesta son especies de árboles forestales africanos.

Guibourtia tessmannii alcanza los 65 m de altura con un tronco que excepcionalmente puede llegar a medir 2 m de diámetro a la altura del pecho (DAP) pero que por lo general es más pequeño. Aparece en densidades de población muy bajas sobre suelos firmes en los bosques perennifolios de Camerún, Gabón y Guinea Ecuatorial. Se cree que la especie también está presente en Nigeria, la República del Congo y el extremo suroeste de la República Centroafricana, encontrándose en concesiones madereras en Camerún cerca de estos países. No se ha confirmado su presencia en la República Democrática del Congo³.

Guibourtia pellegriniana crece hasta 30 m de altura y su tronco alcanza unos 40 cm DAP. Al igual que la anterior esta especie también se observa en densidades de población muy bajas; su área de distribución es considerablemente más pequeña que la de *G. tessmannii*. Los especímenes de herbario que se conocen provienen de una estrecha franja de bosques costeros de Camerún, Gabón, Guinea Ecuatorial y posiblemente la República del Congo, aunque según indican trabajos realizados recientemente, la especie podría estar mucho más extendida, apareciendo también en bosques alejados tierra adentro en los que se encuentra *G. tessmannii*, aunque en una densidad mucho menor.

Guibourtia demeusei tiene una altura de entre 25 y 40 metros y un tronco de hasta 1 metro DAP. Habita en bosques que se inundan periódicamente, de pantanos y de galería, constituyendo con frecuencia masas puras⁴. Su área de distribución es mucho mayor que las de las dos especies anteriores, penetrando hasta el centro de la cuenca del río Congo. Está presente en Camerún, Gabón, Guinea Ecuatorial, la República Centroafricana, la República del Congo y la República Democrática del Congo⁵.

El hecho de ser especies de bosques cerrados ha provocado que su estudio fuera históricamente problemático, por lo que hay una ausencia general de datos biológicos sobre estas tres especies⁶. *G. tessmannii* y *G. pellegriniana* parecen ser difíciles de distinguir la una de la otra en el campo. Se ha estimado una tasa de crecimiento (crecimiento del diámetro del tronco) de alrededor de 0,35 cm anuales para *G. tessmannii* en Gabón y de 0,4 cm anuales para poblaciones manejadas de *G. demeusei* en la República del Congo⁷. Se piensa que los animales frugívoros juegan un papel importante en la dispersión de las semillas de estas especies.

Existen algunos inventarios, como por ejemplo las estimaciones históricas para Gabón de probables existencias de entre 3 y 7 millones de m³ de *G. tessmannii* y *G. pellegriniana* combinadas realizada en 1975, y de entre 7 y 13 millones de m³ realizada en 1995, pero no se consideran fiables. Estimaciones más recientes realizadas en concesiones en Gabón muestran existencias extraordinariamente bajas de las dos especies combinadas para poder ser aprovechadas de manera sostenible, que permitirían extracciones del orden de 0 a 0,0045 m³ por hectárea y año. Los inventarios realizados en Camerún han hallado densidades igualmente bajas, de entre 0,002 y 0,06 árboles con DAP > 20 cm por ha. Sin embargo, en la República Centroafricana se ha documentado una densidad considerablemente superior de *G. demeusei*, de 0,4 pies por ha⁵.

La madera de estas tres especies se utiliza normalmente en el ámbito local y tiene un alto valor sociocultural⁸. Parece ser que la madera de *G. tessmannii* y *G. pellegriniana* es especialmente apreciada para la fabricación de muebles en sus zonas donde está presente, aunque no hay información sobre las cantidades utilizadas de estas maderas.

Las tres especies se comercializan internacionalmente bajo el nombre de Bubinga, aunque también se conocen con otros nombres, como Kevazingo, por ejemplo. Para *G. tessmannii* y *G. pellegriniana* se utiliza el nombre común Bubinga rosa, pero se ha informado de que estas dos especies son indistinguibles una vez que han entrado en la cadena comercial. *G. demeusei* se conoce como Bubinga roja, que se considera en general de calidad inferior, y aunque se supone que se puede diferenciar de las otras dos especies, se sabe que se confunde fácilmente con ellas y que su madera puede sustituir a alguna de las otras dos en el mercado internacional. La mayoría de las exportaciones han ido dirigidas históricamente a Europa, pero recientemente China se ha convertido en el mercado principal de estas especies al ser su madera utilizada

para la fabricación de mobiliario tipo Hongmu, elaborado con palo rosa y ébano, y cuya demanda ha aumentado mucho en la última década. En este sentido, aunque las especies de *Guibourtia* no están reconocidas en el estándar para Hongmu en China, su calificación en la categoría A2 de maderas duras hace que se utilicen como sustituto de las maderas propias para Hongmu⁹.

Los datos de comercio normalmente se recogen bajo los nombres comerciales (es decir, no los científicos), y pueden referirse a cualquiera de las tres especies o a cualquier combinación de las mismas, y por ejemplo, son cada vez más abundantes las exportaciones desde Gabón declaradas como combinación de *G. tessmannii* y *G. pellegriniana*. Hasta 2009 todas las exportaciones registradas fueron de madera en rollo (troncos), que fueron aumentando desde un promedio anual de unos 25.000 m³ entre 1987 y 1992, a unos 60.000 m³ entre 1993 y 1999, y hasta casi 70.000 m³ entre los años 2000 y 2009. De 2011 en adelante los registros oficiales muestran que se ha exportado solamente madera aserrada. Utilizando un factor de conversión de 3 entre madera aserrada y madera en rollo, se ha exportado un promedio anual equivalente a 65.000 m³ de madera en rollo entre 2011 y 2014.

Las exportaciones registradas de Camerún no distinguen entre las tres especies y son de un nivel mucho más bajo que las de Gabón, con un total de unos 13.000 m³ de madera en rollo al año entre 1995 y 1998, y madera aserrada por un equivalente a 6.000 m³ de madera en rollo anualmente entre los años 1999 y 2014, periodo en que no resulta discernible ninguna tendencia clara. Los datos de las solicitudes de corta proporcionados por las unidades de gestión forestal indican que durante el periodo de 2008 a 2012, alrededor del 75 % del volumen talado de especies de *Guibourtia* en Camerún fue de *G. demeusei*, con volúmenes solicitados para esta especie en el periodo de 2011 a 2013 considerablemente más alto que los solicitados en los años previos. Mientras tanto, los volúmenes solicitados de *G. tessmannii* (probablemente incluyendo a *G. pellegriniana*) han bajado a la mitad.

Las exportaciones registradas de Bubinga procedentes de Guinea Ecuatorial son de un nivel muy bajo, aunque han aumentado desde prácticamente 0 en 2007 hasta unos 400 m³ en 2011⁵. Estos datos no identifican las especies ni está claro si el volumen reflejado es de madera en rollo o madera aserrada.

La especie de Bubinga exportada por la República Democrática del Congo es *G. demeusei* (las otras dos no se encuentran allí), y es probable que toda la Bubinga exportada por la República Centroafricana sea también *G. demeusei*, ya que se sabe que esta especie está presente en este país y no se ha confirmado la presencia de ninguna de las otras dos especies. Las exportaciones registradas desde la República Centroafricana aumentaron rápidamente desde 0, o casi 0, en el periodo entre 2005 a 2009 hasta unos 600 m³ en 2010, y 1.700 m³ en 2011, y en esta ocasión tampoco está claro si se trata de madera en rollo o madera aserrada. Las exportaciones registradas desde la República Democrática del Congo también han aumentado, desde niveles muy bajos entre 2005 y 2008 a unos 700 m³ en 2009 y 2.000 m³ tanto en 2010 como en 2011.

A pesar de que en los dos países que se sabe que exportan madera de *G. tessmannii* y *G. pellegriniana* está prohibida la exportación de madera en rollo, su venta se anuncia en Internet indicando que está disponible en el mercado internacional. Se sospecha que las exportaciones declaradas representan solo una parte del auténtico volumen exportado, aunque se desconoce la proporción exacta. Existen testimonios de talas ilegales abundantes de estas especies en Camerún⁵.

Las actuales bajas densidades de población de *G. tessmannii* y *G. pellegriniana* se han atribuido a la explotación en el pasado¹⁰. Sin embargo, no hay información de referencia sobre el tamaño de las poblaciones antes de su explotación que permita evaluar los efectos de esta.

En algunos Estados del área de distribución se han establecido diámetros mínimos de corta, la exportación de troncos está prohibida en Camerún desde 1999 y en Gabón desde 2010, y en noviembre de 2012 Camerún suspendió el aprovechamiento de *G. tessmannii* en el ámbito de los bosques nacionales.

Guibourtia ehie y *G. arnoldiana* se distribuyen por la misma región que las tres especies de la propuesta y también son objeto de comercio internacional, pero se distinguen bien debido al color marrón de su madera.

La inclusión de estas especies se propone junto con la anotación #4, que implica la inclusión de todas las partes y derivados excepto las semillas, los cultivos de plántulas o tejidos obtenidos *in vitro* y las flores cortadas o las plantas propagadas artificialmente.

Análisis: La información sobre el estado de *Guibourtia tessmannii*, *G. pellegriniana* y *G. demeusei* es escasa, y es muy poca igualmente la que existe sobre las tasas de reclutamiento o la edad y tamaño de los

pies al alcanzar la madurez. Existe demanda de las tres especies, aunque particularmente de *G. tessmannii* y *G. pellegriniana*, en el mercado internacional debido a su madera de tipo palo de rosa, mercado que ha crecido muy rápidamente en Asia en los últimos años, especialmente en China.

Las poblaciones de *G. tessmannii* and *G. pellegriniana* presentan una densidad baja, aunque no se sabe si esto responde a su estado natural o es el resultado de la explotación en el pasado. En los casos en que se cuenta con información sobre el comercio de estas especies, parece que este comercio tiene lugar a niveles bajos. Se ha indicado la existencia de talas y comercio ilegales, cuyo volumen no se ha cuantificado pero que puede ser relativamente alto. Dada la escasez evidente de ejemplares con tamaños aprovechables de *G. tessmannii* and *G. pellegriniana*, parece que los actuales niveles de corta (incluidas las extracciones ilegales) destinados a la exportación exceden la tasa a la que la población incorpora nuevos árboles, lo que puede estar llevando a estas especies a su extinción comercial. No obstante lo anterior, no está claro si esta situación llevará a las especies a un estado de amenaza debido a los aprovechamientos u otras influencias, pudiendo así cumplir los criterios de inclusión en el Apéndice I en el futuro próximo.

G. demeusei es una especie de amplia distribución que puede ser localmente abundante. Los aprovechamientos y exportaciones registrados en una serie de Estados de su área de distribución aumentaron hacia 2009 y 2010, lo que se puede atribuir tanto en un caso como en otro a la creciente demanda de maderas tipo palo de rosa en general en esos años, o a la disminución de la disponibilidad de *G. tessmannii* y *G. pellegriniana*. Sin embargo, tanto el aprovechamiento como la exportación conocidos mantienen niveles relativamente bajos, lo que indica que es improbable que la especie cumpla los criterios de inclusión en el Apéndice II que figuran en el Anexo 2a de la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP16)*.

Dada la dificultad de distinguir entre *G. tessmannii* y *G. pellegriniana*, si alguna de estas especies se incluyera en el Apéndice II, entonces la otra cumpliría los criterios establecidos en el Anexo 2 b A de la Resolución (criterios de semejanza). La información sobre la similitud entre estas dos especies y *G. demeusei* es controvertida. Hay versiones que sostienen que la madera, el principal producto presente en el comercio, es relativamente sencilla de distinguir, aunque las tres especies pueden comercializarse bajo el mismo nombre comercial genérico. Por tanto, no está claro, si *G. demeusei* cumple los criterios establecidos en el Anexo 2b A de la Resolución.

Evaluadores de la información del resumen únicamente: D. Mahonghol y T. Osborn.

Referencias:

La información que aparece sin referencias en el resumen está extraída de la justificación de la propuesta.

¹ Royal Botanic Gardens, Kew (2016). *Guibourtia ehie* (Black hyedua). Available at: <http://www.kew.org/science-conservation/plants-fungi/guibourtia-ehie-black-hyedua>. Viewed on 6th July 2016.

² Royal Botanic Gardens, Kew (2016). *Guibourtia*. Available at: <http://www.theplantlist.org/browse/A/Leguminosae/Guibourtia/>. Viewed on 6th July 2016.

³ *Contra to the following report which is in error*: Mahonghol, D. & Osborn, T. (2015) Review of trade in selected African timber species threatened by international trade from major range States (Cameroon, Congo, Democratic Republic of Congo and Gabon) to Germany and the EU: A preliminary assessment of *Guibourtia tessmannii* (Bubinga) and *Millettia laurentii* (Wenge) (A preliminary draft information document prepared by TRAFFIC and WWF Germany for the 21st Meeting of the CITES Plants Committee).

⁴ Useful Tropical Plants Database (2016) Useful Tropical Plants Database. <http://tropical.theferns.info/>. Viewed on 3rd July 2016.

⁵ Betti, J. L. (2012) Background information on the conservation status of Bubinga and Wenge tree species in Africa countries. Report prepared for the international tropical timber organization (ITTO).

⁶ Jongkind, C. (2016) *In litt.* to IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.

⁷ Mpati (2015) Review of trade in selected African timber species threatened by international trade. Unpublished report.

⁸ Mahonghol, D. (2016) *In litt.* to IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.

⁹ Chinese Industrial Standard of Precious Dark Color Hardwood Furniture (QB / T 2385-2008).

¹⁰ van der Burgt, X. (2016) *In litt.* to IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.

Inclusión de *Pterocarpus erinaceus* en el Apéndice II sin anotaciones

Autores de la propuesta: Benín, Burkina Faso, Côte d'Ivoire, Chad, Guinea, Guinea-Bissau, Malí, Nigeria, Senegal, Togo y la Unión Europea

Resumen: *Pterocarpus erinaceus* es una especie caducifolia, de crecimiento lento y de tamaño mediano, que se encuentra en los bosques abiertos y las sabanas boscosas de África occidental subsaheliana. Su área de distribución es amplia e incluye Burkina Faso, Camerún, Côte d'Ivoire, Gambia, Ghana, Guinea, Guinea-Bissau, Malí, Níger, Nigeria, Senegal, Togo y posiblemente Chad, Liberia, la República Centroafricana y Sierra Leona. Es una especie pionera que coloniza fácilmente las tierras en barbecho; una vez establecida, es tolerante a la sequía. Se regenera rápidamente después de la poda. Es bastante resistente al fuego y suele sobrevivir a los incendios forestales anuales de la sabana. Cuando alcanza la madurez, el diámetro del tallo es de aproximadamente 5 cm¹. Es una especie de interés ecológico por su capacidad de fijación del nitrógeno atmosférico que mejora la fertilidad del suelo.

Los estudios de población realizados muestran que la densidad media de las poblaciones varía enormemente: en Burkina Faso, Níger y Togo está entre 1,17 ± 0,75 árboles/ha y 110,9 ± 1,15 árboles/ha^{2 3}, con un tamaño medio de tallo entre unos 25 cm y unos 50 cm. Se ha observado que todavía hay muchos ejemplares maduros en Sierra Leona: en un área de 100 km² alrededor del lago Sonfon de Sierra Leona, según estimaciones, hay un total de 500.000 – 1.000.000 ejemplares¹; los árboles de esta zona son de tamaño mayor que los encontrados en Burkina Faso⁴.

En términos socioculturales, la especie tiene mucha importancia en la región y se utiliza ampliamente en el ámbito local en la construcción y para ebanistería, instrumentos musicales, carbón vegetal, tintes, alimento para el ganado y como medicina.

Durante los últimos años, la especie ha sido objeto de una explotación intensa para el comercio internacional, siendo China el destino de prácticamente todo el comercio registrado. Es una de las especies clasificadas en la norma china sobre Hongmu, que incluye una lista de 33 especies cuya densidad, textura y color cumplen los requisitos establecidos para la fabricación de los muebles de lujo Hongmu, entre ellas: *Pterocarpus* spp., *Dalbergia* spp., *Diospyros* spp., *Millettia* spp. y *Cassia* spp., Las importaciones de trozas registradas en China aumentaron de unos 3.000 m³ en 2009 a 700.000 m³ en 2014⁵. Teniendo en cuenta que el rendimiento típico estimado de un ejemplar relativamente grande (50 cm dap) es de 0,8 m³ ⁶, las importaciones registradas en China en 2014 habrían necesitado la extracción de casi 900.000 ejemplares de gran tamaño.

Debido a la preocupación sobre la insuficiencia de la gestión de la población y el uso no sostenible, la especie está protegida por las leyes forestales en la mayoría de los Estados del área de distribución, en algunos casos desde 1996. Las exportaciones están totalmente prohibidas en al menos siete Estados del área de distribución. El diámetro medio de corta recomendado varía entre 35 y 65 cm. No obstante, existen escasas pruebas de la existencia de planes de gestión forestal relativos a esta especie o de controles efectivos que regulen el uso nacional o el comercio internacional. En algunos países solo se talan ejemplares que tengan un diámetro de tallo, como mínimo, de unos 30 cm; en otros países, como Benín, Burkina Faso, Côte d'Ivoire y Ghana, también se talan ejemplares de menor diámetro⁷. Se venden trozas de esta especie, en cualquier cantidad que se pida, a través de un gran número de sitios en Internet; se envían desde puertos situados en países donde la exportación está prohibida.

A fin de garantizar que la inclusión de la especie en los Apéndices incluya aquellas partes de la especie que se introduzcan por primera vez o que ya predominan en el mercado internacional (teniendo en cuenta, además, que es posible eludir las anotaciones de las inclusiones, tal y como se viene haciendo, por ejemplo, en el caso de la anotación #5, al someter la madera a una transformación mínima previa a la exportación), la propuesta se hace sin anotaciones.

Análisis: *Pterocarpus erinaceus* es una especie de árbol que se extrae por su madera. También se aprovecha para otros usos locales. Existen pruebas de que las exportaciones de madera desde los Estados del área de distribución han aumentado de forma acelerada en los últimos seis años para cubrir la demanda en China de madera Hongmu para la fabricación de muebles. Al parecer, una parte –posiblemente la mayor parte– de estas exportaciones no está autorizada o es ilegal. La especie tiene una distribución amplia y

tiene capacidad de adaptación; es posible que sea abundante, al menos a escala local. También es posible que los árboles alcancen la madurez antes de llegar al tamaño con el que son talados para obtener madera. Es probable que el nivel actual de extracción de madera sea insostenible y es casi seguro que el ritmo de extracción sea mayor que el ritmo de reposición de la población con ejemplares del tamaño apropiado para la extracción. No obstante, no parece probable que sea necesaria la regulación del comercio con el fin de evitar que la especie llegue a cumplir los criterios para su inclusión en el Apéndice I a corto plazo, o para garantizar que la extracción de ejemplares no conlleve una disminución de la población hasta niveles que puedan representar una amenaza para su supervivencia.

Evaluadores de la información del resumen únicamente: C. Duvall, C. Hin Keong y S. Oldfield.

Referencias:

La información que parece sin referencias en el resumen está extraída de la justificación de la propuesta.

¹ van der Burgt, X. (2016) *In litt.*, to the IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.

² Novinyo, S.K., Kossi, A., Habou, R., Raoufou, R.A., Dzifafa, K.A., Andre, B. B., Ali, M., Sokpon, N. & Kouami, K. (2014) Spatial Distribution of *Pterocarpus erinaceus* Poir. (Fabaceae) Natural Stands in the Sudanian and Sudano-Guinean Zones of West Africa: Gradient Distribution and Productivity Variation across the Five Ecological Zones of Togo. *Annual Research & Review in Biology*, 6: 89-102.

³ Segla, N.K., Rabioub, H., Adjonoua, K., Moussad, B.M., Saleyb, K., Radjia, R.A., Kokutsea, A.D., Bationoc, A. B., Mahamaneb, A. & Kokoua, K. (2016) Population structure and minimum felling diameter of *Pterocarpus erinaceus* Poir in arid and semi-arid climate zones of West Africa. *South African Journal of Botany*, 103:17-24.

⁴ Balinga, M. (2016) *In litt.*, to the IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK

⁵EIA (2016) The Hongmu Challenge: A briefing for the 66th meeting of the CITES Standing Committee.

<http://www.illegal-logging.info/content/hongmu-challenge-briefing-66th-meeting-cites-standing-committee>. Viewed June 2016.

⁶ Duvall, C.S. (2008) *Pterocarpus erinaceus* Poir. [Internet] Record from PROTA4U. Louppe, D., Oteng-Amoako, A.A. & Brink, M. (Editors). PROTA (Plant Resources of Tropical Africa / Ressources végétales de l'Afrique tropicale), Wageningen, Netherlands <http://www.prota4u.org/search.asp>. Viewed June 2016.

⁷ Tosso, F. (2016) *In litt.*, to the IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.

Inclusión *Adansonia grandidieri* (baobab de Grandidier) en el Apéndice II, limitando la inclusión a semillas, frutos, aceites y plantas vivas, con una anotación a tal efecto

Autor de la propuesta: Madagascar

Resumen: El baobab de Grandidier (*Adansonia grandidieri*) es una de las seis especies de *Adansonia* que son endémicas de Madagascar. Es un árbol caducifolio que está presente en el oeste y sudoeste de Madagascar. Según algunos estudios recientes basados en el análisis de imágenes de satélite y observaciones sobre el terreno^{1,2}, tiene una distribución relativamente amplia (entre 26.000 y 32.000 km²) a lo largo del río Mangoky y en la parte occidental de la región de Menabe. Hay poblaciones de la especie diseminadas por toda el área. En el estudio basado en imágenes de satélite, se estimó una población de más de un millón de ejemplares, un número mayor de lo que se suponía hasta entonces.

Los niveles de regeneración de *A. grandidieri* aparentemente son bajos, encontrándose pocos ejemplares jóvenes entre la población. Se han sugerido varias causas posibles, incluyendo la disminución o pérdida de las poblaciones de especies dispersoras naturales de semillas (animales silvestres que consumen los frutos sin digerir las semillas), el aumento de la población porcina y vacuna asilvestrada, el aumento de la extracción de frutos y corteza por la población humana, y la conversión de tierras para la agricultura y el pastoreo. La cobertura forestal ha disminuido de forma significativa en la región durante las últimas décadas y aparentemente las tasas de deforestación han aumentado notablemente en los últimos diez años.

Hay algunos usos locales establecidos de los frutos, las semillas, el aceite de las semillas, la corteza, la fibra de la corteza y la madera de esta especie. Se calcula que se utilizan aproximadamente 3.000 kg de frutos anualmente para cubrir la demanda local de los jugos que se preparan en los hoteles de Morondava (una de las ciudades principales de la región). Se estima que la extracción local de ejemplares para fibra para el mercado de Morondava equivale a 50 árboles extraídos⁶. Se desconoce el volumen del comercio nacional pero se han visto semillas amontonadas (equivalentes a unos 2.500 kg) en el mercado de Antananarivo (la capital, que no está situada en el área de distribución del baobab) durante la época de fructificación⁶.

Hay varias empresas en Madagascar que promueven la comercialización y uso sostenible de *A. grandidieri*, entre otras cosas mediante la producción y venta de baobab en polvo y aceite de baobab que se obtienen de los frutos y las semillas³ pero se desconoce el volumen de dicho comercio. Se concedió un permiso para la extracción de 4.000 kg de frutos de *A. grandidieri* a una empresa de Madagascar para ser utilizados en productos alimentarios y cosméticos; la extracción fue registrada en su totalidad en 2015⁴. No parece que los frutos extraídos fueran destinados al comercio internacional.

Existen escasas pruebas del comercio internacional de cualquier producto de *A. grandidieri*. Según los registros oficiales de Madagascar, se exportaron 150 ml de aceite de semillas (cantidad equivalente a 15 frutos) en 2014 y 35 kg supuestamente de aceite de semillas (aunque es posible que se tratase de semillas) en 2015. En algunos sitios de Internet se anuncia *A. grandidieri*⁵ como uno de los ingredientes de algunos productos para la salud pero se desconoce si estos productos realmente contienen extracto de *A. grandidieri*. También se anuncian semillas hortícolas en el mercado internacional y hay compras locales de semillas por turistas, presumiblemente para ser exportadas⁶; es probable que se trate de cantidades muy pequeñas en comparación con el uso nacional.

Los frutos y semillas (transformados respectivamente en polvo y aceite) de otra especie de baobab: *A. digitata*, una especie autóctona ampliamente distribuida en África y Arabia suroccidental (e introducida de forma extendida en otros lugares) aparecen cada vez más en el comercio internacional para la producción de productos farmacéuticos, cosméticos y alimentarios⁷. *A. digitata* está registrada en la lista de alimentos e ingredientes generalmente reconocidos como seguros (GRAS) de la Dirección de Alimentos y Medicinas de Estados Unidos, que permite el uso de *A. digitata* como ingrediente para productos alimentarios. En la Unión Europea, *A. digitata* está clasificada en una categoría similar (Alimento nuevo). Una posible causa de preocupación sería que el registro futuro de *A. grandidieri* en los mercados de exportación de Europa y de EE.UU. pueda fomentar la demanda de frutos y semillas.

La extracción local se regula a través de la normativa general relativa a productos forestales no maderables⁸. Actualmente, no existe ninguna normativa gubernamental específica sobre *A. grandidieri*. Se considera que la especie está bien representada en las áreas protegidas¹, donde la extracción está prohibida.

Existen proyectos actualmente en curso sobre el terreno para establecer cantidades sostenibles de producción de *A. grandidieri*; desde hace unos años, hay un proyecto piloto experimental de extracción sostenible de frutos con fines comerciales⁴.

La anotación propuesta incluiría semillas, frutos, aceites y plantas vivas. Tanto los aceites como los productos que contienen aceite se han documentado en el comercio. No está claro si se pretende que el término "aceite" que se utiliza en la anotación de la propuesta incluya los productos terminados tales como los productos cosméticos.

La especie fue clasificada en la Lista Roja de la UICN en la categoría de En peligro (1998); esta clasificación ha sido actualizada pero todavía no se ha publicado.

Análisis: *Adansonia grandidieri* es una especie endémica de Madagascar donde, según informes, su población todavía es numerosa aunque se ve afectada por una serie de factores, entre ellos, las bajas tasas de regeneración y la conversión de su hábitat. Hay extracción de la especie para uso nacional. Parte de esta extracción (principalmente para fibra) es destructiva pero la mayoría de las extracciones son de frutos o semillas que se extraen de una forma no destructiva. Es posible que la extracción descrita pueda tener algún impacto sobre las tasas de regeneración en las áreas de extracción pero no hay datos que lo confirmen. Los niveles registrados del comercio internacional (de semillas y productos basados en semillas) son muy bajos en comparación con los niveles constatados de uso nacional, y parece poco probable que tengan impacto sobre la población silvestre. La especie no parece cumplir los criterios para su inclusión en el Apéndice II, de acuerdo con lo previsto por la *Resolución 9.24 (Rev. CoP16)*.

La anotación propuesta incluiría semillas, frutos, aceites y plantas vivas. Tanto los aceites como los productos que contienen aceite han sido registrados en el comercio. No está claro si se pretende que el término "aceite" que se utiliza en la anotación de la propuesta incluya los productos acabados tales como los productos cosméticos.

Evaluadores de la información del resumen únicamente: V. Jeannoda, H. Ravaomanalina, D. Mayne, S. Andriambololona, S. E. Rakotoarisoa, S. Wohlhauser y E. Creuse.

Referencias:

La información que aparece sin referencias en el resumen está extraída de la justificación de la propuesta.

¹ Vieilledent, G., Cornu, C., Sanchez, A. C., Pock-Tsy, J. M. L., & Danthu, P. (2013) Vulnerability of baobab species to climate change and effectiveness of the protected area network in Madagascar: Towards new conservation priorities. *Biological conservation* 166: 11-22.

² Rakotoarisoa, S.E. (2016) *In litt.* to the IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK (based on species distribution map via geocat.kew.org).

³ For example, Renala Naturals (2016) http://www.realanaturals.com/?udt_portfolio=products. Viewed 24th June 2016.

⁴ MNP (2015) Procès verbal de la réunion du 24 Juin 2015, MNP Amatobe.

⁵ For example, Alibaba (2016) *adansonia grandidieri* <https://www.alibaba.com/adansonia-grandidieri-suppliers.html>. Viewed 24th June 2016.

⁶ Wohlhauser, S. (2016) *In litt.* to the IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.

⁷ Iwu, M. M. (2014) *Handbook of African medicinal plants*. CRC press.

⁸ Raveloson, C. O. & Andriafidison, D. (2014) Les baobabs de Madagascar: quel cadre réglementaire pour leur conservation? *Madagascar Conservation & Development* 9:31-35.

Inclusión de *Abies numidica* (abeto de Argelia) en el Apéndice I

Autor de la propuesta: Argelia

Resumen: El abeto de Argelia (*Abies numidica*) es una conífera perenne que alcanza los 20-35 m de altura¹. Es endémica de Argelia, donde solo está presente a altitudes entre 1.800 y 2.000 m del Djebel Babor, en la región montañosa de la Pequeña Cabilia. La extensión total de bosque que alberga la especie está estimada en menos de 30 km², de los cuales los abetos ocupan solo una pequeña parte. El acceso al área está muy restringido por problemas de seguridad y no hay estimaciones de población recientes. Según un informe de 2011, el número de árboles había disminuido a la mitad desde los años 1950, aunque se desconoce en qué se basaba esta información².

El área es una reserva natural con acceso controlado. Los guardas intentan impedir la extracción de madera, la caza y el pastoreo, aunque aparentemente estas actividades persisten. El pastoreo, especialmente, parece tener un impacto perjudicial notable sobre la regeneración de las plantas. Según se informa, los incendios también son una amenaza².

Se han presentado varias propuestas de conservación específicas y parece que las autoridades correspondientes apoyan firmemente cualquier acción para proteger el sitio. No obstante, no se dispone de datos más recientes sobre el estado actual del sitio ni relativos a su gestión¹.

El abeto de Argelia no se aprovecha para madera³ sino como planta ornamental para parques y jardines de gran tamaño. Es una de las especies de abeto más apreciadas por su resistencia a la sequía y su aspecto atractivo⁴. No obstante, es sensible a las temperaturas bajas y a la contaminación atmosférica de los entornos urbanos³. Se cultiva principalmente en países del Mediterráneo donde a veces se planta como seto porque es muy tolerante a la poda³. Se conocen pocos cultivares. La especie se hibrida fácilmente con otras especies de *Abies*, de forma que muchas de las semillas recolectadas de árboles cultivados son híbridas³. Por consiguiente, según informes, en la mayoría de los casos la especie se cultiva a partir de semillas obtenidas *in situ*, aunque algunos viveros utilizan técnicas de injerto como método de reproducción⁵. No hay indicios de la extracción de plantas del medio silvestre; tampoco se sabe si actualmente se recolectan semillas de plantas silvestres.

Según se informa, la especie está presente en 72 jardines botánicos⁶. La disponibilidad de la especie en Internet parece muy limitada.

Esta especie está clasificada en la Lista Roja de la UICN en la categoría de En peligro crítico (2011).

Análisis: La especie tiene un área de distribución restringida y aparentemente su población está disminuyendo, por lo que parece cumplir los criterios biológicos para su inclusión en el Apéndice I. Se desconoce si existe comercio de ejemplares procedentes de la población silvestre pero, en su caso, lo más probable es que sea en forma de semillas. Salvo que las cantidades extraídas fuesen significativas o la extracción fuese destructiva (por la tala de árboles), no sería probable que dicho comercio tuviese un impacto sobre la población silvestre. Por consiguiente, no está claro si la especie cumple o no los criterios para su inclusión en el Apéndice I.

La inclusión en los Apéndices sin anotación significaría que todas las partes y derivados estarían incluidos.

Referencias:

La información que aparece sin referencias en el resumen está extraída de la justificación de la propuesta.

¹ Yahi, N., Knees, S.G. & Gardner, M.F. (2013) *Abies numidica*. Threatened Conifers of the World <http://threatenedconifers.rbge.org.uk/taxa/details/104>. Viewed June 2016.

² World Wildlife Fund (WWF) (2011) Northern Africa: Algeria, Morocco and Tunisia. <http://www.worldwildlife.org/ecoregions/pa0513>. Viewed June 2016.

³ Conifers of the World (2016) Pinaceae *Abies numidica*.

<http://herbaria.plants.ox.ac.uk/bol/conifers/CONIFERS/Species/Record/1323>. Viewed June 2016.

⁴ American Conifer Society (2016) *Abies numidica*. <http://conifersociety.org/conifers/conifer/abies/numidica/>. Viewed June 2016.

⁵ Haddow, G. (2016) *In litt.* to IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.

⁶ BGCI (2016) Plant Search. http://www.bgci.org/plant_search.php. Viewed June 2016.

Enmienda de las inclusiones de *Aquilaria* spp. y *Gyrinops* spp. en el Apéndice II

Enmendar la Anotación #14 con la adición del texto subrayado:

"Todas las partes y derivados, excepto:

- a) las semillas y el polen;
- b) los cultivos de plántulas o de tejidos obtenidos in vitro, en medios sólidos o líquidos, que se transportan en envases estériles;
- c) frutos;
- d) hojas;
- e) polvo de madera de agar consumido, inclusive el polvo comprimido en todas las formas; y
- f) productos acabados envasados y preparados para el comercio al por menor; esta excepción no se aplica a las astillas de madera, las cuentas de collar, cuentas de oración y tallas."

Autor de la propuesta: Estados Unidos de América

Resumen: *Aquilaria* y *Gyrinops* son dos géneros de árboles de la familia Thymelaeaceae cuya área de distribución se extiende desde India hasta Nueva Guinea. Actualmente hay unas 25 especies de *Aquilaria* y ocho especies de *Gyrinops* reconocidas en la Lista de especies CITES. En algunos árboles, una combinación que aún no está clara de heridas, vectores de infección (infecciones bacterianas u hongos) y el exudado resinoso segregado por la planta inducen la formación de un duramen resinoso (madera de agar) que tiene una agradable fragancia y es muy apreciado. En el comercio declarado, la fuente principal de madera de agar es la especie *Aquilaria malaccensis*. La madera de agar se utiliza en perfumería, para elaborar incienso, en medicina tradicional y para destilar aceite esencial a partir de la madera. También se elaboran tallas, cuentas y rosarios con la madera. El residuo que queda después del proceso de destilación, llamado "polvo de madera consumido" a menudo se prensa para elaborar incienso y pequeñas estatuas.

Actualmente todos los taxones productores de madera de agar están incluidos en el Apéndice II; *Aquilaria malaccensis* se incluyó en 1994 y el resto del género *Aquilaria* y *Gyrinops* spp. se incluyó en 2004. Actualmente ambos géneros están cubiertos por la anotación #14 (adoptada por la CdP16 (Bangkok, 2013), que incluye todas las partes y derivados, excepto:

- a) las semillas y el polen;
- b) los cultivos de plántulas o de tejidos obtenidos in vitro, en medios sólidos o líquidos, que se transportan en envases estériles;
- c) frutos;
- d) hojas;
- e) polvo de madera de agar consumido, inclusive el polvo comprimido en todas las formas; y
- f) productos acabados envasados y preparados para el comercio al por menor; esta excepción no se aplica a las cuentas de collar, cuentas de oración y tallas.

El comercio internacional de madera de agar es complejo, dado que el recurso se comercializa de formas muy variadas y en distintas etapas de elaboración, desde trozos enteros de madera en bruto hasta productos acabados tales como perfumes, que en ocasiones solo contienen pequeñas cantidades de aceite de madera de agar. En algunos casos, la madera de agar se elabora para obtener productos acabados en los Estados del área de distribución; en otros casos la elaboración tiene lugar en otros países. Los productos resultantes se venden a escala nacional o se reexportan a otros países consumidores.

Entre los principales productos encontrados en el comercio están las astillas de madera que se comercializan para quemarlas como "madera de incienso" o para la elaboración de productos tales como las cuentas de collar, cuentas de oración, medicinas, palos de incienso, perfumes e infusiones. Estas astillas de madera se exportan en grandes cantidades desde los Estados del área de distribución, por lo que deberían ceñirse a las recomendaciones establecidas en la *Resolución 11.21 (Rev. CoP16)* relativas a inclusiones en el Apéndice II, según las cuales los productos incluidos deben ser los que

dominan el comercio y la demanda de ese recurso silvestre.

No es posible diferenciar las astillas de madera destinadas a la elaboración posterior de productos de aquellas que se van a utilizar como producto acabado. Por consiguiente, existe la preocupación de que se pueden encontrar en el comercio cantidades importantes de astillas de madera que se presentan como productos acabados envasados y preparados para el comercio al menor, cuando en realidad se trata de astillas de madera que serán utilizadas para la elaboración posterior de productos. Conforme a la inclusión actual en los Apéndices, las disposiciones de la Convención no se aplican a las astillas de madera presentadas como productos envasados y preparados para el comercio al menor.

Las consultas realizadas por el Grupo de trabajo sobre anotaciones del Comité Permanente indican que el comercio de astillas de madera de agar envasadas para el comercio al menor está regulado de forma inconsistente: hay una parte del comercio que se realiza mediante permisos CITES aunque actualmente no son obligatorios; en comparación, ha habido algunos casos de envíos de astillas de madera que fueron decomisados aparentemente porque no iban acompañados de la correspondiente documentación CITES, incluso cuando dicha documentación no era necesaria.

Los datos de la Base de datos sobre el comercio CITES confirman la importancia de las astillas de madera como producto comercializado (se registraron exportaciones de unas 7.000 t e importaciones de 10.000 t de *Aquilaria* entre 2005 y 2015; asimismo, se registraron exportaciones de unas 180 t e importaciones de 230 t de *Gyrinops* durante el mismo período); también constaron numerosas transacciones de cantidades inferiores a 5 kg, indicándose el peso de las mismas en gramos o kilogramos. Tales transacciones de poco peso representan solo una ínfima parte del comercio global de astillas de madera (en conjunto, unos 500 kg, o el 0,01 % del peso de las exportaciones de *Aquilaria* declaradas por los exportadores, y en el caso de *Gyrinops*, un total de solo 5 kg en el período 2005 a 2015). Se desconoce el volumen del comercio de astillas de madera envasadas y preparadas para el comercio al menor, que actualmente no está regulado por la CITES.

Análisis: Las astillas de madera son uno de los productos principales comercializados de madera de agar, incluida en el Apéndice II en las inclusiones de *Aquilaria* spp. y *Gyrinops* spp. Conforme a la anotación actualmente aplicable a la madera de agar, las astillas de madera envasadas y preparadas para el comercio al menor están exentas de los controles de la CITES. Según se informa, esta exención se aplica de forma inconsistente. La supresión de la exención, tal y como se propone aquí, garantizaría que todas las astillas de madera de agar, sea cual fuere la forma del envasado, estarían sujetas a los controles de la CITES (salvo que estuviesen exentas por tratarse de artículos personales conforme a lo previsto por la *Resolución 13.7 (Rev. CoP16)*); de este modo, una mayor parte del comercio de madera de agar estaría sujeta a los controles de la CITES y, en teoría, se facilitaría la aplicación de la Convención.

Inclusión de *Siphonochilus aethiopicus* (jengibre africano) (poblaciones de Mozambique, Sudáfrica, Swazilandia y Zimbabwe) en el Apéndice II

Autor de la propuesta: Sudáfrica

Resumen: *Siphonochilus aethiopicus*, el jengibre africano o jengibre silvestre, es una planta longeva que crece en bosques estacionalmente secos; tiene un rizoma perenne y algunas partes aéreas anuales que mueren durante la época seca. Su distribución es amplia en África tropical y subtropical y está presente en 24 Estados del área de distribución. La propuesta se refiere exclusivamente a las poblaciones de Mozambique, Sudáfrica, Swazilandia y Zimbabwe.

Aunque se cree que la especie está afectada por la pérdida del hábitat, se considera que el factor que más le afecta es la extracción comercial a gran escala para cubrir la demanda de medicinas herbales en el mercado de África meridional, ya que la especie es uno de los ingredientes más utilizados en la medicina tradicional, sobre todo en Sudáfrica. La extracción para usos medicinales locales ha sido la causa de las disminuciones de la población en Sudáfrica donde la especie ya se ha extinguido en gran parte de su área de distribución histórica; según informes, la extensión de su presencia ha disminuido en más del 90 % a lo largo de los últimos 100 años, siendo actualmente de poco más de 8.000 km²¹. Treinta y nueve de las subpoblaciones históricas conocidas fueron identificadas en Sudáfrica en el año 2000. De ellas, solo sobrevivían 17 poblaciones y más de la mitad de ellas tenían menos de 100 ejemplares, aunque algunas tenían hasta 4.000 plantas. La especie actualmente está extinta en KwaZulu-Natal y la población ha disminuido notablemente en las provincias de Limpopo y Mpumalanga. Según informes, la mayoría de las poblaciones restantes no están seguras: las dos terceras partes de ellas se encuentran fuera de las áreas formales de conservación y tres de las seis poblaciones que teóricamente están protegidas, según se informa, siguen siendo objeto de una explotación intensa.

Históricamente, Sudáfrica exportaba esta especie (por ejemplo, a principios del siglo XX, se exportaba a Lesotho) pero ahora parece que el comercio fluye en sentido inverso. Al parecer, la demanda existente en Sudáfrica es demasiado grande para ser cubierta por la producción actual que se obtiene de cultivos o de plantas silvestres locales². Aparentemente, se están importando cantidades cada vez mayores de plantas silvestres de los países vecinos. Según se informa, en 2011, se encontraron en un mercado miles de plantas supuestamente extraídas de Zimbabwe. Se tiene constancia de que hay personas que se desplazan desde Sudáfrica hasta Zimbabwe para recolectar las plantas. Según informes, también se importan plantas desde Mozambique a Sudáfrica, y posiblemente a Swazilandia. Teniendo en cuenta que todo comercio de esta naturaleza forma parte del sector económico informal, es difícil estimar el volumen del mismo.

Según informes sobre Mozambique de 1987 y 2010, la especie abundaba localmente, formándose macizos de plantas en los bosques de miombo. Al parecer, todavía existen poblaciones numerosas en el norte de Mozambique, aunque se sospecha que algunas de las poblaciones del sur pueden haber disminuido. En Swazilandia, la protección de las poblaciones silvestres remanentes en áreas protegidas no es efectiva y se tiene conocimiento de que en al menos un área protegida se produce una extracción continua de ejemplares de la especie. No hay información disponible sobre el estado o las tendencias de la población en Zimbabwe.

Fuera de los cuatro Estados del área de distribución que se mencionan en la propuesta, se ha informado de la presencia de numerosas poblaciones de *S. aethiopicus* en África occidental.

También hay algunas pruebas de la existencia de comercio internacional a través de plataformas comerciales en Internet, entre ellas algunas de Sudáfrica y de Australia (de *S. aethiopicus* procedente de Sudáfrica).

En Sudáfrica, *S. aethiopicus* está clasificada en la lista TOPS (Regulación de Especies Amenazadas o Protegidas) en la categoría de En peligro y se requieren permisos para la extracción, posesión o comercio de la especie. En 2015, Sudáfrica publicó (en borrador)³ su intención de cambiar la clasificación de *S. aethiopicus* en la lista TOPS a la categoría de Especies de plantas medicinales en peligro crítico, lo que restringiría, mediante un sistema de permisos, las importaciones a Sudáfrica de material de la especie procedente del medio silvestre, además de regular el comercio nacional. Con esta inclusión, todas las plantas reproducidas artificialmente y la exportación de estas estarían exentas de los controles³.

En Swazilandia, *S. aethiopicus* está incluida en la lista de especies de plantas de protección especial de la Ley de Protección de la Flora y se requiere un permiso para extraer o exportar la especie⁴.

Siphonochilus aethiopicus no ha sido evaluada utilizando los criterios de la Lista Roja de la UICN pero está clasificada en la categoría de En peligro crítico en Sudáfrica y en la de En peligro en Swazilandia; según informes, la especie se considera en peligro en Benín.

Análisis: Esta propuesta se refiere únicamente a las poblaciones de *Siphonochilus aethiopicus* de Mozambique, Sudáfrica, Swazilandia y Zimbabwe. Es evidente que las poblaciones de Sudáfrica han disminuido notablemente a consecuencia de la extracción para cubrir la demanda nacional y hay indicios de que la extracción de la especie –para su importación desde Sudáfrica– se ha extendido a los otros tres Estados del área de distribución mencionados en la propuesta. Al parecer, estas importaciones se realizan a través de canales informales. Las poblaciones de Swazilandia han sido definidas como 'remanentes'. Según informes, todavía existen poblaciones sanas en el norte de Mozambique; se cree que las poblaciones en el sur del país están disminuyendo. No hay datos disponibles sobre el estado de conservación de la especie en Zimbabwe. Teniendo en cuenta lo anterior, no existen pruebas suficientes para determinar si la especie cumple o no los criterios del Anexo 2a de la *Resolución 9.24 (Rev. CoP16)*.

Evaluadores de la información del resumen únicamente: D. Newton, V. Williams, N. Crouch y G. Nichols.

Referencias:

La información que aparece sin referencias en el resumen está extraída de la justificación de la propuesta.

¹ Williams and Crouch unpublished, obtained from Williams. V, (2016) *In litt.* to IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.

² Crouch, N (2016) *In litt.* to IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.

³ South Africa Department of Environmental Affairs (2015) National Environmental Management: Biodiversity Act (10/2004): Threatened or protected species regulations. do.: Publication of lists of species that are threatened or protected, activities that are prohibited and exemption from restriction. Government Gazette, Notice 255 of 2015, No. 38600.

⁴ Minister for Agriculture and Cooperatives (2000) The Flora Protection Act, Schedule A, Especially protected flora (Endangered). Mbabane.

Enmienda de la inclusión de *Bulnesia sarmientoi* en el Apéndice II

Enmendar la Anotación #11 con la adición del texto subrayado: Trozas, madera aserrada, láminas de chapa de madera, madera contrachapada, polvo y extractos. Los productos terminados que contienen dichos extractos como ingredientes, incluidas las fragancias, no se considerarán cubiertos por esta anotación.

Autor de la propuesta: Estados Unidos de América

Resumen: *Bulnesia sarmientoi* es una especie de árbol que está presente en Argentina, Bolivia y Paraguay, y en un área pequeña de Brasil. Fue incluida en el Apéndice II en 2010. La madera de *B. sarmientoi* es densa, muy fuerte y resistente al deterioro, incluso bajo tierra, debido a su contenido en resina que también le aporta propiedades aromáticas. La especie tiene una gran diversidad de usos, entre ellos: muebles, revestimientos para el suelo, trabajos de tornería, fabricación de bujes para hélices de embarcaciones y postes para cercados. El aceite esencial que se obtiene de la madera de *B. sarmientoi*, conocido como "guayacol", "guajol" o "guayaco", se emplea en la elaboración de perfumes y productos cosméticos, y en repelentes de mosquitos. La resina de palo santo obtenida de los residuos del proceso de destilación puede ser utilizada para producir barnices y pinturas de tonos oscuros. La especie también se aprovecha para carbón vegetal y las hojas se utilizan con fines medicinales.

La inclusión en los Apéndices actualmente lleva la anotación #11 relativa a "Trozas, madera aserrada, láminas de chapa de madera, madera contrachapada, polvo y extractos".

El grupo de trabajo establecido durante la CoP16 para revisar las anotaciones concluyó que los productos terminados que contienen extractos de *B. sarmientoi* podrían quedar excluidos, ya que tienen un mínimo impacto sobre la conservación de la especie. La nueva anotación propuesta garantizaría que el extracto, que se exporta habitualmente, siga cubierto por la inclusión pero no así los productos terminados que contengan aceite. El texto, tal y como está redactado, no especifica que para estar exentos de los controles de la CITES, los productos terminados deben estar "preparados para el comercio al menor". Así se reflejarían los resultados del Grupo de trabajo sobre anotaciones que estaban basados en las consultas realizadas con el sector de productos de cuidados personales y que determinaron que existen muchos productos distintos a lo largo de la cadena de producción que no están envasados o preparados para el comercio al menor pero tienen un impacto mínimo sobre la conservación¹.

La Base de datos sobre el comercio CITES muestra que, junto con la madera, el extracto (incluido el aceite) es un producto clave de *B. sarmientoi* exportado por los Estados del área de distribución. Según informes, se exportaron unas 1.000 t en el período entre 2010 y 2014. No se sabe claramente la cantidad de "productos terminados" que son exportados desde los Estados del área de distribución debido a que tales productos no se registran de forma separada.

Análisis: De acuerdo con lo previsto por la *Resolución 11.21 (Rev. CoP16)*, las anotaciones deberían concentrarse en aquellos artículos que aparecen en primer lugar en el comercio internacional como exportaciones de los Estados del área de distribución y deberían afectar únicamente a esos artículos que dominan el comercio y la demanda de ese recurso silvestre. Los extractos (incluidos los aceites) son claramente productos importantes en el comercio de los Estados del área de distribución. Aunque se dispone de escasa información, hay pocos indicios de que los productos terminados figuren entre los productos principales exportados por dichos Estados.

La enmienda propuesta armonizaría la anotación de esta especie con la de *Aniba rosaeodora* (anotación #12), que se comercializa de forma similar. La única diferencia entre ambas anotaciones sería la referencia al producto en polvo que figura en la anotación relativa a *Bulnesia*. Desde una perspectiva técnica, esa referencia parece redundante, teniendo en cuenta que los productos en polvo están incluidos en la definición actual de extractos (extracto sólido: partículas finas o gruesas)².

Referencias:

La información que aparece sin referencias en el resumen está extraída de la justificación de la propuesta.

¹ CITES (2016) SC66 Doc 25, paragraph 41. <https://cites.org/sites/default/files/eng/com/sc/66/E-SC66-25.pdf>. Viewed on 24th June 2016.

² Interpretation of the Appendices (2016) See definitions in paragraph 8 of the <https://www.cites.org/eng/app/appendices.php> Viewed on 24th June 2016.