

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



Vigésimo séptima reunión del Comité de Fauna  
Veracruz (México), 28 de abril – 3 de mayo de 2014

Interpretación y aplicación de la Convención

Cumplimiento y observancia

Examen del comercio significativo de especímenes de especies del Apéndice II  
[Resolución Conf. 12.8 (Rev. CoP13)]

ESPECIES SELECCIONADAS TRAS LA COP15

1. Este documento ha sido preparado por la Secretaría.
2. En su 25ª reunión (AC25, Ginebra, 2011) y tras la 15ª reunión de la Conferencia de las Partes (CoP15, Doha, 2010), el Comité de Fauna seleccionó 24 taxa para el Examen del Comercio Significativo en cumplimiento de los párrafos a) y b) de la Resolución Conf. 12.8 (Rev. CoP13) sobre *Examen del comercio significativo de especímenes de especies del Apéndice II* (véanse los documentos AC25 Doc. 9.3 y AC25 Doc. 9.6).
3. En su 26ª reunión (AC26, Ginebra, 2012), el Comité examinó la información disponible con relación a estos taxa de conformidad con el párrafo f) de la Resolución Conf. 12.8 (Rev. CoP13). En los casos en los que el Comité consideró que los párrafos 2 (a), 3 o 6 (a) del Artículo IV habían sido aplicados adecuadamente, se suprimió la especie del examen con relación al Estado del área de distribución concernido, y dichos Estados fueron notificados en este sentido por la Secretaría (véase el documento AC26 Doc.12.3 y el acta resumida de la reunión AC26).
4. En la reunión AC26, el Comité también decidió que antes de recopilar la información prevista en el párrafo g), se retiraran del examen, en consulta con el Comité de Fauna, aquellos Estados del área de distribución que habían sido mantenidos en el proceso debido a una falta de respuesta pero en los que no se había registrado ningún intercambio comercial en los últimos 10 años. En el cuadro que aparece a continuación figuran los taxa y los Estados del área de distribución que se mantienen pues en el examen.

**Taxa seleccionados después de la CoP15 y mantenidos en el examen después de la reunión AC26**

<b>Taxa seleccionados</b>	<b>Estado del área de distribución</b>
<i>Macaca fascicularis</i>	Camboya, Filipinas, India, Indonesia, Mauricio, Palau, República Democrática Popular Lao, Viet Nam
<i>Psittacus erithacus</i>	Benin, República Centroafricana, Ghana, Nigeria, Togo, Uganda
<i>Chamaeleo gracilis</i>	Benin, Camerún, Ghana, Guinea, Togo, Uganda
<i>Chamaeleo senegalensis</i>	Benin, Ghana, Guinea, Mali, Senegal, Sierra Leone
<i>Trioceros melleri</i>	Mozambique
<i>Trioceros quadricornis</i>	Camerún, Nigeria
<i>Kinyongia fischeri</i>	República Unida de Tanzania

Taxa seleccionados	Estado del área de distribución
<i>Kinyongia tavetana</i>	República Unida de Tanzania
<i>Ptyas mucosus</i>	Camboya, República Democrática Popular Lao
<i>Naja sputatrix</i>	Indonesia
<i>Python reticulatus</i>	Camboya, Filipinas, Indonesia, Malasia, República Democrática Popular Lao, Singapur, Viet Nam
<i>Podocnemis unifilis</i>	Brasil, Ecuador, Perú, Suriname, Venezuela (República bolivariana de)
<i>Kinixys homeana</i>	Benín, Côte d'Ivoire, Gabón, Guinea Ecuatorial, República Democrática del Congo, Togo
<i>Hippocampus algiricus</i>	Guinea, Senegal
<i>Hippocampus barbouri</i>	Filipinas
<i>Hippocampus histrix</i>	Egipto, Filipinas, Viet Nam
<i>Hippocampus trimaculatus</i>	Singapur, Tailandia, Viet Nam
Antipatharia spp.	Bahamas, Cuba, Fiji, Filipinas, Nueva Guinea, Panamá, Papua, República Dominicana, República Popular Democrática de Corea, Taiwán (provincia china), Vanuatu
<i>Catalaphyllia jardinei</i>	Fiji
<i>Euphyllia cristata</i>	Fiji, Islas Salomón, Vanuatu, Viet Nam
<i>Plerogyra simplex</i>	Fiji, Islas Salomón
<i>Plerogyra sinuosa</i>	Fiji, Islas Marshall, Islas Salomón, Palau, Singapur, Vanuatu
<i>Trachyphyllia geoffroyi</i>	Islas Salomón, Singapur

5. De conformidad con el párrafo g) de la Resolución, la Secretaría recopiló la información con relación a las especies mencionadas en la tabla anterior. Se contrató al Centro de Monitoreo para la Conservación Mundial del PNUMA (PNUMA-CMCM) para compilar información sobre la biología, la gestión y el comercio de estas especies y proporcionar una categorización preliminar de las mismas, en cumplimiento con los párrafos h) e i). El 13 y el 19 de diciembre de 2013, la Secretaría transmitió los informes elaborados por el PNUMA-CMCM a los Estados del área de distribución correspondientes, los cuales contaron con 60 días para formular observaciones, de conformidad con lo dispuesto en el párrafo j).
6. En los informes sobre las especies elaborados por el PNUMA-CMCM se presentan las conclusiones sobre los efectos del comercio internacional de las especies seleccionadas, las bases sobre las que se extrajeron las conclusiones y los problemas relativos a la aplicación del Artículo IV de la Convención. Cada una de las especies ha sido incluida de manera preliminar en una de las tres categorías enunciadas en el párrafo i) de la Resolución Conf. 12.8 (Rev. CoP13), a saber:
  - i) "especies de urgente preocupación", en la que se incluirán las especies respecto de las que la información disponible pone de relieve que no se aplican las disposiciones de los párrafos 2 a), 3 ó 6 a) del Artículo IV;
  - ii) "especies de posible preocupación", en la que se incluirán las especies respecto de las que no está claro si se aplican o no dichas disposiciones; y
  - iii) "especies de menor preocupación", en la que se incluirán las especies respecto de las que de la información disponible parece que se cumplen estas disposiciones.
7. Los informes del PNUMA-CMCM se adjuntan en Anexo 1 del presente documento. Los comentarios de los Estados del área de distribución que habían sido recibidos por la Secretaría en el momento de redactar el presente documento (febrero de 2014) figuran en los Anexos 2 a 10. Dichos comentarios fueron transmitidos por Brasil, Camboya, Indonesia, Malasia, la República Democrática del Congo, Senegal, Tailandia, Uganda, y Viet Nam.

## Recomendaciones

8. De conformidad con los párrafos k) y l) de la Resolución Conf. 12.8 (Rev. CoP13), se invita al Comité de Fauna a:
  - a) examinar los informes que figuran en el Anexo al presente documento y las respuestas recibidas de los Estados del área de distribución y, según proceda, revisar las categorizaciones preliminares propuestas por el PNUMA-CMCM; y
  - b) señalar a la atención de la Secretaría los problemas que no estén relacionados con la aplicación de los párrafos 2 (a), 3 ó 6 (a) del Artículo IV.
9. De conformidad con los párrafos m) a o), el Comité de Fauna deberá formular recomendaciones para las especies de urgente preocupación o de posible preocupación fijando plazos para su aplicación. Esas recomendaciones, en las que debería diferenciarse entre las medidas a corto plazo y largo plazo, se remitirán a los Estados del área de distribución concernidos. Las especies de menor preocupación se suprimirán del examen.

---

**Examen de Comercio Significativo:  
Especies seleccionadas por el Comité de Fauna de  
CITES después de la CoP15 y retenidas en el examen  
tras el Comité de Fauna 26**

---

Proyecto CITES No. S-412

Preparado para la Secretaría de CITES por



Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente  
Centro Mundial de Monitoreo de la Conservación



#### **UNEP World Conservation Monitoring Centre**

219 Huntingdon Road  
Cambridge  
CB3 0DL  
Reino Unido  
Tel: +44 (0) 1223 277314  
Fax: +44 (0) 1223 277136  
Email: [species@unep-wcmc.org](mailto:species@unep-wcmc.org)  
Página Web: [www.unep-wcmc.org](http://www.unep-wcmc.org)

#### **ACERCA DEL CENTRO MUNDIAL DE MONITOREO PARA LA CONSERVACIÓN DEL PNUMA**

El Centro Mundial de Monitoreo para la Conservación del PNUMA (UNEP-WCMC), ubicado en Cambridge, Reino Unido, es el centro especialista en información y evaluación de biodiversidad del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA), es administrado en cooperación con WCMC, una organización de caridad del Reino Unido. La misión del Centro es evaluar y destacar los muchos valores de la biodiversidad y poner conocimiento autorizado sobre biodiversidad en el centro de la toma de decisiones. A través del análisis y síntesis del conocimiento global en biodiversidad el centro proporciona información autorizada, estratégica y a tiempo para Convenciones, países, y organizaciones que la usan en el desarrollo e implementación de sus políticas y decisiones.

El **UNEP-WCMC** brinda procedimientos y servicios objetivos y científicamente rigurosos. Estos incluyen evaluaciones de ecosistemas, apoyo para la implementación de acuerdos ambientales, información sobre la biodiversidad global y regional, investigación en amenazas e impactos, y el desarrollo de escenarios futuros.

#### **CITA**

UNEP-WCMC (2013). *Examen de Comercio Significativo: Especies seleccionadas por el Comité de Fauna después de la CoP15 y retenidas en el Examen tras el Comité de Fauna 26.*

#### **PREPARADO PARA**

Secretaría CITES, Ginebra, Suiza.

#### **DESCARGO DE RESPONSABILIDAD**

El contenido de este informe no necesariamente refleja los puntos de vista o políticas del PNUMA o de las organizaciones contribuyentes. Las designaciones utilizadas y las presentaciones no implican, en absoluto, la expresión de opinión alguna por parte del PNUMA o de las organizaciones contribuyentes respecto a la situación jurídica de algún país, territorio, ciudad, compañía o área o su autoridad, ni tampoco respecto a la delimitación de sus fronteras o límites.

© Copyright: 2013, Secretaría CITES

El PNUMA promueve prácticas favorables al medio ambiente. La presente publicación está impresa en papel reciclado al 100%, y en ella se utilizan tintas de base vegetal y otras prácticas ecológicamente inocuas. Nuestra política de distribución procura disminuir la repercusión carbónica del PNUMA.

## Contenido

---

Introducción.....	2
<i>Macaca fascicularis</i> .....	3
<i>Psittacus erithacus</i> .....	30
<i>Chamaeleo gracilis</i> .....	48
<i>Chamaeleo senegalensis</i> .....	63
<i>Kinyongia fischeri</i> .....	71
<i>Kinyongia tavetana</i> .....	80
<i>Triceros melleri</i> .....	85
<i>Triceros quadricornis</i> .....	89
<i>Ptyas mucosus</i> .....	96
<i>Naja sputatrix</i> .....	102
<i>Python reticulatus</i> .....	111
<i>Podocnemis unifilis</i> .....	136
<i>Kinixys homeana</i> .....	153
<i>Hippocampus algiricus</i> .....	168
<i>Hippocampus barbouri</i> .....	177
<i>Hippocampus histrix</i> .....	184
<i>Hippocampus trimaculatus</i> .....	196
<i>Antipatharia</i> .....	210
<i>Catalaphyllia jardinei</i> .....	232
<i>Euphyllia cristata</i> .....	238
<i>Plerogyra simplex</i> .....	251
<i>Plerogyra sinuosa</i> .....	259
<i>Trachyphyllia geoffroyi</i> .....	273
Anexo: Clave de Propósito de Comercio y Códigos de Procedencia de especímenes.....	278

## **Introducción**

La clasificación provisional en la hoja de cada especie sigue los criterios señalados en la Resolución 12.8 (Rev. CoP13) según:

- i) 'especies de preocupación urgente', en la que se incluirán las especies para las cuales la información disponible indica que no se están implementando las disposiciones de los párrafos 2 a), 3 ó 6 a) del Artículo IV;
- ii) 'especies de posible preocupación', en la que se incluirán las especies para las cuales no está claro si se están implementando o no dichas disposiciones; y
- iii) 'especies de preocupación menor', en la que se incluirán las especies para las cuales la información disponible parece indicar que se están cumpliendo dichas disposiciones;

Las clasificaciones toman en consideración que de conformidad con el artículo VII (párrafo 5), los especímenes de animales reproducidos en cautiverio están exentos de las disposiciones del artículo IV. Los especímenes procedentes de F, R y W, sin embargo, requieren la elaboración de dictámenes de extracción no perjudicial según el artículo IV y por lo tanto están sujetos al Examen de Comercio Significativo.

Los datos de comercio fueron descargados de la Base de Datos de Comercio CITES el 13 de mayo de 2013. Los datos de comercio de los informes anuales CITES recibidos de los países del rango de distribución de las especies, después de esta fecha y durante el tiempo de la escritura también han sido incorporados (descargados el 4 de septiembre de 2013). Los datos de comercio fueron descargados para todos los años 2002-2012; sin embargo, puesto que el plazo para la presentación de los informes anuales del 2012 es el 31 de octubre de 2013, aun no se han recibido los informes anuales para el año 2012 de muchas de las Partes. Las secciones de comercio dentro del examen de cada una de las especies incluyen detalles de los informes anuales presentados por cada estado del rango de distribución durante el período 2002-2012.

Las Autoridades Administrativas y Científicas CITES (o sus equivalentes en los países No Partes) para cada estado dentro del rango de distribución fueron contactados por correo y, cuando fue posible, por correo electrónico en enero y febrero de 2013. Se les pidió a las autoridades proporcionar información sobre el estado de conservación, comercio y gestión de cada taxón, incluyendo la base para producir dictámenes de exportación no perjudiciales. Cuando fue posible, se contactaron también expertos nacionales para que proporcionasen información específica adicional del país.

**Macaca fascicularis (Raffles, 1821): Camboya, India, Indonesia, República Democrática Popular de Lao, Mauricio, Palaos, Filipinas, Viet Nam**

Cercopithecidae, Macaco rabón, Macaco cangrejero

**Selección para el Examen de Comercio Significativo**

*Macaca fascicularis* fue seleccionada como una especie prioritaria para Examen (todos los Estados del área de distribución) en la 25ª reunión del Comité de Fauna (Acta Resumida AC25), con base en las inquietudes relacionadas con i) el gran y rápidamente creciente comercio internacional, ii) la falta de información sobre población como una base científica para realizar dictámenes de extracción no perjudicial, iii) cupos de extracción irreales y el fracaso en hacerlas cumplir, iv) fracaso en incluir el impacto de amenazas adicionales al realizar los dictámenes de extracción no perjudicial, v) inconsistencia e incertidumbre sobre los códigos de la fuente, y vi) falta de colonias autosuficientes en establecimientos de cría en cautiverio (SSN, 2011). Tanto en 2008 como en 2009, *M. fascicularis* fue identificada como una especie que satisfacía un umbral de comercio de alto volumen (Anexo 2, AC25 Doc 9.6). en la 26ª reunión del CF, se habían recibido respuestas de la República Popular China (en lo sucesivo denominada como China), Indonesia, Malasia y Myanmar (AC26 Doc. 12.3). Bangladesh, Brunei Darussalam, Camboya, India, Indonesia, República Democrática Popular Lao (en lo sucesivo denominada como RDP Lao), Mauricio, Palaos, Filipinas, Singapur y Viet Nam fueron retenidos en el Examen (Acta Resumida AC26). Tras la 26ª reunión del CF, Bangladesh, Brunei Darussalam y Singapur fueron retirados del proceso con base en que no había habido intercambio comercial durante los últimos 10 años con el acuerdo de, y en colaboración con, del CF.

**A. Resumen**

Resumen de las recomendaciones para *Macaca fascicularis*.

<b>Resumen General</b>		
		Ampliamente extendido con varias poblaciones introducidas. Catalogado como de Preocupación Menor en la Lista Roja de la UICN (con algunas subespecies clasificadas como con Datos Insuficientes, Casi Amenazadas o Vulnerables). En muchas áreas se informó que la población estaba declinando y se consideró que el comercio internacional era una amenaza clave.
<b>País Evaluado</b>	<b>Categoría provisional</b>	<b>Resumen</b>
Camboya	Posible Preocupación	Entre 2002 y 2012 se presentaron niveles muy altos de comercio internacional principalmente en los especímenes vivos de origen C y F. Parece ampliamente extendido en el país, sin embargo con un tamaño de población desconocido y una reducción constante. Se consideró la captura para exportación como la principal amenaza. No son claras las bases para realizar un dictamen de extracción no perjudicial, por lo tanto es clasificado como de Posible Preocupación; Permanecen los asuntos no relacionados a la implementación del Artículo IV, parágrafos 2 (a), 3 o 6 (a).
India	Preocupación Menor	No se registró comercio internacional entre 2002 y 2011. La subespecie endémica <i>M. f. umbrosa</i> está restringida a las Islas Nicobar y está clasificada como Vulnerable en la Lista Roja de la UICN debido a los impactos del tsunami de 2004; sin embargo, los inventarios indican una recuperación reciente en la población. Sobre la base de no comercio internacional, ha sido clasificada como de Preocupación Menor.



Indonesia	Preocupación Menor	Altos niveles de comercio internacional entre 2002 y 2011 principalmente en animales vivos de origen F; el comercio declinó a partir de 2009. La exportación de individuos de origen silvestre está prohibida y no se ha registrado comercio de individuos silvestres desde 2003, aunque se registraron exportaciones de especímenes de origen silvestre con fines científicos. Extendida y localmente considerada como abundante, por lo tanto, ha sido clasificada como de Preocupación Menor aunque permanecen los asuntos no relacionados a la implementación del Artículo IV, párrafos 2 (a), 3 o 6 (a).
República Democrática Popular Lao	Preocupación Urgente	Entre 2004 y 2011 se presentaron niveles de comercio internacional relativamente altos, incluyendo los especímenes criados en cautiverio (fuente C), silvestres y de granjas. Se considera su captura para comercio como una amenaza significativa. Se planteó la preocupación sobre el posible comercio ilegal. Ocurre en el sur de RDP Lao. Con un tamaño de población estimado de 300-500 individuos, se considera potencialmente amenazada. Con base en los altos niveles de comercio y un tamaño pequeño de la población, ha sido clasificada como de Preocupación Urgente; con un tamaño de población estimado de 3.000-5.000 individuos, considerada potencialmente amenazada. Sobre la base de los altos niveles de comercio y el tamaño pequeño de la población, ha sido clasificada como de Preocupación Urgente; permanecen los asuntos no relacionados a la implementación del Artículo IV, párrafos 2 (a), 3 o 6 (a).
Mauricio	Preocupación Menor	Se presentaron niveles moderados de exportaciones internacionales entre 2002 y 2011, principalmente de origen F, pero introducida y considerada invasiva. Se están llevando a cabo esfuerzos de erradicación. Por lo tanto, ha sido clasificada como de Preocupación Menor.
Palaos	Preocupación Menor	Entre 2001 y 2011 solamente se registró el comercio de un espécimen. Introducida y considerada invasiva, y por lo tanto clasificada como de Preocupación Menor.
Filipinas	Preocupación Menor	Se informaron niveles moderados de comercio internacional entre 2002 y 2011 virtualmente en todos los animales vivos y especímenes criados en cautiverio. La captura para exportación se considera una amenaza. La caza y recolección están prohibidas, salvo por la captura autorizada para cría o con propósitos científicos. Extendida y localmente común pero con una tendencia a la disminución de la población. Sobre la base de virtualmente no comercio de individuos de origen silvestre, ha sido clasificada como de Preocupación Menor aunque permanecen los asuntos no relacionados a la implementación del Artículo IV, párrafos 2 (a), 3 o 6 (a).
Viet Nam	Preocupación Menor	Entre 2002 y 2011 se presentó un nivel muy alto de exportaciones, especialmente de los individuos criados en cautiverio. Preocupación sobre posible comercio ilegal. La exportación de individuos de origen silvestre está prohibida. Localmente comunes y consideradas en Bajo Riesgo. Por lo tanto, ha sido clasificada como de Preocupación Menor aunque permanecen los asuntos no relacionados a la implementación del Artículo IV, párrafos 2 (a), 3 o 6 (a).

## B. Generalidades de la especie

**Nota taxonómica:** Fooden (1995) informó que se habían asociado hasta 50 nombres específicos y sub-específicos con *M. fascicularis*, lo cual fue considerado como una especie morfológica y genéticamente variable. Wilson y Reeder (2005) (Referencia Estándar CITES) consideraron a *M. fascicularis* como un grupo de especies que consiste de *M. fascicularis*, *M. irus* y *M. cynomolgus*. Fooden (2006) consideró que el grupo incluía a *M. fascicularis*, *M. mulatta* y *M. fuscata*, y MitTermeier *et al.* (2013) también incluyeron a *M. cyclopis*. Se sabe que la especie se hibrida con otra *Macaca* spp. (MitTermeier *et al.*, 2013). Dos formas

genéticamente diferentes (Sureste de Asia insular y continental) fueron identificadas por Gumert (2011).

Wilson y Reeder (2005) reconocieron las siguientes subespecies: *M. f. aureus*, *M. f. atriceps*, *M. f. condorensis*, *M. f. fuscus*, *M. f. karimondjawa*, *M. f. lasiae*, *M. f. philippinensis*, *M. f. tua* y *M. f. umbrosus*.

**Biología:** *M. fascicularis* es primordialmente un primate arbóreo (Bonadio, 2000) que se encuentra en varias clases de hábitats, incluyendo bosques, regiones costeras, hábitats del borde de bosques, praderas y lugares ribereños, y se encuentra frecuentemente con hábitats humanamente modificados tales como plantaciones, tierra para agricultura, asentamientos humanos y parques de recreación (Bonadio, 2000; Kemp, 2007; Fuentes *et al.*, 2011; Gumert, 2011; MitTermeier *et al.*, 2013).

*M. fascicularis* forman tropas de aproximadamente 10-85 individuos (Sussman *et al.*, 2011). Las hembras alcanzan su madurez sexual aproximadamente a los cuatro años (Thomson, 2008), y los machos a los seis (Bonadio, 2000). Es común que tengan una sola crianza en cualquier época del año (Kemp, 2007; Southwick y Siddiqi, 2011), aunque hay un pico de nacimientos durante la época lluviosa (Bonadio, 2000). El período de gestación es entre 160-168 días (MitTermeier *et al.*, 2013) y las hembras individualmente pueden parir cada uno o dos años (Kemp y Burnett, 2003). El promedio de vida se estimó en 25 años en estado silvestre y hasta 37 años en cautiverio (Kemp, 2007).

**Distribución general y estado:** Se ha descrito a *M. fascicularis* como extendida (Ong y Richardson, 2008; Gumert, 2011), con su rango de distribución desde Bangladesh y Myanmar en el norte hasta Malasia y el archipiélago indonesio en el sur, y desde las Islas Nicobar en el occidente hasta Filipinas y Timor en el oriente (Wolfheim, 1983; Fooden, 1995; Bonadio, 2000) (Figura 1). Con base en los límites del rango de distribución natural, Ong y Richardson (2008), DPIPWE (2011) estimaron que el rango natural cubre aproximadamente 2,4 millones de km<sup>2</sup>. Además se ha informado sobre poblaciones introducidas en Mauricio, Hong Kong SAR, Palaos, Isla Tinjil y Papúa en Indonesia (Kemp, 2007; Gumert, 2011), y posiblemente Sulawesi (Gumert, 2011); Shek (2011) consideró a las poblaciones de Hong Kong SAR como reintroducidas después de la extirpación. La distribución total introducida se estimó en aproximadamente 466.000 km<sup>2</sup> (DPIPWE, 2011).



El tamaño de la población actual de *M. fascicularis* se consideró era poco conocido (Cawthon Lang, 2006; Gumert, 2011). La especie fue descrita variadamente como “frecuentemente abundante” (Ong y Richardson, 2008), “extendida pero disminuyendo rápidamente” (Eudey, 2008), y una especie común pero localmente reducida (Foley y Shepherd, 2011).

**Figura 1. Distribución de *Macaca fascicularis*** (Fuente: Ong y Richardson, 2008). AC27 Doc. 12.4 Annex 1 -p. 5

*M. fascicularis* fue clasificada como de Preocupación Menor en la Lista Roja de la UICN, con base en su “amplia distribución, una población supuestamente grande, tolerancia de un amplio rango de hábitats, presencia en un número de áreas protegidas, y puesto que no es probable que esté disminuyendo a siquiera cerca de la tasa requerida para calificar para ser mencionada en una categoría amenazada” (Ong y Richardson, 2008). *M. f. condorensis* fue clasificada como Vulnerable con la justificación “la población se estima en menos de 1000 individuos en total (incluyendo individuos maduros). Aunque el rango de distribución de esta subespecie es muy limitado, la isla en la cual vive es un parque nacional, y no hay amenazas obvias que puedan conducir muy rápidamente a su disminución” (Ong y Richardson, 2008). *M. f. umbrosus* también fue clasificada como Vulnerable, con base en los probables impactos negativos del tsunami de diciembre, 2004 y los impactos potenciales de la pérdida de hábitat y caza (Ong y Richardson, 2008). *M. f. philippensis* fue clasificada como Casi Amenazada con base en “algunas disminuciones debido a la caza y a la pérdida del hábitat” (Ong y Richardson, 2008). El resto de las subespecies (*M. f. atriceps*, *M. f. aureus*, *M. f. fuscus*, *M. f. karimondjawa*, *M. f. lasiae* y *M. f. tua*) fueron clasificadas como con Datos Insuficientes con base en la falta de información sobre el estatus de la población y las amenazas (Ong y Richardson, 2008); sin embargo, *M. f. aureus* (como *M. f. aurea*) fue clasificada como en Peligro Crítico en una valoración de la especie del primate Sur Asiático por Molur *et al.* (2003), y Gumert *et al.* (2011) notaron que “no es improbable que la mayoría de los formatos de Datos Insuficientes también necesitan algún nivel de soporte de conservación”. Se consideró que todas las subespecie tenían una tendencia a la disminución de la población (Ong y Richardson, 2008).

Gumert (2011) informó una disminución en la población del 40 por ciento en aproximadamente 25 años, con base en los estimativos de población de Fooden (1995; 2006). Se informó que la mayoría de las disminuciones ocurrían dentro de los ambientes naturales, mientras que las poblaciones que vivían en ambientes modificados por los humanos estaban aumentando en muchas áreas (Gumert, 2011). Eudey (2008, 2009b) solicitó una reevaluación del estado de la actual Lista Roja debido a la rápida disminución de las especie.

**Amenazas:** Se informó que *M. fascicularis* estaba siendo “altamente comercializada” (Foley y Shepherd, 2011), como una de las principales especies de primates utilizadas en la investigación biomédica (Eudey, 2008; Gumert, 2011; Sussman *et al.*, 2011). Foley y Shepherd (2011) consideraron que la información global de exportación durante 2004-2008 indica niveles de comercio “extremadamente insostenibles”. Se consideró común el comercio ilegal (TRAFFIC y IUCN/SSC Programa de Comercio de la Vida silvestre, 2004; Foley y Shepherd, 2011; SSN, 2011;).

Se consideró que el comercio doméstico plantea una amenaza significativa en algunos países evaluados (SSN, 2011). Se informó que *M. fascicularis* era cazada “ocasionalmente” como alimento dentro de su distribución nativa (Kemp, 2007), y con frecuencia era tomada como mascota pero era abandonada al llegar a su madurez sexual (Gumert, 2011). Ong y Richardson (2008) vieron la caza como la principal amenaza, pero no la consideraron una amenaza significativa para las especie en general.

Se consideró que la pérdida del hábitat conformaba una amenaza adicional (Wolfheim, 1983; Bonadio, 2000; Eudey, 2008), aunque *M. fascicularis* se consideró ser relativamente tolerante al cambio de hábitat (Ong y Richardson, 2008).

**Generalidades del comercio y la gestión:** *M. fascicularis* fue relacionada en el Apéndice II de CITES el 04/02/1977. La especie fue relacionada en el Examen de Comercio Significativo de CITES en 1993, cuando se concluyó que era poco probable que el nivel de comercio tuviera un efecto adverso sobre las poblaciones en general (WCMC *et al.*, 1993). También fue identificada como posible candidata para el Examen en 2004, pero excluida como especie “para la cual los principales asuntos de preocupación parecen ser otros que la implementación del Artículo IV” (TRAFFIC y IUCN/SSC Programa de Comercio de Vida silvestre, 2004).

*M. fascicularis* es criada en cautiverio en varios países, principalmente para pruebas de laboratorio (Jiang *et al.*, 2007; Thomson, 2008). Kemp y Burnett (2003) observaron que la disponibilidad de los especímenes “criados en cautiverio” ha disminuido la demanda de especímenes silvestres.

Como una especie introducida, *M. fascicularis* fue clasificada como una de las “100 peores especies exóticas invasoras” (Lowe *et al.*, 2004). Se consideró que es una amenaza para la vida silvestre local, saqueador de cultivos y un animal molesto (Kemp, 2007; DPIPWE, 2011; Gumert, 2011); que en algunas áreas ocasiona extirpaciones de poblaciones (Mi San y Hamada, 2011). Se informó que era controlada a través de trampas, reubicación, sacrificio y esterilización dentro y fuera de su área nativa (Jones-Engel *et al.*, 2011).

### C. Examen por País

#### CAMBOYA

**Distribución en el País Evaluado:** Fue confirmada su presencia en Camboya (Brandon-Jones *et al.*, 2004; Kemp, 2007; Ong y Richardson, 2008). Walston *et al.* (2001), Rawson (2010) y Gumert (2011) consideraron que *M. fascicularis* se encontraba a través de Camboya, pero Wolfheim (1983) la consideró ausente en el norte de Camboya. Campbell *et al.* (2006) registraron la especie en los bosques pantanosos del Gran Lago Tonlé Sap (Camboya central). La Autoridad Administrativa CITES de Camboya (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) informó su presencia en la zona occidental de Camboya (provincias de Koh Kong, Kam Pot, Kampong Speu y Po Sat), Tonlé Sap, y norte y oriente de Camboya.

**Tendencias y estatus de la población:** Con base en los inventarios realizados en el Río Mekong en el nororiente de Camboya durante 2006-2007, Timmins (2008) consideró *M. fascicularis* como estando “probablemente en una rápida disminución” y bajo el riesgo de extirpación. La AA CITES de Camboya (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) informó densidades de 67 individuos/km<sup>2</sup> en la zona occidental, 29 individuos por km<sup>2</sup> en el área de Tonlé Sap, y 22 individuos/km<sup>2</sup> el norte y oriente de Camboya, con base en los inventarios realizados en 2007 por el Departamento de Vida Silvestre y Biodiversidad de Administración Forestal. Los inventarios revelaron que la especie había sido extirpada localmente en algunas áreas (AA CITES de Camboya, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013). Lee (2011) llevó a cabo un estudio de un mes en 2008 en el nororiente de Camboya, registrando que no había individuos en hábitats adecuados o en los mercados y concluyó que la especie no era común. Eudey (2009b) informó la disminución en la población, y Gumert (2011) consideró que las poblaciones camboyanas estaban “desapareciendo”.

**Amenazas:** Se consideró que el comercio para propósitos de investigación biomédica era la principal amenaza para las poblaciones camboyanas (Eudey, 2008; SSN, 2011). Las capturas a gran escala para exportaciones a China y Viet Nam comenzaron en 2006 (Pollard *et al.*, 2007), afectando especialmente a las poblaciones cercanas a los asentamientos humanos (Lee, 2011). Ong y Richardson (2008) informaron que las hembras fueron capturadas para las instalaciones de crianza, mientras que los machos capturados en el medio silvestre fueron

exportados directamente como animales de laboratorio. Campbell *et al.* (2006) y BUAV (2008) informaron grandes números atrapados en el medio silvestre en las Provincias de Tonlé Sap y Kratie, para instalaciones de crianza en Camboya y Viet Nam. Timmins (2008) vio la caza para comercio como la causa principal de la reducción de la población en el área del río Mekong en el nororiente de Camboya.

Las amenazas adicionales se consideró incluían la explotación para la medicina tradicional, la pérdida del hábitat (SSN, 2011) y la captura para el comercio de mascotas domésticas (Rawson, 2010).

**Comercio:** Se han recibido los informes anuales CITES de Camboya para todos los años 2002-2012. Camboya no ha publicado ninguna cuota de exportación para *M. fascicularis*. Las exportaciones directas de *M. fascicularis* de Camboya durante 2002-2012 consistieron primordialmente en animales vivos de origen C y F comercializados con fines comerciales; el resto del comercio incluyó el comercio de especímenes W, F y R para propósitos científicos, médicos y comerciales (Tabla 1). Igualmente se informaron en 2008 y 2011 cantidades notables de especímenes decomisados/ confiscados. Todos los especímenes y una proporción considerable de animales vivos fueron importados por los Estados Unidos; China fue el principal país importador de *M. Fascicularis* vivos.

No se informaron exportaciones indirectas de *M. fascicularis* que se originaran antes de 2006; se informó comercio indirecto entre 2006 y 2012 que estaba compuesto principalmente especímenes C y F comercializados con fines científicos, médicos y comerciales.

**Tabla 1. Exportaciones directas de *Macaca fascicularis* desde Camboya (excluyendo combinaciones de término/unidad comerciados en cantidades totalizando <10 unidades), 2004-2012. El comercio se declaró principalmente con el código de propósito M, S o T. (No se declaró comercio en 2002-2003.)**

Término	Unidades	Fuente	Informado por	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	Total		
Vivos	-	C	Importador	1500	5040	9412	5780	2480	2720	3000	4400		34332		
			Exportador	1590	7430	15990	5480				6000	3930	40420		
		F	Importador					8060	11105	7310	2752			29227	
			Exportador				1800	14820	15860	3095	3050			38625	
		especímenes (incluyendo pelo)	-	W	Importador							159	124		283
					Exportador										
R	Importador								80					80	
	Exportador														
F	Importador							2519				550		3069	
	Exportador											250		250	
I	Importador					750				336		1086			
	Exportador														

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, UNEP-World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, Reino Unido

Con base en una visita de campo llevada a cabo en 2008, Eudey (2009a) encontró evidencia anecdótica de comercio ilegal desde Camboya. Ella también informó las preocupaciones elevadas por observadores de ONG sobre el comercio no registrado desde las instalaciones de los criaderos (Eudey, 2009b). De acuerdo a Hamada *et al.* (2010), los especímenes silvestres capturados pueden ser exportados ilegalmente desde Camboya a RDP Lao, donde la especie tiene una población restringida.

**Manejo:** *M. fascicularis* está clasificada como una especie ‘común’ (especie relativamente común extendida, con una alta capacidad reproductiva y sin una amenaza significativa) bajo el Artículo 48 de la Ley Forestal (Camboya, 2002a). El Artículo 49 de la Ley Forestal prohíbe la caza dentro de las áreas protegidas, y el Artículo 50 evita mantener las especies comunes como mascotas, y transportarlas y negociarlas en cantidades en exceso del “uso consuetudinario” (Camboya, 2002b). La AA CITES de Camboya (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) confirmó que la negociación, almacenamiento, caza y transporte de la especie en una “gran escala comercial” sin un permiso de la Administración Forestal es ilegal, y multas de dos a cuatro veces el valor del mercado de los especímenes deben ser pagadas si se viola la norma.

La AA CITES de Camboya (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) informó que la especie puede ser criada bajo licencia del Ministerio de Agricultura, Forestal y de Pesca. Thomson (2008) informó que la “cría en cautiverio” de *M. fascicularis* ha aumentado significativamente durante 2001-2008. BUAV (2008) informó sobre ocho granjas de crianza a gran escala que producen especímenes para exportación. Las instalaciones de los criaderos fueron consideradas de ser dependientes de animales reproductivos de origen silvestre (BUAV, 2008; Thomson, 2008; SSN Primate Working Group, 2012), y con frecuencia carecen de capacidad para producir crías de segunda generación (SSN, 2011). Se informó que las inspecciones son realizadas por la Administración Forestal (AF) del Ministerio de Agricultura, Forestal y de Pesca (MAFF) sobre el número de animales capturados en su hábitat silvestre (Thomson, 2008). Se dice que el establecimiento de granjas de crianza cerca de las áreas protegidas ha resultado en un aumento en la extracción silvestre (AA CITES de Camboya, 2007, com. pers. a A. Eudey, en Eudey, 2008).

El SSN (2011) expresó sus preocupaciones sobre la emisión de dictámenes de extracción no perjudicial para *M. fascicularis* en Camboya.

Se informó que la especie estaba presente en muchas áreas protegidas (Rawson, 2010), y fue considerada relativamente abundante en el Área de Conservación de Biodiversidad de Seima (Pollard *et al.*, 2007). Más recientemente, se registró que la especie se encontraba en el Bosque Protegido de Siemp Pang Occidental (BirdLife International, 2012). Sin embargo, R. A. Mittermeier (2008, com. pers. a A. Eudey en Eudey, 2008) informó que la especie había desaparecido de muchas áreas protegidas debido al comercio ilegal y BUAV (2008) registró la evidencia de campo de trampas ilegales y sin licencia en la Reserva de Beong Tonlé Chhma.

#### INDIA

**Distribución en el País Evaluado:** La subespecie *M. f. umbrosa* es endémica de las Islas Nicobar (Océano Índico oriental) (Wilson y Reeder, 2005; Ong y Richardson, 2008; Gumert, 2011), donde ocurre única y principalmente en las regiones costeras de la isla Katchall y la Isla Poco Nicobar y la Isla Gran Nicobar (Fooden, 1995).

**Tendencias y estatus de la población:** en una evaluación de estatus de los primates de Asia del Sur, *M. f. umbrosus* fue clasificada como Casi Amenazada, con base en su rango restringido pero hábitat mejorado (Molur *et al.*, 2003). Sin embargo, en la evaluación de la Lista Roja de la UICN, Ong y Richardson (2008) catalogaron la subespecie como Vulnerable, con base en su estatus desconocido después del tsunami de 2004. Aunque se informó una disminución en la población en las áreas costeras después del tsunami (Sivakumar, 2010; Autoridad Científica CITES de India, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013), los inventarios más recientes llevados a cabo en la Isla Gran Nicobar durante 2011-2012 por Narasimmarajan y Raghunathan (2012) indicaron una recuperación de la población.

**Amenazas:** Se consideró que la pérdida del hábitat y la caza para subsistencia, y debido a que la especie es una plaga para los cultivos eran las principales amenazas (Molur *et al.*, 2003; Ong y Richardson, 2008; AC CITES de India, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

**Comercio:** Se han recibido informes anuales CITES desde India para cada año 2002-2010. India no ha publicado ninguna cuota de exportación para *M. fascicularis*. De acuerdo a la información en la Base de Datos de Comercio de CITES, no se ha informado ningún comercio directo o indirecto de *M. fascicularis* que se origine en India durante 2002-2012. La Unión Europea suspendió el comercio de *M. fascicularis* silvestre de India desde 1997 hasta 26/11/2010.

**Gestión:** *M. f. umbrosa* está incluida en el Listado I, Parte I, Ley de Vida Silvestre India (Protección), 1972 (enmendado en 2002 y 2006) prohibiendo la caza y el comercio sin las licencias adecuadas (India, 1972). Los inventarios regulares de población son realizadas como parte del proyecto Encuesta Zoológica de India 'Diversidad de Fauna de la Reserva de la Biosfera de la Isla Gran Nicobar' (AC CITES de India, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013). La especie también se encuentra en dos áreas protegidas, los Parques Nacionales de la Bahía Campbell y Galatea en la Isla Gran Nicobar (AC CITES de India, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

#### INDONESIA

**Distribución en el País Evaluado:** Se considera que *M. fascicularis* está extendida en Indonesia (Fooden, 1995; Brandon-Jones *et al.*, 2004; Kemp, 2007; Eudey, 2008). *M. f. fascicularis* se encuentra en Sumatra, Borneo y Java (Fooden, 1995; Mittermeier *et al.*, 2013), y las islas adyacentes, incluyendo a Lingga, Bangka-Belitung y Batu (AA CITES y AC de Indonesia, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013). *M. f. karimondjiwae* es encontrada en las islas de Karimunjava y Kemujan a lo largo de la costa norcentral de Java (Fooden, 1995; Afendi *et al.*, 2011; Gumert, 2011); *M. f. fuscus* se encuentra en la isla Simeulue (cerca de la costa

occidental del norte de Sumatra) (Fooden, 1995; Gumert, 2011); y *M. f. lasiae* se encuentra en la isla de Lasia (Pulau Lasia, cerca de la costa occidental del norte de Sumatra) (Gumert, 2011).

Se informó que las poblaciones introducidas de *M. fascicularis* se encontraban en Papúa Occidental y la isla Tinjil (al sur de Java), donde la especie fue introducida intencionalmente en 1988-1991 (Kemp, 2007; Gumert, 2011); también se informó que en Sulawesi se encontró una población posiblemente introducida (Gumert, 2011).

La AA CITES y AC de Indonesia (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) reconoció varias subespecies locales: *M. f. baweana* en la isla Bawean (cerca de la costa de Java), *M. f. limitis* en Timor (Provincia de Nusa Tenggara Oriente), *M. f. mordax* en Java y Bali, *M. f. phaeura* en la isla Nias (cerca de la costa occidental de Sumatra), *M. f. pumila* en la isla Natuna (cerca de la costa noroccidental de Borneo) y *M. f. sublimitis* en las islas de Lombok, Sumbawa, Flores y Kambing de la cadena de islas Sunda Menores.

**Tendencias y estatus de la población:** Las AA y AC CITES de Indonesia (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) consideró que *M. fascicularis* es común, con aumentos de población en algunas áreas debido a la conversión de los bosques forestales y la propensión de la especie a hábitats alterados, y Wolfheim (1983) consideró que las especies eran localmente abundantes. Los inventarios de la población realizados en Bali en 2009 indicaron una tendencia al aumento de la población (Brotcorne *et al.*, 2011; Fuentes *et al.*, 2011). Southwick y Siddiqi (2011) también registraron una tendencia en el incremento de su población en el bosque Ubud en Bali. Sin embargo, Kyes *et al.* (2011) observaron que a pesar de la presunta alta abundancia, había pocos estimativos recientes de la población. Con base en un inventario de una semana y de entrevistas realizadas en 2009 en Java, Kyes *et al.* (2011) encontraron que la especie estaba distribuida heterogéneamente.

Las AA y AC CITES de Indonesia (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) resumió los estimativos de población con base en encuestas locales, incluyendo 5800 individuos registrados Java Occidental (densidad de cinco individuos/ha), 4000 en Java Central (tres individuos/ha), 3970 en Yogyakarta (tres individuos/ha), 2130 en tres poblaciones de Sumatra Occidental, 2624 en cinco poblaciones de Sumatra Sur, 1200 en tres poblaciones de la Provincia Bengkulu (Sumatra suroccidental) (Wirdateti *et al.*, 2007; Suyanto *et al.*, 2007 en AA y AC CITES de Indonesia, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) y 2000 en las poblaciones introducidas de la isla Tinjil (Perwitasari-Farajallah *et al.*, 2010). Además, se registraron en Bali, Alas Kedaton, isla Lombok y el Parque Nacional Kerinci Seblat (Sumatra) poblaciones de < 1000 individuos con densidades registradas de 1-31 individuos/ha (AA y AC CITES de Indonesia, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013, y sus referencias).

Afendi *et al.* (2011) llevaron a cabo en 2008 entrevistas y encuestas en la isla Karimunjawa, estimando que el tamaño de la población de *M. f. karimondjiwae* estaba “bien por debajo de 1000 individuos, y muy posiblemente más pequeña de 500” y sugirieron que el estatus de la Lista Roja de Datos Insuficientes debería ser actualizada (Afendi *et al.*, 2011). BUAV (2009) señalaron preocupaciones sobre la confiabilidad de los inventarios.

**Amenazas:** Se consideró que el comercio doméstico como mascotas era la amenaza principal para los primates indonesios (Malone *et al.*, 2003; Shepherd, 2010). Con base en los inventarios del mercado, se informó que *M. fascicularis* estaba normalmente disponible a un precio bajo (Malone *et al.*, 2003; Shepherd *et al.*, 2004; Shepherd, 2010). El impacto en las poblaciones silvestres fue visto como significativo, debido a que la mayoría de los ejemplares infantiles o jóvenes en el comercio fueron capturados matando a la madre y tenían una alta mortalidad en cautiverio (Malone *et al.*, 2003; Geissmann *et al.*, 2006).



La pérdida del hábitat fue visto como una amenaza significativa (Eudey, 2008; Marchal y Hill, 2009; Yanuar *et al.*, 2009). Afendi *et al.* (2011) informó un conflicto significativo entre humanos-macacos alrededor del parque nacional marino en la isla de Karimunjawa, y Kyes *et al.* (2011) informó un conflicto extendido con humanos en Java. También la especie fue, según se dice, matada en Bali como una plaga para los cultivos (Fuentes *et al.*, 2011), y cazada como alimento en Bali y Borneo (Bonadio, 2000; Fuentes *et al.*, 2011).

Las AA y AC CITES de Indonesia (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) consideraron como “muy limitada” la extracción de la vida silvestre para el comercio de exportación sin impactos significativos para la población. Sin embargo, Mittermeier *et al.* (2013) informaron que las cuotas de capturas para propósitos de investigación doméstica así como para exportación habían sido incrementadas como resultado del conflicto humano-macaco. Yanuar *et al.* (2009) consideraron la captura para exportación como una amenaza significativa en Sumatra.

**Comercio:** Se han recibido desde Indonesia los informes anuales de la CITES para todos los años 2002-2011. Indonesia publicó las cuotas de exportación para *M. Fascicularis* vivos, no-productivos cada año 1998-2001; la cuota aplicó a los animales criados en cautiverio (fuente C) solamente entre 1998 y 2000 y a los animales de procedencia silvestre solamente en 2001. En 2002, se registró una cuota como estando ‘en preparación’, y en 2009 se publicó un cupo de cero exportación para los *M. fascicularis* de procedencia silvestre. De acuerdo a la información en la Base de Datos de Comercio CITES, no se informó en 2009 comercio directo de *M. fascicularis* de procedencia silvestre desde Indonesia u otros países de importación.

Las exportaciones directas de *M. fascicularis* desde Indonesia durante 2002-2012 consistieron principalmente de animales vivos de fuente F y especímenes comercializados con fines comerciales, científicos y médicos (Tabla 2). La AA de Indonesia (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) confirmó que se declararon especímenes vivos como criados en cautiverio por Indonesia en 2010 pueden haber estado compuestos de especímenes fuente F. El principal país de importador fue Estados Unidos. El comercio de animales vivos ha disminuido cada año desde 2009, mientras que el comercio en especímenes aumentó considerablemente en 2010 pero declinó posteriormente. Las AA y AC CITES de Indonesia (2013, *in litt.* a UNEP-WCMC) confirmaron la tendencia decreciente del comercio de animales vivos, e informaron que las exportaciones reales en 2012 estaban compuestas de 20 individuos.

El comercio indirecto de *M. fascicularis* originarios de Indonesia en 2002-2012 consistió de especímenes C, F y W comercializados principalmente con fines científicos, médicos y comerciales.

**Tabla 2. Exportaciones directas de *Macaca fascicularis* desde Indonesia (excluyendo las combinaciones término/ unidad comercializadas en cantidades totalizando <5 unidades), 2002-2011. El comercio fue principalmente declarado con el código de propósito M, S o T. (No se ha recibido el informe anual de Indonesia para 2012; no se reportó comercio en 2012; las cantidades han sido redondeadas al primer decimal, donde aplique).**

Término	Unidad	Fuente	Informado por	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	Total		
vivos	-	W	Importador	240										240		
			Exportador	4	4										8	
		C	Importador	1284	1017	520	600	738	1789	234					6182	
			Exportador										1587			1587
		F	Importador	357	1441	1184	2309	2431	1511	3234	2540	1372	576		1695	
			Exportador	3134	1370	2460	3127	2981	5211	4157	2156			1391	7	2598
		U	Importador	350											350	
			Exportador													
	especímenes (incluyendo derivados)	kg	F	Importador	36.3										36.3	
				Exportador								0.2				0.2
			F	Importador	0.2				0.3							0.5
				Exportador								0.6		26.7		27.3
		W	Importador	2		300	381	250	940				1100		2973	
			Exportador	200		137	90		140	350					917	
		C	Importador	110			5	464							579	
			Exportador			1700							8121		9821	
		F	Importador	6		572	4	469		120	1504	4787	2935		1039	
			Exportador	410	1736	1732	3662	1970	2410	1720	2418			1100	7	
		I	Importador				350								1715	
			Exportador												8	
														350		

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, UNEP-World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, Reino Unido

**Gestión:** La caza sin licencia y el comercio doméstico de *M. fascicularis* para mascotas es ilegal (Shepherd, 2010); sin embargo, se consideró insuficiente la aplicación de las normas de primates (Geissmann *et al.*, 2006; Shepherd, 2010). La exportación de especímenes de procedencia silvestre ha estado prohibida desde 1994, bajo el Decreto No. 03/Kpts/DJ-VI/1994 (AA y AC CITES de Indonesia en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013), siguiendo las recomendaciones del Comité de Fauna de conformidad con la Resolución Conf. 8.9 (Doc. 11.41.1 Anexo 2). Las AA y AC CITES de Indonesia (2013, en *litt.* a UNEP-WCMC) informaron que la extracción silvestre tan sólo fue permitida para reabastecer las poblaciones de crías en cautiverio, y se limitaron las exportaciones de *M. fascicularis* de especímenes procedentes de operaciones de “cría en cautiverio”.

La Autoridad Administrativa (Dirección General de Protección Forestal y Conservación de la Naturaleza, PHKA) emitió el cupo de extracción para individuos de origen silvestre capturados para crianza en cautiverio, de conformidad con las recomendaciones hechas por la AC CITES (Instituto Indonesio de Ciencias, LIPI) (Santosa *et al.*, 2012). La AA CITES de Indonesia (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) informó que expertos de organizaciones de investigación, universidades y ONG estaban involucrados en la fijación de cuotas provinciales, y que la información disponible sobre biología y distribución, uso general de la tierra y amenazas específicas del área fueron utilizadas para determinar los niveles permisibles de extracción. La AA y AC CITES de Indonesia (2013, en *litt.* a UNEP-WCMC) informó que los números reales capturados del medio silvestre son significativamente inferiores a las cuotas y que no se han capturado individuos silvestres entre 2010 y 2012

(Tabla 3). Sin embargo, surgieron preocupaciones sobre la administración de las cuotas de manejo (BUAV, 2009; Santosa *et al.*, 2012).

**Tabla 3. Cuotas de extracción del medio silvestre y número de individuos de *Macaca fascicularis* extraídos del medio silvestre en Indonesia para propósitos de cría en cautiverio (fuente: Santosa *et al.*, 2012; AA y AC CITES de Indonesia, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013; AA CITES de Indonesia, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013).**

Año	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
<b>Cuota</b>	2000	2000	4100	5100	15100	5000	50001	0*	0*
<b>No. de animales extraídos</b>	0	200	344	0	886	0	0	0	0

\* Cuota no disponible

Las AA y AC CITES de Indonesia (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) informó que se utiliza un sistema de apreciación, Producción Máxima Estimada (PME), para monitorear las operaciones con licencia de cría en cautiverio. La PME es estimada en base al número de reproductores adultos y la capacidad reproductiva estimada, y los estimativos son posteriormente revisados por la AA CITES (AA y AC CITES de Indonesia en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013). Se informó que el plan total combinado de producción de las ocho compañías con licencia para 2013 era de 8.341 individuos (AA y AC CITES de Indonesia en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

Se consideró que muchas de las instalaciones de criaderos carecían de la capacidad para producir crías de segunda generación (SSN, 2011), y se planteó la preocupación sobre el contrabando de individuos silvestres capturados (Foley y Shepherd, 2011). Sin embargo, más recientemente la AA y AC de Indonesia (2013, *in litt.* a UNEP-WCMC) confirmaron que se está utilizando el marcado con tatuaje para identificar a los individuos criados en cautiverio.

Los especímenes producidos en las islas indonesias, en particular Tinjil, son exportados bajo códigos de fuentes C y F, aunque se observó que ellos no se originan en un “ambiente controlado” como se define bajo CITES Res. 10.16 (Rev.) (SSN Primate Working Group, 2012). La AA de Indonesia (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) confirmó que los individuos eran principalmente exportados bajo la fuente F desde la Isla Tinjil. Según se dice, la población fue introducida originalmente para suplir la demanda para el comercio de laboratorio, y aumentó en importancia después de la prohibición de la exportación en 1994 de individuos capturados de origen silvestre (Gumert, 2011). Las poblaciones de la Isla Tinjil se consideraron estaban manejados de forma sostenible (Gumert, 2011), y para “maximizar la salud y bienestar de los animales” (Crockett *et al.*, 1996). Para monitorear a estas poblaciones se llevan a cabo censos con regularidad, y se informa que se introdujeron individuos adicionales para mejorar la genética de la reproducción (AA y AC CITES de Indonesia *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

Se informó que la especie se encuentra en “bajas densidades” en el Parque Nacional Kerinci-Seblat en Sumatra (Yanuar *et al.*, 2009). en Bali, se consideró que algunas poblaciones, en lugares de templos culturalmente importantes, estaban protegidas (Gumert, 2011).

REPÚBLICA DEMOCRÁTICA POPULAR LAO

**Distribución en el País Evaluado:** *M. fascicularis* se encuentra en el sur de RDP Lao (Fooden, 1995; Duckworth *et al.*, 1999; Brandon-Jones *et al.*, 2004; Kemp, 2007; Hamada *et al.*, 2010; Gumert, 2011; MitTermeier *et al.*, 2013), donde sus habitantes estaban restringidos a bosques ribereños y secundarios (Y. Hamada, com. pers. a UNEP-WCMC, 2013). Se consideró extendida en los drenajes de Xe Kong y bajo Mekong (Duckworth *et al.*, 1999). Con base en

los inventarios realizados en 2005, 2007 y 2008, se registró la especie en las provincias de Attapeu (suroriente RDP Lao) y Champasak (suroccidente RDP Lao) y en los tributarios del río Mekong (Hamada *et al.*, 2011). Sin embargo, no fue registrada en los inventarios de primates realizadas en el norte de RDP Lao en 2006 (Hamada *et al.*, 2007). Timmins (2008) describió la distribución en RDP Lao como “naturalmente pequeña”.

**Tendencias y estatus de la población:** *M. fascicularis* fue clasificada como ‘Potencialmente en Riesgo’ (incluyendo la especie que se sospecha está en riesgo pero con información insuficiente, y especie en o cerca de estar en riesgo) en RDP Lao (Duckworth *et al.*, 1999). Hamada *et al.* (2011) utilizaron los estimativos disponibles de hábitat y densidades registradas en las poblaciones adyacentes en Tailandia para sugerir que el tamaño total de la población en el país estaba entre 420 y 4200 individuos, colocando a la especie “potencialmente bajo la amenaza de extinción”; un estimativo más reciente de Y. Hamada (com. pers. a UNEP-WCMC, 2013) establece el tamaño de la población en 3000-5000 individuos, con una tendencia a la disminución.

**Amenazas:** La pérdida del hábitat, la caza y captura para el comercio se consideraron como las principales amenazas (Hamada *et al.*, 2011; SSN Primate Working Group, 2012). Hamada *et al.* (2010) informó que la especie fue capturada de su estado silvestre en el sur de RDP Lao y transportada a granjas locales de cría para su exportación. Hamada *et al.* (2011) observaron que *M. fascicularis* estaba siendo criada en áreas más al norte de su distribución natural.

La especie no estaba registrada para ser vendida en los mercados locales de carne de animales silvestres en el sur de RDP Lao durante las visitas realizadas en 2005 y 2007-2008, lo cual indicaba que la caza para alimento no era una amenaza (Hamada *et al.*, 2011). Se informó que era perseguido en algunas áreas por considerarse una plaga para los cultivos (Hamada *et al.*, 2010).

**Comercio:** RDP Lao se hizo parte de la CITES en 2004; se han recibido los informes anuales CITES para los años 2006-2009. RDP Lao no ha publicado ninguna cuota de exportación CITES para *M. fascicularis*. Exportaciones directas de *M. fascicularis* desde RDP Lao 2002-2012 consistieron exclusivamente de animales vivos, la mayoría de los cuales fueron criados en cautiverio o de granjas y comercializados con fines comerciales (Tabla 4). Los principales países importadores fueron China y Viet Nam. El comercio de animales vivos ha mostrado un aumento global desde 2006; no hay información actualmente disponible para 2011 o 2012.

El comercio indirecto de *M. fascicularis* originándose en RDP Lao durante 2002-2012 consistió de animales vivos con fines comerciales, la mayoría de los cuales eran de origen silvestre.

La Unión Europea suspendió el comercio de *M. fascicularis* de origen silvestre de RDP Lao desde 1997 hasta 1999.

**Tabla 4. Exportaciones directas de *Macaca fascicularis* desde la República Democrática Popular Lao, 2004-2010. Todo el comercio fue de animales vivos y primordialmente con fines comerciales. (La República Democrática Popular Lao se hizo Parte de la CITES en 2004 y se han recibido informes anuales para los años 2006-2009; no se reportó comercio en 2002-2003 ó 2011-2012.)**

Fuente	Informado por	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	Total
W	Importador	5985	2000						7985
	Exportador								
R	Importador			1000	1000	720	6500		9220
	Exportador					6580	6900		13480
C	Importador				7500	2050	2000	4600	16150
	Exportador			2000	4850				6850
F	Importador						900		900
	Exportador								
-	Importador								
	Exportador						120		120

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, UNEP-World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, Reino Unido

Y. Hamada (com. pers. a UNEP-WCMC, 2013) informó sobre la evidencia anecdótica de números considerables de *M. fascicularis* siendo importados ilegalmente al país y números adicionales siendo exportados a Viet Nam. Hamada *et al.* (2010) también suministraron evidencia anecdótica de individuos capturados ilegalmente en templos y parques de ciudades en Tailandia para ser importados a las granjas de crianza en RDP Lao. Con base en las entrevistas de campo con propietarios o gerentes de instalaciones de crianza durante 2011-2012, BUAV (2012) informó la evidencia de importaciones no registradas desde Camboya, Tailandia y Malasia para suministro a colonias de cría. Las entrevistas han revelado que animales exportados desde RDP Lao a China fueron reexportados como siendo de origen chino. Eudey (2008) sugirió que el tráfico ilegal de *M. fascicularis* capturados en estado silvestre puede suceder entre RDP Lao, Camboya y Viet Nam, y BUAV (2012) presentó la evidencia anecdótica del comercio ilegal desde RDP Lao a Viet Nam.

**Gestión:** *Macaca* spp. Está incluida como una especie ‘manejada’ bajo la Categoría II (especie que es considerada importante económicamente y el uso de la cual es controlado) bajo las Normas de Áreas Nacionales de Conservación de Biodiversidad, Gestión: Acuático y Vida Silvestre (No. 0360/AF.2003) (República Democrática Popular Lao, 2003). La Ley de Vida Silvestre y Acuática de 2007 especifica que para la especie enumerada bajo la Categoría II, la caza es restringida o prohibida, y la captura con fines comerciales requiere permiso del Ministerio de Agricultura y Forestal (República Democrática Popular Lao, 2007). Y. Hamada (com. pers. a UNEP-WCMC, 2013) consideró que la administración de la especie es insuficientemente realizada en RDP Lao.

De acuerdo a Hamada *et al.* (2010), las instalaciones de los criaderos de *M. fascicularis* en RDP Lao pueden tener temporalmente a individuos capturados en el medio silvestre para ser reexportados vía Viet Nam y/o China. Durante las visitas realizadas a los criaderos de animales silvestres en las provincias de Bolikhamxay y Champasak en 2005 y 2007-2008, Hamada *et al.* (2011) encontraron que no había infantes en las granjas, lo cual sugería que la reproducción en cautiverio no se estaba llevando a cabo; debido a las poblaciones limitadas en RDP Lao, se pensó que el origen de los especímenes capturados en el medio silvestre era Tailandia y/o Camboya. Se consideró que las cantidades exportadas desde RDP Lao eran “en exceso” de la capacidad de la población nacional y las instalaciones de los criaderos (Hamada *et al.*, 2011). Sin embargo, con base en visitas más recientes a los criaderos en febrero de 2013, A. Eudey (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) informó que dos granjas activas previamente habían desertado debido a la reducción de demanda en China.

El SSN (2011) expresó sus preocupaciones sobre la formulación de dictámenes de extracción no perjudicial para *M. fascicularis* en RDP Lao. El uso de un código fuente 'R' para la *M. fascicularis* desde RDP Lao se consideró inapropiada para los primates (SSN Primate Working Group, 2012).

*M. fascicularis* fue considerada "relativamente común localmente en Xe Pian NBCA (Área de Conservación Nacional de la Biodiversidad)" (Duckworth *et al.*, 1999). Timmins y Vongkhamheng (1996) la registraron en el Área de Conservación Nacional de la Biodiversidad de Xe Sap en la Provincia de Salavan (sur de RDP Lao).

#### MAURICIO

**Distribución en el País Evaluado:** La especie fue introducida a Mauricio (Kemp, 2007), presumiblemente hace más de 300 años (Gumert, 2011; Sussman *et al.*, 2011). Se consideró que las poblaciones centrales están en el área del Río (suroccidente de Mauricio), con complejos de población encontrados también en Port Louis (noroccidente de Mauricio) y Bambous (Mauricio occidental) (Sussman *et al.*, 2011).

**Tendencias y estado de la población:** Sussman *et al.* (2011) estimaron que el tamaño total de la población durante los 1980s y 1990s era de hasta 40.000 individuos, y Kemp y Burnett (2003) estimaron que el tamaño de la población en 2002 era de aproximadamente 60.000, anotando que la densidad de la población excedía en 32 individuos por km cuadrado y fue considerada "muy alta". Sin embargo, después de la captura intensiva para exportación, se registró una fuerte disminución en la población. (Padayatchy, 2011; Sussman *et al.*, 2011). Con base en encuestas preliminares realizadas en 2009, L. Guidi (2013, com. pers. a UNEP-WCMC) sugirió que el tamaño de la población puede estar por debajo de 10.000 individuos, aunque más recientemente puede haber aumentado el tamaño de la población. Satkoski Trask *et al.* (2013) informaron sobre un tamaño de población significativamente más alto estimado en 30.000- 40.000 animales en su medio natural y 40.000 individuos en dos centros locales de cría, con base en los censos realizados en 2006 y 2010.

**Amenazas:** *M. fascicularis* es considerada una plaga para los cultivos y una amenaza para la vida silvestre local (Kemp, 2007; DPIPWE, 2011; Gumert, 2011; Padayatchy, 2011; Sussman *et al.*, 2011), y es cazada como un animal fastidioso y como alimento (Padayatchy, 2011; Sussman *et al.*, 2011). De acuerdo a Lee y Priston (2005), debido al daño causado por la especie, "se ha considerado que la única forma efectiva para controlar el tamaño de la población y reducir el daño es la captura extensiva para el comercio biomédico". Padayatchy (2011) estimó que la captura anual de un máximo de 4.000 especímenes para la investigación biomédica durante 1985-2005 tuvo poco impacto sobre las poblaciones, sin embargo, los números exportados habían aumentado significativamente durante 2005-2008. Se informó que la captura para las industrias biomédicas habían nuevamente disminuido en 2009, principalmente como resultado de la crisis económica global (Padayatchy, 2011).

**Comercio:** Se han recibido los informes anuales CITES desde Mauricio para todos los años 2002-2011. Mauricio publicó las cuotas de exportación para *M. fascicularis* cada año 1997-1999; desde entonces no se han publicado cuotas. Las exportaciones directas de *M. fascicularis* desde Mauricio 2002-2012 consistieron principalmente en animales y especímenes vivos comercializados con fines científicos, médicos y comerciales, la mayoría de los cuales eran de origen F, con una notable proporción de origen silvestre (Tabla 5). Los principales países importadores fueron los Estados Unidos, el Reino Unido, Francia y España.

El comercio indirecto en *M. fascicularis* originario de Mauricio 2002-2012 estuvo compuesto especialmente especímenes C, F y W especímenes comercializados con fines científicos, médicos y comerciales.

Tabla 5. Exportaciones directas de *Macaca fascicularis* desde Mauricio (excluyendo las combinaciones término/ unidad comercializados en cantidades totalizando <20 unidades), 2002-2011. Se informó que el comercio fue principalmente con el código de propósito M, S o T. (El informe anual de Mauricio para 2012 aún no ha sido recibido; no se reportó comercio en 2012; las cantidades han sido redondeadas al primer decimal, donde aplique).

Término	Unidades	Fuente	Informado por	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	Total	
vivos	kg	F	Importador					200						200	
			Exportador												
	-	W	Importador	2125	2339	1292	1433	1191	732	538	840	518	209	11217	
			Exportador	2576	2200	2450	2169	1220	752	636	739	422	176	13340	
	C	Importador	Exportador	567	212	237	215	56	30	150	112	31	218	1828	
			Exportador	127	24	577	176	154	78	280	86	26	156	1684	
	F	Importador	Exportador	4607	6113	6881	7667	6205	5926	8069	6093	7047	6324	64932	
			Exportador	4427	5756	11615	7782	6541	6854	7728	5615	6615	6024	68957	
	-	Importador	Exportador		50		130	160	92		87			519	
			Exportador												
	especímenes	kg	W	Importador	2	2.6	33	0.1				14	20		71.7
				Exportador											
		L	W	Importador	0.1	0.7	0.3	15.6	0.4	2.5	0.3			0.5	20.3
				Exportador					0.1	2.5		2.8	0.9	393.7	400.0
F		Importador	Exportador	7.3	20.5	6.7	2.7	8.0	1.3	1.1	8.1	7.6	0.5	63.8	
			Exportador					5.1	3.3	2.5	16.6	5.7	3.0	36.2	
-		W	Importador	6	250	264	566	105	1	50	330	1154	1371	4097	
			Exportador	638	741	714	635	505	978	805	337	1660	25	7038	
C		Importador	Exportador				100				40	27	293	460	
			Exportador	315		2	28	67	6	2018		98	5	2539	
F		Importador	Exportador	14	559	716	880	2818	1408	52	5032	1894	100	13473	
			Exportador	9620	6130	5950	6323	5825	249	370	1325	140	293	36225	
I		Importador	Exportador	145							386	4		535	
			Exportador												

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, UNEP-World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, Reino Unido

**Gestión:** se informó *M. fascicularis* están siendo atrapados en áreas cultivadas y de conservación como una tentativa de control de la población (Kemp, 2007) y Sussman *et al.* (2011) señalaron que a pesar de la disminución de la población, hay "poco entusiasmo" para proteger a la especie.

El Fondo para la Conservación de Parques Nacionales de Mauricio fue declarado de financiarse con dinero de la "industria del macaco"; un impuesto de 100 dólares se recoge por cada ejemplar de *M. fascicularis* exportado y las empresas pagan cuotas anuales de captura (Padayatchy, 2011). BUAV (2011) ha planteado preocupaciones sobre insuficientes instalaciones de cría en Mauricio.

PALAO

**Distribución en el País evaluado:** Las poblaciones de *M. fascicularis* introducidas en Palaos es probable que fueran establecidas a principios de 1900 (Gumert, 2011; Wheatley, 2011). Las principales poblaciones establecidas se encuentran en la isla de Angaur (Ngeaur) (Kemp, 2007), pero la especie se registró también en otras islas, incluidas las islas de Rock, Peleliu, Koror y Airai en Badeldaob (Wheatley, 2011).

**Tendencias y estado de la población:** El tamaño de la población de Angaur ha sido estimado en poco menos de 1000 individuos (Wheatley, 2011). Gumert (2011) registró fluctuaciones en la población de entre 400 y 800 individuos como resultado de los intentos de erradicación y Kemp y Burnett (2003) observaron que la especie parecía haberse recuperado bien de los esfuerzos de erradicación.

**Amenazas:** Se ha informado que la especie es perseguida como una especie invasora y es cazada y capturada como mascota en Angaur (Kemp, 2007; Wheatley, 2011).

**Comercio:** Palaos empezó a formar parte de la CITES en 2004; Palaos no informó comercio de especies listadas en CITES en 2005 y presentó informes anuales CITES para los años 2007-2011. Palaos no ha publicado ninguna cuota de exportación para *M. fascicularis*. De acuerdo a la información en la Base de Datos de Comercio de CITES, el único comercio de *M. fascicularis* originario de Palaos informado en 2002-2012 consistió en un cuerpo exportado directamente a los Estados Unidos en 2008, sin especificación de fuente o propósito, informado solamente por Palaos.

**Gestión:** De acuerdo a Kemp (2007), *M. fascicularis* es considerada una peste por el gobierno de la isla de Angaur, y se han establecido los programas de erradicación (Wheatley, 2011).

#### FILIPINAS

**Distribución en el País Evaluado:** Se confirmó su presencia en Filipinas (Kemp, 2007; Gumert, 2011), con *M. f. philippinensis* ocupando principalmente las islas de occidente, norte y oriente (Fooden, 1995), y se encontró *M. f. fascicularis* en las islas centro-sur (Brandon-Jones *et al.*, 2004). Las dos subespecies se sobreponen en Mindanao oriental y las islas sur de Negros, donde también se informó se presentan fenotipos mixtos (Fooden, 1995; Gumert, 2011).

**Tendencias y estatus de la población:** Se informó que la especie era común en algunas áreas (Ong y Richardson, 2008; The Field Museum, 2010), aunque Gumert (2011) observó que no habían estimativos de población recientes disponibles y se notó una disminución en la población local.

*M. f. philippensis* fue clasificada como ‘Casi Amenazada’ con base en “algunas disminuciones debidas a la caza y pérdida del hábitat”, y se consideró que tenía una tendencia a la disminución de la población (Ong y Richardson, 2008).

**Amenazas:** La caza y la captura para investigación médica y como mascotas fueron consideradas como las principales amenazas (Ong y Richardson, 2008; The Field Museum, 2010; Gumert, 2011). El Examen de Comercio Significativo CITES en 1993 concluyó que la captura en Filipinas estaba “teniendo un efecto perjudicial sobre algunas poblaciones” (WCMC *et al.*, 1993). También se informó que la especie era capturada para propósitos medicinales en Filipinas (MitTermeier, 1987).

**Comercio:** Se han recibido los informes anuales CITES de Filipinas para los años 2002-2007 y 2009. Las Filipinas no han publicado ninguna cuota de exportación para *M. fascicularis*. Las exportaciones directas de *M. fascicularis* desde Filipinas 2002-2012 consistieron principalmente de animales vivos criados en cautiverio y especímenes comercializados con fines científicos y médicos; el comercio de animales vivos disminuyó durante todo el período de diez años (Tabla 6). Los principales países que importaron fueron los Estados Unidos y Japón.



El comercio indirecto en *M. fascicularis* que se originó en Filipinas durante 2002-2012 estaba compuesto principalmente de especímenes criados en cautiverio comercializados con fines científicos, médicos y comerciales.

**Tabla 6. Exportaciones directas de *Macaca fascicularis* desde Filipinas (excluyendo combinaciones término/unidad comercializadas en cantidades totalizando <50 unidades), 2002-2011. El comercio fue principalmente informado con el código de propósito M, S o T. (Aún no se han recibido los informes anuales de Filipinas para los años 2008, ó 2010-2012; no se informó ningún comercio en 2012; las cantidades han sido redondeadas al primer decimal, donde aplique).**

Término	Unidad	Fuente	Informado por	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	Total		
vivos	-	W	Importador	100										100		
			Exportador													
		C	Importador	1534	1692	1570	1766	1713	1992	1362	1108	1349	954		15040	
			Exportador	2676	1917	1485	1445	1628	2127		1244				2	
		U	Importador	80												80
			Exportador													
huesos	-	C	Importador					1						1		
			Exportador		1						99				100	
especímenes (incluyendo derivados)	kg	C	Importador	<0.1	1.8	181.6		130.8	1.3	0.1		24.6	7.4	347.4		
			Exportador		1.7						17.7				19.3	
	l	C	Importador	9.5	4.5	52.9	15.0	6.2	4.8	3.3	4.5	3.0	9.1	112.9		
			Exportador		166.6							7.8			174.4	
	-	W	Importador		1	100	48		343	151	297	148	472	1560		
			Exportador						3		1				4	
	-	C	Importador		970	993	2229	7192	3766	6481	2784	768	1059	3018	29260	
							1929			1571						4788
			Exportador		12670	193	5			5		8				1
													150	42	74	266
	I	Importador														
		Exportador														

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, UNEP-World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, Reino Unido

**Gestión:** Bajo la Orden Administrativa No 2004-15, *M. fascicularis* está incluida en la lista de fauna amenazada bajo la sección D, "Otras especies amenazadas" (Filipinas, 2004). La Sección 24 de la Ley de la República No. 9147 (Ley de Conservación y Protección de la Fauna y Flora Silvestre) prohíbe la extracción con fines científicos o de cría, los cuales requieren autorización y la Sección 26 prohíbe la posesión de especies amenazadas a menos que sea autorizada por un certificado y con capacidad comprobada financiera y técnica (Filipinas, 2001). La caza y negociación con fines comerciales están prohibidas bajo la Sección 27 (Filipinas, 2001). La exportación de especímenes capturados en el medio silvestre fue prohibida siguiendo las recomendaciones del Comité de Fauna de conformidad con la Resolución Conf. 8.9 (Doc. 11.41.1 Anexo 2).

El SSN (2011) expresó su preocupación sobre el fundamento de los dictámenes de extracción no perjudicial para *M. fascicularis* en Filipinas.

VIET NAM

**Distribución en el País Evaluado:** La subespecie *M. f. condorensis* es endémica de las islas Con Son y Hon Ba (costa suroriental de Viet Nam) (Son *et al.*, 2009; Mittermeier *et al.*, 2013). *M. f. fascicularis* se encuentra en el sur de Viet Nam (Brandon-Jones *et al.*, 2004; Gumert, 2011; Mittermeier *et al.*, 2013), hasta 16°30' N (Minh *et al.*, 2012). Con base en los inventarios realizados durante 2004-2008, Son *et al.* (2009) consideraron que el rango de distribución de la especie abarca desde la Montaña Son Tra (distrito de Da Nang en la costa sur central)

hasta la provincia de Ca Mau (extremo sur). Con base en los inventarios realizadas en Viet Nam central durante 2006-2010, Minh *et al.* (2012) informó que el rango de *M. fascicularis* alcanza la provincia de Quang Tri (costa norcentral) en el norte.

**Tendencias y estatus de la población:** El tamaño total de la población de *M. fascicularis* en Viet Nam fue considerado ser desconocido (T. Nadler, 2013, *in litt.* a UNEP-WCMC); sin embargo, La AA CITES de Viet Nam (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) estimó que había 30 subpoblaciones silvestres. Con base en los inventarios realizados en Viet Nam central durante 2006-2010, Minh *et al.* (2012) consideraron que la especie se encuentra en “alta frecuencia” en varias localidades. Con base en las entrevistas con los habitantes locales, Duc *et al.* (2010) informaron que era “bastante abundante” en la Reserva Nacional Ta Kou y las Montañas Ta Dang, y Quyet y Khoi (2010) lo consideraron como común en el Parque Nacional Phu Quoc y a lo largo de las islas Phu Quoc.

La AA CITES de Viet Nam (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) informó que estaba clasificada como de ‘Bajo Riesgo’ en el Libro Rojo de Datos de Viet Nam de 2007. Wolfheim (1983) consideró que tenía una tendencia a la disminución de la población, y La AA CITES de Viet Nam (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) informó una rápida disminución en la población desde 1975, pero observó que las poblaciones estaban aumentando en algunos parques nacionales.

El tamaño de la población de *M. f. condorensis* fue estimado de ser de aproximadamente 1.000 individuos, y la subespecie fue clasificada como ‘Vulnerable’ en la Lista Roja de la UICN, con la justificación “la población se estima en menos de 1.000 individuos en total (incluyendo los individuos maduros). Aunque el rango de esta subespecie es muy limitado la isla en la cual habitan es un parque nacional, y no hay amenazas obvias que conduzcan rápidamente a una disminución” (Ong y Richardson, 2008). Se consideró que la subespecie tiene una tendencia hacia la disminución de la población (Ong y Richardson, 2008).

**Amenazas:** La caza y comercio ilegal fueron considerados como las principales amenazas (Nadler *et al.*, 2007; Son *et al.*, 2009), y también se informó que estaban perseguidas como una peste para los cultivos (Duc *et al.*, 2010). Ong y Richardson (2008) informaron que las hembras estaban siendo capturadas para las instalaciones de los criaderos y los machos capturados en el medio silvestre eran exportados directamente para pruebas biomédicas. El SSN (Primate Working Group 2012) declaró que “la evidencia apunta a un comercio ilegal (y por tanto no registrado) de *M. fascicularis* capturados en el medio silvestre que es probable tengan un gran impacto sobre las poblaciones”.

La AA CITES de Viet Nam (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) considera la pérdida del hábitat como la principal amenaza para la especie.

**Comercio:** Se han recibido los informes anuales de la CITES de Viet Nam para todos los años 2002-2011. Viet Nam no ha publicado ninguna cuota de exportación para *M. fascicularis*. Las exportaciones directas de *M. fascicularis* desde Viet Nam 2002-2012 consistieron principalmente de especímenes y animales vivos comercializados con fines comerciales, científicos y médicos (Tabla 7). Según los datos del país importador, la mayoría de los especímenes fueron de origen silvestre, sin embargo, Viet Nam no informó la exportación de ningún espécimen de origen silvestre. El comercio en animales vivos disminuyó en total desde 2007 en adelante, mientras que el comercio de especímenes permaneció relativamente constante. El principal país importador fue Estados Unidos.

El comercio indirecto en *M. fascicularis* que procedente de Viet Nam 2002-2012 estuvo compuesto de especímenes criados en cautiverio comercializados con fines científicos, médicos y comerciales.

Eudey (2008) sugirió que el tráfico ilegal de *M. fascicularis* capturada en el medio silvestre puede ocurrir entre RDP Lao, Camboya y Viet Nam, y BUAV (2012) presentó evidencia anecdótica del comercio ilegal desde RDP Lao hasta Viet Nam. T. Nadler (2013, *in litt.* a UNEP-WCMC) consideró que la especie era “una de las de primates más común en el comercio ilegal” en Viet Nam. De acuerdo a la información de TRAFFIC (2010) sobre las confiscaciones y acciones judiciales durante 1997-2010, varios embarques de *M. fascicularis* transportados ilegalmente, que varían desde 61 hasta 147 individuos fueron confiscados siendo transportados durante 2006-2007; algunos de estos embarques, según se dice, estaban camino a China. Varios especímenes perecieron durante los envíos (TRAFFIC, 2010). TRAFFIC Asia Oriental informó sobre la exportación ilegal de 770 especímenes a China durante abril-mayo de 2002 (TRAFFIC y IUCN/SSC Programa de Comercio de Vida silvestre, 2004). La AA CITES de Viet Nam (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) confirmó que la especie había sido por lo general comerciada ilegalmente entre 2003-2008, pero observó que más recientemente, la especie era raramente encontrada en el comercio ilegal debido principalmente a la reducida demanda extranjera.

**Tabla 7. Exportaciones directas de *Macaca fascicularis* desde Viet Nam (excluyendo las combinaciones término/ unidad comercializadas en cantidades totalizando <20 unidades), 2002-2011. El comercio fue principalmente informado con el código de propósito M, S o T. (Aún no se han recibido los informes anuales de Viet Nam para 2012; no se reportó comercio en 2012.)**

Término	Fuente	Informado por	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	Total	
vivos	W	Importador		3000	1400								4400	
		Exportador				500							500	
	R	Importador												
		Exportador				180								180
	C	Importador	4980	3503	4229	5642	8473	6922	5662	5647	4246	2185		51489
		Exportador	4584	5766	6361	5731	10134	7154	8082	6620	5843	1922		62197
F	Importador				760			790	2420	1200			5170	
	Exportador				1190	1690	790						3670	
especímenes (incluyendo derivados)	W	Importador	8000	7528	8247	5143	3972	5160	4852	6175	3993	2848		55918
		Exportador												
	C	Importador	2740						1386	3256	2922	5610	3648	19562
		Exportador		21300	19800	47900		19800	15400	20385	19200	18710	28200	210695

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, UNEP-World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, Reino Unido

**Gestión:** *M. fascicularis* está incluida en la categoría II B (“restringida su explotación y uso con fines comerciales”, incluyendo “animales de valor científico o ambiental o alto valor económico, con pequeñas poblaciones en la naturaleza o en peligro de extinción”) bajo el Decreto 32/2006/ND-CP sobre la administración de Especies en Peligro, Preciosas y Raras de Plantas y Animales Forestales (Viet Nam, 2006). El Artículo 6 de la Ley prohíbe la caza y captura, con excepción de la captura para propósitos de cría o investigación científica, y el Artículo 9 prohíbe el comercio de especímenes silvestres, pero permite el comercio de los especímenes criados en cautiverio y confiscados que no pueden ser liberados al medio silvestre (Viet Nam, 2006). La AA CITES de Viet Nam (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) confirmó que la exportación de *M. fascicularis* de origen silvestre está prohibida en Viet Nam. Sin embargo, Hang (2010) informó que con frecuencia se informaban delitos relacionados con la captura y posesión ilegal de *Macaca* spp.

Las instalaciones para la crianza en cautiverio requieren su registro de acuerdo al Decreto No. 82/2006/ND-CP (Ha *et al.*, 2007). Thomson (2008) informó que la Autoridad Científica CITES realiza inspecciones anuales a las instalaciones de criaderos en cautiverio registrados en el Departamento de Protección Forestal vietnamita. Sin embargo, se sugirió que muchas

de las instalaciones de criaderos pueden depender de los individuos capturados en el medio silvestre y carecen de la capacidad para producir crías de segunda generación (SSN, 2011). Ha *et al.* (2007) informaron que los reproductores habían sido importados de RDP Lao y Camboya, indicando que las instalaciones locales de los criaderos no tienen la capacidad para satisfacer la demanda local. T. Nadler (2013, *in litt.* a UNEP-WCMC) informó que los especímenes son introducidos de contrabando desde Camboya a las instalaciones de los criaderos vietnamenses, desde donde son exportados como criados en cautiverio.

La AA CITES de Viet Nam (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) informó que la mayoría de las subpoblaciones de *M. fascicularis* se encuentran dentro de las áreas protegidas. Duc *et al.* (2010) declararon que la especie se encontraba en la Reserva Natural Ta Kou en la costa sur central de Viet Nam, e igualmente fue registrado en los inventarios realizados en 2003 en el Parque Nacional de la Isla de Phu Quoc (costa sur) (Abramov *et al.*, 2007). Son *et al.* (2008) registraron *M. f. condorensis* en al menos diez localidades en el parque nacional de Con Dao. Nadler (2010) observó que los especímenes confiscados eran por lo general liberados en las áreas protegidas, y se informó que las poblaciones introducidas se encontraban en el medio natural de la especie en los Parques Nacionales de Cat Ba y Pu Mat y la Reserva Natural de Pu Luong (Nadler *et al.*, 2007; Son *et al.*, 2009; Nadler, 2010).

#### **D. Problemas identificados que no están relacionados con la implementación del Artículo IV, párrafos 2 (a), 3 o 6 (a)**

Se informó que el comercio ilegal era motivo de preocupación en Camboya, RDP Lao y Viet Nam. También se plantearon preocupaciones sobre la dependencia de reproductores silvestres por parte de las instalaciones crianza en cautiverio, y la exportación de especímenes silvestres como criados en cautiverio desde Camboya (BUAV, 2008; Eudey, 2008; Eudey, 2009b; Lee, 2011; SSN Primate Working Group, 2012), Indonesia (Foley y Shepherd, 2011; SSN Primate Working Group, 2012), RDP Lao (SSN, 2011; BUAV, 2012), Filipinas, y Viet Nam (Foley y Shepherd, 2011).

Aún no se han recibido los informes anuales CITES desde India para 2011, RDP Lao para 2005 ó 2010-2011, Palaos para 2006 o Filipinas para 2008 ó 2010-2011.

## E. Referencias

- Abramov, A. V, Kalinin, A. A. y Morozov, P. N. 2007. Mammal survey on Phu Quoc Island, southern Vietnam. *Mammalia*, 71 (1-2), p.40–46.
- Afendi, N., Rachmawan, D. y Gumert, M. D. 2011. The long-tailed macaques of Karimunjawa (*Macaca fascicularis karimondjiwae*): A small and isolated island subspecies threatened by human-macaque conflict. En: Gumert, M. D., Fuentes, A. y Jones-Engel, L. (eds.), *Monkeys on the edge. Ecology and management of Long-tailed macaques and their interface with humans*, Cambridge, RU: Cambridge University Press, p.12–14.
- Autoridad Administrativa CITES de Camboya. 2007. Autoridad Administrativa CITES de Camboya, com. pers. a Eudey, 2007.
- Autoridad Administrativa CITES de Camboya. 2013. Autoridad Administrativa CITES de Camboya, *in litt.* a UNEP-WCMC, 04/09/2013.
- Autoridad Administrativa CITES de Indonesia. 2013. Autoridad Administrativa CITES de Indonesia, *in litt.* a UNEP-WCMC, 01/10/2013.
- Autoridad Administrativa CITES de Viet Nam. 2013. Autoridad Administrativa CITES de Viet Nam, *in litt.* a UNEP-WCMC, 01/02/2013.
- Autoridad Administrativa y Científica CITES de Indonesia. 2013. Autoridad Administrativa y Científica CITES de Indonesia, *in litt.* a UNEP-WCMC, 16/04/2013.
- Autoridad Científica CITES de India. 2013. Autoridad Científica CITES de, *in litt.* a UNEP-WCMC, 20/02/2013.
- BirdLife International. 2012. *The biodiversity of the proposed Western Siem Pang Protected Forest, Stung Treng Province, Cambodia*. Phnom Penh, Cambodia: BirdLife International Cambodia Programme.
- Bonadio, C. 2000. *Macaca fascicularis*: long-tailed macaque. *Animal Diversity Web*. [En línea]. Disponible en: [http://animaldiversity.ummz.umich.edu/accounts/Macaca\\_fascicularis/](http://animaldiversity.ummz.umich.edu/accounts/Macaca_fascicularis/) [Descargado: Marzo 1, 2013].
- Brandon-Jones, D., Eudey, A. A., Geissmann, T., Groves, C. P., Melnick, D. J., Morales, J. C., Shekelle, M. y Stewart, C.-B. 2004. Asian primate classification. *International Journal of Primatology*, 25 (1), p.97–164.
- Brotcorne, F., Wandia, I. N., Rompis, A. L. T., Soma, I. G., Suartha, I. N. y Hunyen, M. C. 2011. Recent demographic and behavioral data of *Macaca fascicularis* at Padangtegal, Bali, Indonesia. En: *The common monkey of Southeast Asia: Ecology and management of Long-tailed macaques and their interface with humans*, Cambridge, RU: Cambridge University Press.
- BUAV. 2008. *Cambodia: the trade in primates for research*. Londres, RU: The British Union for the Abolition of Vivisection.
- BUAV. 2009. *Indonesia: the trade in primates for research*. Londres, RU: The British Union for the Abolition of Vivisection.
- BUAV. 2011. *Mauritius: the trade in primates for research*. Londres, RU: The British Union for the Abolition of Vivisection.
- BUAV. 2012. *Field investigation: the trade in Macaca fascicularis in Laos*. Londres, RU: The British Union for the Abolition of Vivisection.
- Camboya. 2002a. *Prakas on Classification and List of Wildlife Species. Reference to the Law on Forestry (2002), Chapter 10, Conservation of Wildlife*.
- Camboya. 2002b. *Preah Reach Kram - Cambodia Law on Forestry (2002), NS/RKM/0802/016*.
- Campbell, I. C., Poole, C., Giesen, W. y Valbo-Jorgensen, J. 2006. Species diversity and ecology of Tonlé Sap Great Lake, Cambodia. *Aquatic Sciences*, 68 (3), p.355–373.
- Cawthon Lang, K. A. 2006. Primate factsheets: Long-tailed macaque (*Macaca fascicularis*) taxonomy, morphology & ecology. *Primate Info Net*. [En línea]. Disponible en: [http://pin.primat.wisc.edu/factsheets/entry/long-tailed\\_macaque](http://pin.primat.wisc.edu/factsheets/entry/long-tailed_macaque) [Descargado: Marzo 1, 2013].
- Crockett, C. M., Kyes, R. C. y Sajuthi, D. 1996. Modeling managed monkey populations: sustainable harvest of longtailed macaques on a natural habitat island. *American Journal of Primatology*, 40, p.343–360.
- DPIPWE. 2011. *Pest risk assessment: Long-tailed macaque (Macaca fascicularis)*. Hobart, Tasmania: Department of Primary Industries, Parks, Water and Environment.

- Duc, H. M., Bang, T. Van, Covert, H. H., Truong, L. H. y Toan, T. Q. 2010. Conservation status of primates in Ta Kou Nature Reserve. En: Nadler, T., Rawson, B. M. y Thinh, V. N. (eds.), *Conservation of primates in Indochina*, Hanoi, Viet Nam: Frankfurt Zoological Society and Conservation International, p.91–98.
- Duckworth, J. W., Salter, R. E. y Khounboline, K. 1999. *Wildlife in Lao PDR: 1999 status report*. Vientiane, RDP de Lao: IUCN, Wildlife Conservation Society, Centre for Protected Areas and Watershed Management.
- Eudey, A. 2013. Ardith Eudey (IUCN/SSC Primate Specialist Group), *in litt.* a UNEP-WCMC, 28/06/2013.
- Eudey, A. A. 2008. The crab-eating macaque (*Macaca fascicularis*): widespread and rapidly declining. *Primate Conservation*, (23), p.129–132.
- Eudey, A. A. 2009a. *Report to the primate action fund*. Informe no publicado.
- Eudey, A. A. 2009b. *Where have all the monkeys gone? Gone to Pharma? The curious case of Cambodia*. IUCN/SSC Primate Specialist Group. Informe no publicado.
- Foley, K.-E. y Shepherd, C. R. 2011. Trade in long-tailed macaques (*Macaca fascicularis*). En: Gumert, M. D., Fuentes, A. y Jones-Engel, L. (eds.), *The common monkey of Southeast Asia: Ecology and management of Long-tailed macaques and their interface with humans*, Cambridge, RU: Cambridge University Press, p.20–23.
- Fooden, J. 1995. Systematic review of Southeast Asian longtail macaques, *Macaca fascicularis* (Raffles, [1821]). *Fieldiana Zoology*, (81), p.70–76.
- Fooden, J. 2006. Comparative review of Fascicularis-group species of Macaques (Primates: *Macaca*). *Fieldiana Zoology*, (107).
- Fuentes, A., Rompis, A. L. T., Arta Putra, I. G. A., Watiniasih, N. L., Suartha, N., Soma, I. G., Wandia, I. N., Harya Putra, I. D. K., Stephenson, R. y Selamet, W. 2011. Macaque behavior at the human-monkey interface: The activity and demography of semi-free-ranging *Macaca fascicularis* at Padangtegal, Bali, Indonesia. En: Gumert, M. D., Fuentes, A. y Jones-Engel, L. (eds.), *The common monkey of Southeast Asia: Ecology and management of Long-tailed macaques and their interface with humans*, Cambridge, RU: Cambridge University Press, p.159–179.
- Geissmann, T., Nijman, V. y Dallmann, R. 2006. The fate of diurnal primates in southern Sumatra. *Gibbon Journal*, (2), p.18–24.
- Guidi, L. 2013. Lisa Guidi (Washington University in St. Louis) com. pers. a UNEP-WCMC, 14/04/2013.
- Gumert, M. D. 2011. The common monkey of Southeast Asia: Long-tailed macaque populations, ethnophoresy, and their occurrence in human environments. En: Gumert, M. D., Fuentes, A. y Jones-Engel, L. (eds.), *Monkeys on the edge. Ecology and management of Long-tailed macaques and their interface with humans*, Cambridge, RU: Cambridge University Press, p.3–44.
- Gumert, M. D., Fuentes, A. y Jones-Engel, L. 2011. *Monkeys on the edge. Ecology and management of long-tailed macaques and their interface with humans*. Cambridge, RU: Cambridge University Press.
- Ha, N. M., Dung, V. Van, Song, N. Van, Thang, H. V. H. Van, Dung, N. H., Tuan, P. N., Hoa, T. T. y Canh, D. 2007. *Report on the review of Vietnam's wildlife trade policy*. Hanoi, Vietnam: CRES, FPD, UNEP, CITES, IUED.
- Hamada, Y. 2013. Yuzuru Hamada (Primate Research Institute, Kyoto, Japan), com. pers. a UNEP-WCMC, 13/07/2013.
- Hamada, Y., Kurita, H., Goto, S., Morimitsu, Y., Malaivijitnond, S., Pathonton, S., Pathontone, B., Kingsada, P., Vongsombath, C., Samouth, F. y Praxaysombath, B. 2010. Distribution and present status of Macaques in Lao PDR. En: Nadler, T., Rawson, B. M. y Thinh, V. N. (eds.), *Conservation of primates in Indochina*, Hanoi, Viet Nam: Frankfurt Zoological Society and Conservation International, p.27–42.
- Hamada, Y., Kurita, H., Goto, S., Morimitsu, Y., Malaivijitnond, S., Pathonton, S., Pathontone, B., Kingsada, P., Vongsombath, C., Samouth, F. y Praxaysombath, B. 2011. Distribution and present status of long-tailed macaques (*Macaca fascicularis*) in Laos and their ecological relationship with rhesus macaques (*Macaca mulatta*). En: Gumert, M. D., Fuentes, A. y Jones-Engel, L. (eds.), *The common monkey of Southeast Asia: Ecology and management of Long-tailed macaques and their interface with humans*, Cambridge, RU: Cambridge University Press, p.72–98.

- Hamada, Y., Malaivijitnond, S., Kingsada, P. y Bounnam, P. 2007. The distribution and present status of primates in the northern region of Lao PDR. *The Natural History Journal of Chulalongkorn University*, 7 (Octubre), p.161-191.
- Hang, T. T. 2010. Stopping the trade of Vietnam's primates: Experiences and cases from ENV's Wildlife Crime Unit. En: Nadler, T., Rawson, B. M. y Thinh, V. N. (eds.), *Conservation of primates in Indochina*, Hanoi, Viet Nam: Frankfurt Zoological Society and Conservation International, p.233-236.
- India. 1972. *The Wild Life (Protection) Act*, 1972.
- Jiang, Z., Meng, Z., Zeng, Y., Wu, Z. y Zhou, Z. 2007. CITES non-detrimental finding case study for the exporting crab-eating macaques (*Macaca fascicularis*) from China. Beijing, China: NDF Workshop Case Studies WG 5, p.1-14.
- Jones-Engel, L., Engel, G., Gumert, M. D. y Fuentes, A. 2011. Developing sustainable human-macaque communities. En: Gumert, M. D., Fuentes, A. y Jones-Engel, L. (eds.), *The common monkey of Southeast Asia: Ecology and management of Long-tailed macaques and their interface with humans*, Cambridge, RU: Cambridge University Press, p.295-306.
- Kemp, N. 2007. *Macaca fascicularis* (mammal). *The Global Invasive Species Database*. [En línea]. Disponible en: <http://www.issg.org/database/welcome/> [Descargado: 28 de febrero, 2013].
- Kemp, N. J. y Burnett, J. B. 2003. *Final report: A biodiversity risk assessment and recommendations for risk management of long-tailed macaques (Macaca fascicularis) in New Guinea*. Honolulu, Hawaii: Indo-Pacific Conservation Alliance.
- Kyes, R. C., Iskandar, E. y Pamungkas, J. 2011. Preliminary survey of the long-tailed macaques (*Macaca fascicularis*) on Java, Indonesia: Distribution and human-primate conflict. En: Gumert, M. D., Fuentes, A. y Jones-Engel, L. (eds.), *The common monkey of Southeast Asia: Ecology and management of Long-tailed macaques and their interface with humans*, Cambridge, RU: Cambridge University Press, p.65.
- Lee, B. P. Y.-H. 2011. A possible decline in populations of the long-tailed macaque (*Macaca fascicularis*) in northeastern Cambodia. En: Gumert, M. D., Fuentes, A. y Jones-Engel, L. (eds.), *The common monkey of Southeast Asia: Ecology and management of Long-tailed macaques and their interface with humans*, Cambridge, RU: Cambridge University Press, p.83-88.
- Lee, P. C. y Priston, N. E. C. 2005. Human attitudes to primates: perceptions of pests, conflict and consequences for primate conservation. En: Paterson, J. D. y Wallis, J. (eds.), *Commensalism and Conflict: The Human-Primate Interface*, Washington D.C., USA: American Society of Primatologists, p.1-23.
- Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S. y De Poorter, M. 2004. *100 of the world's worst invasive alien species: a selection from the Global Invasive Species Database*. Auckland, New Zealand: The Invasive Species Specialist Group (ISSG).
- Malone, N. M., Fuentes, A., Purnama, A. R. y Adi Putra, I. M. W. 2003. Displaced hylobatids: biological, cultural, and economic aspects of the primate trade in Jawa and Bali, Indonesia. *Tropical Biodiversity*, 8 (1), p.41-49.
- Marchal, V. y Hill, C. 2009. Primate crop-raiding: A study of local perceptions in four villages in north Sumatra, Indonesia. *Primate Conservation*, 24 (1), p.107-116.
- Mi San, A. y Hamada, Y. 2011. Distribution and current status of long-tailed macaques (*Macaca fascicularis aurea*) in Myanmar. En: Gumert, M. D., Fuentes, A. y Jones-Engel, L. (eds.), *The common monkey of Southeast Asia: Ecology and management of Long-tailed macaques and their interface with humans*, Cambridge, RU: Cambridge University Press, p.45-64.
- Minh, N. Van, Van, N. H. y Hamada, Y. 2012. Distribution of macaques (*Macaca* sp.) in central Vietnam and at the Central Highlands of Vietnam. *Vietnamese Journal of Primatology*, 2 (1), p.73-83.
- Mittermeier, R. 1987. Effects of hunting on rain forest primates. En: Marsh, C. y Mittermeier, R. A. (eds.), *Primate conservation in the tropical rainforest*, New York, USA: Alan R. Liss Inc., p.109-146.
- Mittermeier, R. A. 2008. R.A. Mittermeier, com. pers. a A. Eudey.
- Mittermeier, R. A., Rylands, A. B. y Wilson, D. E. 2013. *Handbook of the mammals of the world. Vol. 3 Primates*. Barcelona, España: Ediciones Lynx.
- Molur, S., Brandon-Jones, D., Dittus, W., Eudey, A., Kumar, A., Singh, M., Feeroz, M. M., Chalise, M., Priya, P. y Walker, S. 2003. *Status of south Asian primates: conservation assessment and*

- management plan (CAMP) workshop report*. Coimbatore, India: Zoo Outreach Organisation, CBSG-South Asia.
- Nadler, T. 2010. Status of Vietnamese primates - complements and revisions. En: Nadler, T., Rawson, B. M. y Thinh, V. N. (eds.), *Conservation of primates in Indochina*, Hanoi, Viet Nam: Frankfurt Zoological Society and Conservation International, p.3-12.
- Nadler, T. 2013. Tilo Nadler (Vietnam Country Representative of the Frankfurt Zoological Society, Director of the Endangered Primate Rescue Center, Vietnam) *in litt.* a UNEP-WCMC, 14/03/2013.
- Nadler, T., Thanh, V. N. y Streicher, U. 2007. Conservation status of Vietnamese primates. *Vietnamese Journal of Primatology*, 1 (1), p.7-26.
- Narasimmarajan, K. y Raghunathan, C. 2012. Status of long tailed macaque (*Macaca fascicularis umbrosa*) and conservation of the recovery population in Great Nicobar Island, India. *Wildlife Biology in Practice*, 8 (2), p.1-8.
- Nash, S. V. 1997. *Fin, feather, scale and skin: observations on the wildlife trade in Lao PDR and Vietnam*. Petaling Jaya, Selangor, Malaysia: TRAFFIC Sudeste asiático.
- Ong, P. y Richardson, M. 2008. *Macaca fascicularis* (including ssp. *atriceps*, *aureus*, *condorensis*, *fascicularis*, *fuscus*, *karimondjawa*, *lasiae*, *philippensis*, *tua*, *umbrosus*). IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2. [En línea]. Disponible en: [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org) [Descargado: 5 de marzo, 2013].
- Padayatchy, N. 2011. The support of conservation programs through the biomedical usage of long-tailed macaques in Mauritius. En: Gumert, M. D., Fuentes, A. y Jones-Engel, L. (eds.), *The common monkey of Southeast Asia: Ecology and management of Long-tailed macaques and their interface with humans*, Cambridge, RU: Cambridge University Press, p.236-251.
- Perwitasari-Farajallah, D., Kyes, R. C. y Iskandar, E. 2010. Microsatellite DNA polymorphisms for colony management of long-tailed macaques (*Macaca fascicularis*) population on the Tinjil Island. *Biodiversitas*, 11 (2), p.55-58.
- Philippines. 2001. Republic Act No. 9147. *An Act providing for the conservation and protection of wildlife resources and their habitats, appropriating funds therefor and for other purposes*.
- Philippines. 2004. Administrative order No. 2004-15 *establishing the list of terrestrial threatened species and their categories, and the list of other wildlife species pursuant to Republic Act No. 9147, otherwise known as the Wildlife Resources Conservation and Protection*.
- Pollard, E., Clements, T., Hor, N. M., Ko, S. y Rawson, B. 2007. *Status and conservation of globally threatened primates in the Seima Biodiversity Conservation Area, Cambodia*. Phnom Penh, Cambodia: Wildlife Conservation Society.
- Prihadi, N. 2011. Dr Nandang Prihadi (Autoridad Administrativa CITES de Indonesia), *in litt.* a la Secretaría CITES, 27/10/2011.
- Quyêt, L. K. y Khoi, N. V. 2010. Preliminary survey on primates in Phu Quoc National Park, Kien Giang Province, Viet Nam. En: Nadler, T., Rawson, B. M. y Thinh, V. N. (eds.), *Conservation of primates in Indochina*, Hanoi, Viet Nam: Frankfurt Zoological Society and Conservation International, p.99-106.
- Rawson, B. M. 2010. The status of Cambodian primates. En: Nadler, T., Rawson, B. y Thinh, V. (eds.), *Conservation of primates in Indochina*, Hanoi, Viet Nam: Frankfurt Zoological Society and Conservation International, p.17-25.
- República Democrática Popular de Lao. 2003. *National biodiversity conservation areas, aquatic and wildlife management regulations*.
- República Democrática Popular de Lao. 2007. *Wildlife and Aquatic Law No 07/NA*.
- Santosa, Y., Kusmardiastuti, Kartono, A. P. y Rahman, D. A. 2012. Determination of long-tailed macaque's (*Macaca fascicularis*) harvesting quotas based on demographic parameters. *Biodiversitas*, 13 (2), p.79-85.
- Satkoski Trask, J., George, D., Houghton, P., Kanthaswamy, S. y Smith, D. G. 2013. Population and landscape genetics of an introduced species (*M. fascicularis*) on the island of Mauritius. Pinto, J. (ed.). *PLoS ONE*, 8 (1), p.e53001.
- Shek, C.-T. 2011. Management of nuisance macaques in Hong Kong. En: Gumert, M. D., Fuentes, A. y Jones-Engel, L. (eds.), *The common monkey of Southeast Asia: Ecology and management of Long-tailed macaques and their interface with humans*, Cambridge, RU: Cambridge University Press, p.297.



- Shepherd, C. R. 2010. Illegal primate trade in Indonesia exemplified by surveys carried out over a decade in North Sumatra. *Endangered Species Research*, 11 (3), p.201-205.
- Shepherd, C. R., Sukumaran, J. y Wich, S. A. 2004. *Open season: An analysis of the pet trade in Medan, Sumatra 1997-2001*. Petaling Jaya, Selangor, Malaysia: TRAFFIC Sudeste asiático.
- Singh, S. 2008. Contesting moralities: the politics of wildlife trade in Laos. *Journal of Political Ecology*, 15, p.1-20.
- Sivakumar, K. 2010. Impact of the tsunami (December, 2004) on the long tailed macaque of Nicobar Islands, India. *Hystrix*, 21 (1), p.35-42.
- Soma, I. G. y Wandia, I. N. 2009. The population dynamics of the Long Tail monkey (*Macaca fascicularis*). *Bulletin of the Veterinary Institute in Pulawy*, 2 (1).
- Son, V. D., Hamada, Y., Dung, P. T. y Son, L. H. 2008. Report on Con Son long-tailed macaques (*Macaca fascicularis condorensis*) at Con Dao National Park (abstract). En: *The 6th Conference of the Faculty of Animal Science and Veterinary Medicine, 2008*, Ciudad de Ho Chi Minh, Viet Nam: University of Agriculture and Forestry.
- Son, V., Malaivijitnond, S., Gotoh, S., Tri, C., Hung, N., Hoang, L., Trang, T. y Hamada, Y. 2009. Report on present distribution and status of macaques in Vietnam. *Laboratory Primate Newsletter*, 48 (1), p.10-14.
- Southwick, C. H. y Siddiqi, M. F. 2011. India's rhesus populations: Protectionism versus conservation management. En: Gumert, M. D., Fuentes, A. y Jones-Engel, L. (eds.), *The common monkey of Southeast Asia: Ecology and management of Long-tailed macaques and their interface with humans*, Cambridge, RU: Cambridge University Press, p.275-292.
- SSN Primate Working Group. 2012. *An update on the conservation status of and trade in the long-tailed macaque (Macaca fascicularis) in eleven countries of SE Asia*. Ginebra, Suiza: SSN. AC26 Inf. 3, CITES.
- SSN. 2011. *Selection of the long-tailed macaque (Macaca fascicularis) for inclusion in the Review of Significant Trade [Resolucion Conf. 12.8 (Rev. CoP13)]*.
- Sussman, R. W., Shaffer, C. A. y Guidi, L. 2011. *Macaca fascicularis* in Mauritius: Implications for macaque-human interactions and for future research on long-tailed macaques. En: Gumert, M. D., Fuentes, A. y Jones-Engel, L. (eds.), *The common monkey of Southeast Asia: Ecology and management of Long-tailed macaques and their interface with humans*, Cambridge, RU: Cambridge University Press, p.207-235.
- Suyanto, A., Gurmaya, K. J., Fitriana, Y. S., Priambodo, E., Riana, E. y Cahyadi, S. 2007. *Survei potensi monyet ekor panjang (Macaca fascicularis) di Sumatra untuk pemanfaatan dalam negeri (Laporan)*. Bogor, Indonesia: Indonesian Institute of Sciences.
- The Field Museum. 2010. *Macaca fascicularis*. *Synopsis of Philippine mammals*. [En línea]. Disponible en: [http://archive.fieldmuseum.org/philippine\\_mammals/species/SP\\_129.asp](http://archive.fieldmuseum.org/philippine_mammals/species/SP_129.asp) [Descargado: Marzo 1, 2013].
- Thomson, J. 2008. *Captive breeding of selected taxa in Cambodia and Viet Nam: A reference manual for farm operators and CITES Authorities*. Ha Noi, Viet Nam: TRAFFIC Southeast Asia, Greater Mekong Programme.
- Timmins, R. 2008. Large mammals. En: Bezuijen, M. R., Timmins, R. y Seng, T. (eds.), *Biological surveys of the Mekong River between Kratie and Stung Treng towns, northeast Cambodia, 2006-2007*, Phnom Penh, Cambodia: WWF Greater Mekong - Cambodia Country Programme, Cambodia Fisheries Administration and Cambodia Forestry Administration.
- Timmins, R. J. y Vongkhamheng, C. 1996. *A preliminary wildlife and habitat survey of Xe Sap National Biodiversity Conservation Area and mountains to the south, Salavan Province, Lao PDR*. Vientiane, Lao PDR: Wildlife Conservation Society.
- TRAFFIC y IUCN/SSC Wildlife Trade Programme. 2004. Taxa identified as possible candidates for inclusion in the Review of Significant Trade in specimens of Appendix-II species. En: *20th meeting of the CITES Animals Committee, Johannesburg (South Africa), 29 March - 2 April, 2004*, Geneva, Switzerland: AC20 Inf.12, CITES.
- TRAFFIC. 2010. *TRAFFIC Bulletin seizures and prosecutions, March 1997-December 2010*. Cambridge, RU: TRAFFIC International.
- Viet Nam. 2006. *Decree No. 32/2006/ND-CP of March 30, 2006, on Management of Endangered, Precious and Rare Forest Plants and Animals*.

- Walston, J., Davidson, P. y Soriyun, M. 2001. *A wildlife survey of southern Mondulakiri Province, Cambodia*. Phnom Penh, Cambodia: The Wildlife Conservation Society, Cambodia Program.
- Wandia, I. N., Suatha, I. K., Soma, I. G., Widyastut, S. K., Rompis, A. L. T. y Arjentinia, I. P. G. 2009. Vasektomi pada monyet ekor panjang (*Macaca fascicularis*) di lokasi wisata Sangeh. *Jurnal Udayana Mengabdi*, 8 (1).
- WCMC, IUCN/SSC and TRAFFIC. 1993. *Significant trade in wildlife: a review of selected animal species in CITES Appendix II*. Cambridge, UK: Draft report to the CITES Animals Committee.
- Wheatley, B. P. 2011. Ethnophoresy: The exotic macaques on Ngeaur Island, Republic of Palau. En: Gumert, M. D., Fuentes, A. y Jones-Engel, L. (eds.), *The common monkey of Southeast Asia: Ecology and management of Long-tailed macaques and their interface with humans*, Cambridge, RU: Cambridge University Press, p.252-272.
- Wilson, D. E. y Reeder, D. M. 2005. *Mammal species of the world - a taxonomic and geographic reference*. 3rd ed. Baltimore, USA: Johns Hopkins University Press, p.2142.
- Wiradateti, T. P., Nugraha and Suranto, M. T. 2007. *Survey Macaca fascicularis (Monyet ekor panjang) sebagai hama di beberapa wilayah Jabar, Jateng, dan Yogyakarta*. Bogor, Indonesia: Indonesian Institute of Sciences.
- Wolfheim, J. H. 1983. *Primates of the world: distribution, abundance and conservation*. Seattle y Londres: University of Washington Press.
- Yanuar, A., Chivers, D. J., Sugardjito, J., Martyr, D. J. y Holden, J. T. 2009. The population distribution of pig-tailed macaque (*Macaca nemestrina*) and long-tailed macaque (*Macaca fascicularis*) in West Central Sumatra, Indonesia. *Asian Primates Journal*, 1 (2), p.2-11.

**Psittacus erithacus (Linnaeus, 1758): Benín, República Centroafricana, Ghana, Nigeria, Togo, Uganda**

Psittacidae, Loro gris, loro gris africano

**Selección para Examen de Comercio Significativo**

*Psittacus erithacus* fue seleccionada como una especie prioritaria para la revisión (todos los Estados de su rango de distribución excepto aquellos sujetos recientemente a recomendaciones anteriores que estaban todavía en vigor, incluyendo Camerún, Congo, Costa de Marfil, la República Democrática del Congo (en lo sucesivo la RD del Congo), Guinea Ecuatorial, Guinea, Liberia y Sierra Leona) en la 25ª reunión de Comité de Fauna (Acta Resumida AC25) basándose en la información presentada en el AC25 Doc. 9.6. *P. erithacus* fue identificada como una especie con un umbral de alto volumen de comercio para ser una especie globalmente amenazada o casi amenazada en 2008 y 2009 (AC25 Doc 9.6).

*P. erithacus* fue identificada como una especie que presentó un umbral de volumen de comercio elevado para una especie amenazada o casi amenazada globalmente en 2008 y 2009 (AC25 Doc. 9.6).

En la 26ª reunión del CF, se habían recibido respuestas de Gabón, Guinea Bissau y la República Unida de Tanzania (AC26 Doc 12.3). Angola, Benín, República Centroafricana, Ghana, Kenya, Nigeria, Rwanda, Santo Tomé y Príncipe, Togo y Uganda fueron retenidos en el Examen (Acta Resumida AC26). Después de la 26ª reunión del CF, Angola, Kenya, Rwanda y Santo Tomé y Príncipe fueron eliminados del proceso sobre la base de prácticamente ningún intercambio comercial durante los últimos 10 años, con el acuerdo y en consulta con el CF.

**A. Resumen**

**Resumen de las recomendaciones para *Psittacus erithacus*.**

<b>Resumen general</b>		
<b>Estado del rango de distribución</b>	<b>Categoría provisional</b>	<b>Resumen</b>
		La población mundial ha sido estimada en 0.68-13 millones de individuos. Clasificada como Vulnerable en la Lista Roja de la UICN, con una tendencia poblacional decreciente. La captura para el comercio internacional de mascotas es considerada como la principal amenaza.
Benín	Preocupación Menor	Ningún intercambio comercial en especímenes de origen silvestre desde el año 2002. Parece no haber ninguna población natural en el país, por lo tanto, ha sido clasificada como de Preocupación Menor.
República Centroafricana	Preocupación Menor	Niveles relativamente altos del comercio de aves criadas en cautiverio registrados únicamente por los importadores. Muy bajos niveles de comercio de especímenes de origen silvestre con la excepción de 2005, cuando fueron comercializadas 800 aves. El estado poblacional no está claro, pero sobre la base del bajo comercio de especímenes de origen silvestre, ha sido clasificada como de Preocupación Menor, aunque continúan las preguntas no relacionadas con la aplicación del artículo IV, parágrafos 2 (a), 3 o 6 (a) permanecen.
Ghana	Preocupación Menor	Prácticamente no se ha registrado comercio internacional y está prohibida la exportación de loros. Aún se encuentra ampliamente distribuido localmente, aunque las poblaciones están

---

		severamente reducidas en la mayoría de las áreas. Por lo tanto, ha sido clasificada como de Preocupación Menor.
Nigeria	Preocupación Menor	Bajos niveles de comercio internacional de individuos reproducidos en cautiverio y prácticamente ningún comercio en individuos de origen silvestre debido a las suspensiones de comercio en Nigeria y según lo recomendado por el Comité Permanente 2005-2011. Nuevas leyes fueron promulgadas y la suspensión se levantó. Poblaciones severamente reducidas en la mayoría de las áreas. Sobre la base de los niveles de comercio hasta la fecha, clasificada como de Preocupación Menor, sin embargo cualquier comercio a futuro debe considerarse como de Posible Preocupación en ausencia de una base clara del dictamen de extracción no perjudicial.
Togo	Preocupación Menor	Niveles muy bajos de comercio internacional, principalmente de efectos personales, han continuado con Togo como país de origen. Población introducida, no considerada viable. Por lo tanto, clasificada como de Preocupación Menor, aunque continúan las preguntas no relacionadas con la implementación del Artículo IV, párrafos 2(a), 3 o 6 (a).
Uganda	Posible Preocupación	Niveles muy bajos de comercio internacional 2002-2011. Poblaciones aparentemente reducidas en número pero poca información reciente. Teniendo en cuenta que el estado de las poblaciones es desconocido, la base de los dictámenes de extracción perjudicial no está clara. Por lo tanto, clasificada como de Posible Preocupación.

---

## B. Generalidades de la especie

Nota taxonómica: La referencia estándar de CITES para aves (Dickinson, 2003) reconoce dos subespecies, *P. e. timneh* y *P. e. erithacus*, que BirdLife International (2013) trata como especies separadas.

**Biología:** *P. erithacus* es el loro más grande en África (Juniper y Parr, 1998). Es relativamente más abundante en bosque abierto en comparación con el bosque primario (Perrin, 2012) y en algunas zonas habita en manglares y bosques de Galería (Benson *et al.*, 1988). A veces se congrega en grandes bandadas para percharse (Benson *et al.*, 1988). Su dieta está compuesta principalmente de semillas, nueces y bayas (Serle *et al.*, 1977; Dändliker, 1992). El anidamiento ocurre generalmente en una cavidad del árbol (Perrin, 2012) y el tamaño de la nidada oscila entre uno a seis huevos, con un promedio de tres a cuatro (Dändliker, 1992). Los huevos eclosionan 30-37 días después de la colocación y los polluelos dejan el nido cerca de 80 días después de la eclosión; los jóvenes son independiente dos a cuatro semanas más tarde (Dändliker, 1992). Alcanza la madurez sexual a los tres o cuatro años de edad (Luft, 2007).

**Distribución general y estado:** La distribución de la subespecie *P. e. timneh* de África Occidental ha sido indicada de alcanzar desde Guinea-Bissau hasta el sur de Malí, Sierra Leona y al suroeste de Costa de Marfil, mientras que el rango más amplio de *P. e. erithacus* ha sido indicado de llegar desde el sureste de Costa de Marfil al este hasta Kenya y al sur hasta el norte de Angola, también abarca las islas de Santo Tomé y Príncipe (Dickinson 2003)

y Bioko (Guinea Ecuatorial) (BirdLife International, 2013) (Figura 2).



**Figura 2: Distribución global de *Psittacus erithacus* [*P. erithacus*] y *P. e. timneh* [*P. timneh*].** (Fuentes: BirdLife International y NatureServe 2012).

Borrow y Demey (2001) la consideran de común localmente a escasa. Gatter (1997) calculó dos pares de reproductores /km<sup>2</sup> de *P. e. timneh* en el bosque talado al norte de Zwedru (Liberia del sudeste) y McGowan (2001) proporciona estimaciones de 0.5-2.1 nidos/km<sup>2</sup> y 4.9-6.0 aves/km<sup>2</sup> en Nigeria. La población global *P. e. timneh* fue estimada en 120 100 - 259 000 aves, basándose en estas estimaciones de densidad (McGowan, 2001). BirdLife International (2013) realizó una "evaluación rápida" de 0,56-12.7 millones de

individuos de *P. e. erithacus*, usando estimaciones de densidades de 0.15-0.45 aves/km<sup>2</sup> (bosque semideciduo, incluyendo bosque deciduo) a 0.3-6.0 aves/km<sup>2</sup> (bosque siempreverde, incluyendo bosques pantanosos y manglares).

*P. e. erithacus* [como *P. erithacus*] y *P. e. timneh* [como *P. timneh*] fueron clasificados como Vulnerables en la Lista Roja de la UICN, debido a la alta presión puesta por la explotación para el comercio internacional, en combinación con la pérdida de hábitat contribuyendo a "descensos rápidos" en tres generaciones (47 años) (BirdLife International, 2012a, 2012b). BirdLife International (2013) considera una disminución de 30-49 por ciento de *P. (e.) timneh* en 47 años como un "cálculo conservador", y se observó que la [sub]-especie podría ser elevada de nivel en el futuro, si hay disponibles datos mejores (BirdLife International, 2012b). Ambas [sub]-especies han sido consideradas de presentar tendencias poblacionales decrecientes (BirdLife International, 2012a, 2012b) y se han registrado descensos poblacionales en varios Estados del rango de distribución (BirdLife International, 2013).

**Amenazas:** *P. erithacus* ha sido considerada como una de las aves mascotas más populares en Europa, Estados Unidos y el Medio Oriente, con aumento de la demanda en China (BirdLife International, 2012a), y se ha considerado que el comercio de aves vivas es la principal causa de disminución de la población (BirdLife International, 2013). Según un cálculo de BirdLife International (2013), el 21 por ciento de las poblaciones silvestres fueron explotadas anualmente para el comercio, y los niveles de exportación sostenible han sido calculados de ser aproximadamente el 10 por ciento de las exportaciones actuales (BirdLife International, 2006). La especie ha sido considerada particularmente vulnerable a la presión por captura, debido a su hábito de congregarse en bandadas para perchar, beber y frecuentar sitios para chupar minerales (BirdLife International, 2012a). En su informe sobre el estatus de *P. erithacus* preparado para la 22ª reunión del CF, BirdLife International (2006)

destacó que las cifras oficiales del comercio representaban los niveles mínimos de explotación, debido a la mortalidad en la captura y confinamiento antes de la exportación; en Camerún se registró una mortalidad de hasta el 90 por ciento antes del transporte internacional (F. Dowsett-Lemaire *in litt.* a BirdLife International, 2012).

Según una estimación de BirdLife International (2013), el 21 por ciento de la población silvestre se capturaba anualmente para el comercio, mientras que los niveles sostenibles de exportación fueron estimados en aproximadamente el 10 por ciento de las exportaciones actuales (BirdLife International, 2006).

La pérdida de hábitat también ha sido considerada de tener impactos significativos en las poblaciones silvestres (BirdLife International, 2013).

**Generalidades del comercio y la gestión:** *P. erithacus* fue incluido en el Apéndice II de CITES en 06/06/81, y ha sido objeto de tres Exámenes de Comercio Significativo anteriores. El primero, que tuvo lugar antes del establecimiento de un proceso de examen formalizado, determinó que el comercio en la especie era un "problema posible" (Inskipp *et al.*, 1988). El segundo fue terminado en 1992 bajo la fase I del proceso establecido mediante la Resolución Conf. 8,9 y concluyó que "el impacto de los niveles actuales de comercio y/o el estado de conservación de la especie es insuficientemente conocido" (WCMC y IUCN/SSC Grupo Especialista de Comercio /Trade Specialist Group, 1992). Basado en la información proporcionada, el CF formuló recomendaciones para cinco Partes en su séptima reunión, y posteriormente éstas fueron comunicadas a las Partes interesadas (Camerún, Costa de Marfil, Guinea, Liberia y Togo) en junio de 1992 (AC.8.10, AC.8.10.5). Se detallan las recomendaciones y las respuestas subsiguientes de las Partes, de los Comités de Fauna y Permanentes y de la Secretaría CITES para Togo bajo la sección del país. El tercer examen de 20 países en 2006 dio lugar a un documento (AC22 Doc 10.2 Anexo 1), donde cinco de los países actualmente bajo examen (Benín, República Centroafricana, Nigeria, Togo y Uganda) fueron clasificados como de Preocupación Menor (AC22 WG1 Doc. 1 Rev. 1), y no se tomaron más medidas.

### C. Examen por País:

#### BENÍN

**Distribución en el País evaluado:** *P. erithacus* fue enlistada como una especie introducida en el país (BirdLife International, 2012a). Bouet (1961) registró avistamientos en la región boscosa al norte de Sakété (Benín suroriental). Sin embargo, la especie no fue enlistada en Benín por Dowsett y Dowsett-Lemaire (1993) o Dowsett y Forbes-Watson (1993). Cheke (2001) la incluyó como componente del bioma de los bosques de Guinea-Congo en Benín, pero que no se encontró en ninguna de las cuatro 'áreas importantes para aves' inventariadas. Dowsett y Dowsett (2011) la trataron como una especie erróneamente incluida en la lista de Benín y señalaron que grupos silvestres de hasta siete eran comúnmente observados en Cotonou

**Tendencias y estado de la población:** Brunel (1958) la consideró muy rara, si acaso presente; no se registró alguna durante 20 meses de observaciones. Bouet (1961), consideró la especie de ser muy rara en la región boscosa al norte de Sakété. No se encontró más información sobre el estado y tendencia de la población.

**Amenazas:** No aplica, puesto que parece no existir una población natural.

**Comercio:** Se han recibido los informes CITES anuales de Benín para todos los años 2002-2012 con excepción del 2003 y 2006. Benín no ha publicado cuotas de exportación para

*P. erithacus*. Las exportaciones directas de *P. erithacus* desde Benín 2002-2012 consistieron de aves vivas, la mayoría de las cuales de origen silvestre y comercializadas como posesiones personales (Tabla 1). La mayoría de las aves fueron importadas por Francia. Las exportaciones indirectas de *P. erithacus* procedentes de Benín 2002-2012 consistieron de una pequeña cantidad de aves de origen silvestre y pre-Convención, aves vivas comercializadas principalmente como posesiones personales.

**Tabla 1. Exportaciones directas de *Psittacus erithacus* desde Benín, 2002-2011. Todo el comercio se realizó con aves vivas (No se han recibido aún los informes anuales de Benín para los años 2003 o 2006; no se declaró comercio en 2003, 2007-2010 o 2012.)**

Fuente	Propósito	Declarado por	2002	2004	2005	2006	2011	Total
W	P	Importador			1	2		3
		Exportador		3	1		1	5
	T	Importador						
		Exportador		4				4
C	T	Importador						
		Exportador					2	2

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, UNEP-World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, Reino Unido

La Unión Europea suspendió el comercio de *P. erithacus* de origen silvestre desde Benín en 1997; esta suspensión bajo Regulación de la Comisión (EC) No. 578/2013 del 17 de junio de 2013 permanece emplazada.

**Gestión:** Los loros se encuentran enlistados como 'parcialmente protegidos' bajo el Anexo II de la Ley No 87-014 (1987), especificando que la caza, captura o recolección de huevos requieren un permiso, con la excepción de la caza tradicional (Benín, 1987). Sin embargo, las hembras y los jóvenes de todas las especies 'parcialmente protegidas' se consideran totalmente protegidas bajo la Ley No 2002-16 de 2004 (Benín, 2004). El decreto No 90-366 (1990) especifica que se necesitan permisos para mantener loros en cautiverio (Benín, 1990).

REPÚBLICA CENTROAFRICANA

**Distribución en el País evaluado:** Se han observado poblaciones reproductoras (BirdLife International, 2012a). (Carroll (1982) la registró en las prefecturas de Lobaye y Haute Sangha (Mambéré-Kadéï) en la zona suroeste del país en 1978 y 1980. Green y Carroll (1991) informaron que estaba presente solamente en el extremo sur del país. Le límite norte probable ha sido observado de ser la cuenca sur del río Ouaka (Bouet, 1961), mientras que el límite occidental fue registrado en Bouar (República Centroafricana occidental) (Malbrant, 1952). Dowsett (2001) la enlistó de estar presente en tres 'áreas importantes para aves' (AIAs) de la parte suroeste del país: Bangui, Ngotto y el Parque Nacional Dzanga-Ndoki.

**Tendencias y estado de la población:** Jehl (1976) señaló que en Kembé (República Centroafricana meridional) dos o tres loros eran observados regularmente sobrevolando en la noche, mientras que una bandada de 45 era considerada excepcional. Green y Carroll (1991) informaron que por lo menos era localmente abundante en el extremo sur. R. Cassidy (pers com. a UNEP-WCMC, 2013) informó de bandadas de pájaros de 50-200 en la temporada seca en la reserva especial de Dzangha-Sangha (República Centroafricana suroccidental) en 2012 y observo que era posible que en los sitios de percha hubiese un número mayor.

**Amenazas:** R. Cassidy (com. pers. a UNEP-WCMC, 2013) no encontró caza alguna de *P. erithacus* en la Reserva de Dzanga Sangha durante alrededor de cuatro años de residencia. No se encontró más información sobre amenazas.

**Comercio:** No se han recibido aún los informes anuales CITES de República Centroafricana para los años 2004, 2008, 2011 o 2012. La República Centroafricana no ha publicado cuotas de exportación para *P. erithacus*. Las exportaciones directas de *P. erithacus* desde la República Centroafricana durante 2002-2012 consistieron principalmente de aves vivas, la mayoría de las cuales fueron criadas en cautividad y comercializadas con fines comerciales (Tabla 2). Las cifras registradas por los países importadores excedieron enormemente las registradas por la República Centroafricana en casi todos los años; el principal país importador, según los datos registrados por los países importadores, fue Singapur. El comercio de aves vivas registrado por los países importadores disminuyó considerablemente desde 2009 en adelante.

Las exportaciones indirectas de *P. erithacus* procedentes de la República Centroafricana 2002-2012 consistieron de aves vivas criadas principalmente en cautiverio y comercializadas con fines comerciales.

**Tabla 2. Exportaciones directas de *Psittacus erithacus* desde la República Centroafricana, 2002-2011. (No se registró comercio en 2012; no se han recibido aún los informes anuales de la República Centroafricana para los años 2004, 2008, 2011 o 2012.)**

Término	Fuente	Propósito	Declarado por	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	Total	
cuerpos	W	P	Importador			1								1	
			Exportador												
vivos	W	B	Importador										1	1	
			Exportador												
	L		Importador						1					1	
			Exportador												
	P		Importador	4	5	3	3			6		2	2	25	
			Exportador	8	7										15
	T		Importador				800								800
			Exportador												
	R	P		Importador						2					2
				Exportador											
C	T		Importador				209	0	850	273	0	0	650	9110	
			Exportador												
U	P		Importador	2	1									3	
			Exportador	2											2
-	B		Importador												
			Exportador								2	8			10
	P		Importador												
			Exportador				10		2						12

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, UNEP-World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, Reino Unido

**Gestión:** Los loros están enlistados en el Anexo B, animales 'parcialmente protegidos' por la Ley 84-045 (República Centroafricana, 1984). La ley especifica que la captura está sujeta a licencias (República Centroafricana, 1984). Sin embargo, la capacidad para ejercer el cumplimiento de las normas relativas a la vida silvestre ha sido considerada muy baja, excepto donde existe ayuda de organizaciones no gubernamentales (F. Maisels *in litt.* a Secretaría CITES, 2006).

La especie ha sido observada de encontrarse en tres parques nacionales (Bangui, Ngotto y Dzanga-Ndoki) en la parte suroeste del país (Dowsett, 2001).

Ninguna información sobre la cría en cautiverio de esta especie en el país pudo ser ubicada.

GHANA

**Distribución en el País evaluado:** Se han observado poblaciones viables/reproductivas (BirdLife International, 2012a). Grimes (1987) describió a *P. erithacus* como un residente local en toda la zona de bosque, principalmente confinado a reservas pero ocasionalmente se



observa en claros del bosque. Dändliker (1992b) observó que la especie se encuentra ampliamente distribuida en toda la región occidental, toda la región central, la parte occidental de la región oriental (al oeste de 0 ° 15'W), la parte meridional de la región de Brong-Ahafo (al sur de 8 ° N) y en toda la región de Ashanti, excepto en la esquina nororiental (norte del Lago Volta y este de Ejura, 1 ° 20'W). Weckstein *et al.* (2009) la registraron en Foso y Goaso en los Bosques de Guinea (sudoeste de Ghana) en 2000 y 2003.

**Tendencias y estado de la población:** en la década de 1940, se encontraron bandadas de 500-1000 aves cerca de Bekwai (centro-sur de Ghana) (Grimes, 1987); Sin embargo, Grimes (1987) la describió como infrecuente. Dändliker (1992b) informó haber observado un dormitorio/zona de percha de 800-1200 aves en el área de Benso (sudoeste Ghana) y calculó el tamaño total de la población de ser de 30 000-80 000 en 1991-1992, según inventarios del perchadero. Helsens (1996) consideró a la especie "residente común en áreas forestales" y registró bandadas de 10-50 aves en el área alrededor de Abrafo en Ghana central. Weckstein *et al.* (2009) inventariaron dos sitios en los bosques de Guinea Alta (sudoeste Ghana) en 2000 y 2003 y clasificaron a la especie como rara en el Foso, pero registraron de 5-10 especímenes todas las tardes durante 16-19 de marzo de 2003 en Goaso.

Dowsett-Lemaire y Dowsett (en prep.) informaron que había extinguido en el Parque Nacional de Bia (Ghana sudoccidental) y que había desaparecido de las reservas forestales del distrito Ofinsi, de las zonas de Ejura y Mampong (Ghana central), así como de la escarpa de Mpraeso y áreas de Takoradi (Ghana meridional). Dowsett-Lemaire y Dowsett (en prep.) llevaron a cabo inventarios durante diciembre de 2008 - enero de 2009 y 2009-2010, describiendo a la especies como todavía generalizada en los bosques del sudoeste, pero con disminución de las poblaciones; BirdLife International (2006) consideró las poblaciones ghanesas de estar "muy reducidas".

**Amenazas:** La exportación ilegal era considerada como la principal amenaza para *P. erithacus* (Grimes, 1987), tanto dentro como fuera de áreas protegidas (Dowsett-Lemaire y Dowsett, en prep.), y también se observó que la especie era utilizada en la medicina tradicional (Dändliker, 1992). Sin embargo se ha informado que ha sido capaz de persistir en un número de sitios a pesar de la gran presión de caza (Dowsett-Lemaire y Dowsett, en prep.).

**Comercio:** Se han recibido los informes anuales CITES de Ghana para todos los años 2002-2012 con excepción del 2006. Ghana no ha publicado cuotas de exportación para *P. erithacus*. Según los datos en la Base de Datos de Comercio CITES, las exportaciones directas de *P. erithacus* desde Ghana 2002-2012 consistió exclusivamente de aves vivas de origen silvestre; Ghana declaró la exportación de un ave con fines personales en 2002, dos aves con fines comerciales en 2005, tres aves con fines personales en 2011 y un ave con fines personales en 2012, mientras que los países importadores registraron la importación de aves con fines personales en 2003 (cinco aves), 2005 (dos aves) y 2011 (dos aves). Los principales países importadores fueron los Emiratos Árabes Unidos y Sudáfrica. Las exportaciones indirectas de *P. erithacus* procedentes de Ghana 2002-2012 consistieron de aves vivas que fueron principalmente de origen silvestre y comercializadas con fines personales y comerciales.

**Gestión:** Ghana emitió una veda al comercio de loros en octubre de 1967 para permitir un estudio ecológico, pero fue levantada en 1971 con la promulgación del Reglamento de Conservación de Vida Silvestre (Instrumento Legislativo N° 685, con fecha del 04 de marzo de 1971) (Dändliker, 1992). En 1976, se prohibió de nuevo el comercio hasta noviembre de 1977, y una veda más en 1980 (L.I. No. 1240, de fecha 15 de mayo de 1980) condujo a una sucesión de vedas a corto plazo hasta junio de 1986, cuando una veda de más largo plazo

(vigente hasta al menos octubre de 1992 y levantada sólo una vez en mayo de 1989 para la exportación de un envío de loros confiscados) fue instituida (Dändliker 1992). La exportación de loros está actualmente prohibida (Ghana Revenue Authority, 2013). Todos los loros se encuentran en la Lista II del Reglamento de Conservación de Vida Silvestre ghanés (1971, enmendado en 1989), prohibiendo la caza y captura entre el 1º de agosto y 1º de diciembre y durante otras fechas requiriendo una licencia válida (Ghana, 1971). Además, la caza, la captura y la destrucción de individuos jóvenes o adultos con jóvenes está prohibida todo el tiempo (Ghana, 1971).

Ntiamo-Baidu *et al.* (2001) observaron su presencia en 22 AIAs en Ghana. Se cree que la especie estaba algo protegida en el Parque Nacional de Kakum y en el área de conservación de Ankasa, pero se observó que la cacería ilegal ocurre en ambos (Dowsett-Lemaire y Dowsett, en prep.). Sin embargo, L. Sheffield (com. pers. a UNEP-WCMC, 2013) no observó ninguno en el PN de Kakum durante 10 días de inventarios. Ntiamo-Baidu *et al.* (2001) también la observaron en la Reserva continua de Recursos Assin Attandanso. Según inventarios en las reservas forestales realizados en octubre y noviembre de 2003, Rainey y Asamoah (2005) la consideraron rara en la Reserva Forestal del Río Draw e infrecuente en la Reserva de Krokosua; aunque no se observó en la Reserva de Boi-Tano, había sido registrada allí en inventarios anteriores. Demey (2008) registró la especie en la Reserva Forestal de Ajenjua Bepo, pero no en la Reserva Forestal del Río de Mamang. Dowsett-Lemaire y Dowsett (en prep) también informaron de su ocurrencia en las Reservas Forestales de Ayum/Subin, Tano Ofin, Amama Shelterbelt /Bosumkese y Bobiri.

#### NIGERIA

**Distribución en el País evaluado:** *P. erithacus* figura como reproduciéndose en Nigeria (BirdLife International, 2012a). Benson *et al.* (1988) y Elgood *et al.* (1994) registraron la especie de estar limitada a la región boscosa en el sur, desde Lagos (sudoeste) a Calabar (sureste) y al norte de Ife (sureste de Nigeria) y Ogoja (suroeste de Nigeria), donde aún existían áreas lo suficientemente grandes de bosque maduro alto. Los registros hasta la década de 1960 reportan avistamientos de la especie de un número de lugares en el sur del país: Bannerman (1951) observó que vivía sólo en zonas de pantanos y arroyos y la registró en Epe, Okitipupa, Abraka, Warri, Owerri, Afikpo y Okigwi; Neumann (1908) registró la especie desde Degma y Oguta, mientras que Bouet (1961) la registró en Bonny, Lagos y Laguna de Lekki. Zealor (2001) registró la especie en nueve áreas importantes para aves: Reserva Forestal del Río Afi (sureste), Parque Nacional de Okomu (sur), el Parque Nacional del Río Cross – División de Oban, Parque Nacional del Río Cross — División de Okwangwo (ambos al sureste), Reserva Forestal de Omo (sudoeste), Bosques de Orashi Alto, Bosques Biseni, Bosques de Akassa y Granja Sunvit (todos en el sur). McGowan (2001) identificó 20 sitios en Nigeria en los que la especie había sido recientemente observada. Estos incluyen todos los sitios AIA mencionados y los siguientes: zona de percha de loros Ikodi, cerca de la Reserva de Bosque Orashi alto, Ke (entre los ríos Sombreiro y New Calabar) (todos en el sur), Ogidibene, Kaiama y aldeas circundantes (oeste), la isla de Bonny (sureste), la Reserva Forestal de Ifon (sur de Nigeria) y en cuatro sitios que requieren confirmación. La Autoridad Administrativa CITES de Nigeria (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) informó que las especies actualmente se encuentra en el Parque Nacional del Río Cross, el Parque Nacional Okumo y el sector de Gashaka del Parque Nacional Gashaka Gumti (este).

**Tendencias y estado de la población:** La información sobre las tendencias y el estado de *P. erithacus* en Nigeria ha sido considerada insuficiente (R. Akagu *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

Marchant (1953) consideró a *P. erithacus* de estar extendida en el suroriente, aunque nada común. Serle (1957) la describió como bastante común en los bosques periféricos en las provincias de Onitsha y Ogoja y abundante en Calabar, Rivers y la provincia sureña de Owerri. Farmer (1979) reportó un solo registro en 11 años: tres aves en el área de Ife-Ife, pero Mackenzie (1979) la describió como común durante todo el año en el área de Calabar. Elgood *et al.* (1994) la describieron como localmente común anteriormente donde aún existían áreas lo suficientemente grandes de bosque maduro alto, pero

señalaron que se había vuelto menos numerosa por la persecución por parte de los humanos y la pérdida de hábitat. McGowan (2001) realizó un inventario en el sur de Nigeria desde enero a marzo de 2001, durante el cual inventarió dos áreas en el estado de Bayelsa: Akassa (18,2 km<sup>2</sup>), donde él encontró 38 nidos a una densidad de 2.1/km<sup>2</sup> y Kaiama (50,4 km<sup>2</sup>), donde se encontraron 25 nidos, con una densidad de 0,5/km<sup>2</sup>. Visitó también Ikodi en la desembocadura del río Bonny en el estado de Bayelsa, donde se encontraba la mayor zona de percha de esta especie en Nigeria, y registró 700-1200 aves durante los meses de invierno, así como Ekonganaku, estado de Cross River, donde cerca de 50 aves fueron observadas sobrevolando al atardecer (McGowan, 2001). A mediados de la década de 2000, BirdLife International (2006) consideró que la población nigeriana estaba disminuyendo.

P. Hall (*in litt.* a la Secretaría CITES, 2006) informó que la especie estaba sufriendo una reducción en números alarmantes en todo el país, atribuida principalmente a la captura. En aquel momento, se estimó la población nacional de ser de menos de 5.000 aves en total, con alrededor de 100 aves en el suroeste (particularmente en el Parque Nacional de Okomu), menos de 1000 en el sureste (P. Hall *in litt.* a Secretaría CITES, 2006). Eniang *et al.* (2008) realizaron un inventario en el área de Ekonganaku, en el Bloque Boscoso de Ikpan al sureste de Nigeria, utilizando trampas para ubicar nidos durante 14 días. Ocho nidos activos fueron localizados y se observaron 50 loros sobrevolando (Eniang *et al.*, 2008). Olmos y Turshak (2009) observaron una disminución dramática en el número de la especie en la Reserva Forestal de Omo, al suroeste Nigeria, registrando únicamente un par y un ave solitaria en 2007, un área donde Green *et al.* (2007) habían observado bandadas de cientos en la década de 1990. Más recientemente, P. Hall (*in litt.* a Rowan Martin, 2013) reportó que la especie era encontrada únicamente en poblaciones aisladas en el suroeste en Reserva Forestal Omo y el Parque Nacional de Okomu y en el sureste en el Parque Nacional del río Cross. Él estimaba que la población nacional era de alrededor de mil individuos (P. Hall *in litt.* a Rowan Martin, 2013).

**Amenazas:** La pérdida rápida del bosque ha sido considerada una amenaza particular en Nigeria (BirdLife International, 2013). McGowan (2001) observó que muchos pájaros anidaban en los manglares, pero volaban para alimentarse en parches de bosque húmedo, que son cada vez más degradados y fragmentados, obligando a los loros a volar más lejos, poniéndolos bajo un estrés alimenticio considerable.

Eniang *et al.* (2008) registraron comercio de esta especie en el sureste de Nigeria, con aves procedentes de diversas localidades y vendidas en Calabar, Port Harcourt, Lagos, Abuja y Kano. La AA CITES de Nigeria (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) confirmó que *P. erithacus* estaba amenazada por el comercio ilegal doméstico e internacional de animales domésticos, así como por la pérdida de hábitat. La corrupción y la legislación ineficaz fueron considerados factores que contribuyen al creciente comercio ilegal de loros en Nigeria (Eniang *et al.*, 2008).

**Comercio:** No se han recibido aún los informes anuales CITES de Nigeria para los años 2005 o 2010-2012. Nigeria no ha publicado cuotas de exportación para *P. erithacus*. Las exportaciones directas de *P. erithacus* desde Nigeria 2002-2012 consistieron principalmente de aves vivas, la mayoría registradas únicamente por los países importadores; estas fueron comercializadas principalmente en pequeñas cantidades, con la excepción de la importación de 400 aves vivas, criadas en cautiverio con fines comerciales por los Emiratos Árabes Unidos en el año 2005 (Tabla 3). No se declaró ningún comercio en 2010-2012.

Las exportaciones indirectas de *P. erithacus* procedentes de Nigeria 2002-2012 consistieron de una pequeña cantidad de W, F y aves pre-Convención vivas, la mayoría de las cuales fueron comercializadas con fines personales.

**Tabla 3. Exportaciones directas de *Psittacus erithacus* desde Nigeria, 2002-2009. (No se han recibido aún los informes anuales de Nigeria para los años 2005 o 2010-2012; no se declaró comercio en 2004, 2006, 2007 o 2010-2012.)**

Termino	Fuente	Propósito	Declarado por	2002	2003	2005	2008	2009	Total
Plumas	I	T	Importador				3		3

*Psittacus erithacus*

Termino	Fuente	Propósito	Declarado por	2002	2003	2005	2008	2009	Total
			Exportador						
Vivos	W	P	Importador	3	1				4
			Exportador	1					1
	C	P	Importador	1					1
			Exportador						
		T	Importador			400			400
			Exportador						
	O	P	Importador					1	1
			Exportador						
	I	P	Importador	1					1
			Exportador						
		T	Importador	6					6
			Exportador						

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, UNEP-World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, Reino Unido

La AA CITES de Nigeria (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) no declaró registros de comercio de esta especie.

Dändliker (1992) señaló que había una demanda nacional para las cabezas, patas y plumas de la cola de esta especie para su uso como medicina y fetiches mágicos, mientras McGowan (2001) observó que la mayoría de las aves atrapadas eran exportadas. Nikolaus (2001) inventarió la mayoría de los mercados en Nigeria en agosto y septiembre de 1999 y encontró 73 ejemplares de *P. erithacus* ofrecidos en venta.

La Unión Europea suspendió el comercio de *P. erithacus* de origen silvestre desde Nigeria en 2002; esta suspensión bajo Regulación de la Comisión (CE) n° 578/2013 del 17 de junio de 2013 permanece emplazada.

**Gestión:** La caza, captura o comercio de *P. erithacus* (todos los loros) fueron prohibidos en Nigeria por el Acta No. 11 de 1985 (Nigeria, 1985). La AA de Nigeria emplazó un moratorio sobre la emisión de permisos CITES para esta especie en octubre de 2000, debido a la creciente conciliación de que se desconocía el estado de la especie en el país, pero esta moratoria fue levantada en marzo/abril de 2001, a pesar de las recomendaciones contrarias de McGowan (2001). Según lo considerado por un informe sobre la implementación de CITES en el comercio ilícito proveniente de Nigeria, el Comité Permanente CITES recomendó la suspensión de todo comercio de todas las especies listadas en CITES desde el país en junio de 2005 (Notificación CITES No. 2005/038); la suspensión del comercio fue retirada en agosto de 2011, basándose en un informe sobre la promulgación de nueva legislación y en el trabajo *in situ* por la Secretaría (notificación CITES N° 2011/030). En mayo de 2011, se publicaron las nuevas 'Regulaciones Ambientales Nacionales' (Protección de las Especies en Peligro de Extinción en Comercio Internacional) (Okorodudu-Fubara, 2012).

Se ha observado la presencia de la especie en un número de áreas protegidas (Zealor, 2001; AA CITES de Nigeria, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

Togo

**Distribución en el País evaluado:** la especie fue clasificada como una especie reproductiva introducida en el país (BirdLife International, 2012a), que se presenta Togo meridional (BirdLife International, 2013). Fue registrada por Millet-Horsin (1923) desde Togo meridional y un ave fue registrada en Mo (Togo central) por Cheke y Walsh (1980).

**Tendencias y estado de la población:** Millet-Horsin (1923) describió la especie como muy rara en Togo meridional más allá de la laguna, volviéndose menos rara más al norte. Únicamente un registro posterior en el país fue registrado por Cheke y Walsh (1980, 1996). En 1992 la AA de Togo evaluó la población en el país como no viable, basándose en un inventario realizado el mismo año (PH1 sigtrad1.ref, CITES SC.29.11). R. Martin (com. pers. a UNEP-WCMC, 2013) no registró avistamientos

de *P. erithacus* en la parte occidental del país ni en la parte oriental durante los inventarios realizados en 2010 y 2011.

**Amenazas:** No se encontró información.

**Comercio:** Se han recibido los informes anuales CITES de Togo para todos los años 2002-2011 con excepción del 2006. Togo no ha publicado cuotas de exportación para *P. erithacus*. Las exportaciones directas de *P. erithacus* desde Togo 2002-2012 consistieron de aves vivas que fueron principalmente de origen silvestre y comercializadas como posesiones personales; el comercio registrado por Togo excedió el reportado por los países importadores la mayoría de los años (Tabla 4).

Las exportaciones indirectas de *P. erithacus* procedentes de Togo 2002-2012 consistieron de pequeñas cantidades de aves vivas, la mayoría de las cuales fueron de origen silvestre y comercializadas con fines personales.

**Tabla 4. Exportaciones directas de *Psittacus erithacus* desde Togo, 2002-2011. Todo el comercio se realizó con aves vivas (Aun no se han recibido los informes anuales de Togo para 2006 o 2012; no se declaró comercio en 2006 o 2012.)**

Fuente	Propósito	Declarado por	2002	2003	2004	2005	2007	2008	2009	2010	2011	Total	
W	P	Importador		1	4				1		1	7	
		Exportador	6	7	9	4	6	2	13	7	1	55	
	T	Importador											
		Exportador			2							1	3
R	P	Importador								1		1	
		Exportador								3		3	
C	P	Importador	1									1	
		Exportador											

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, UNEP-World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, Reino Unido

La Unión Europea suspendió el comercio de *P. erithacus* de origen silvestre desde Togo desde 1997 hasta 26/11/2010.

**Gestión:** La captura, caza y exportación de animales están sujetas a licencia, según el Acta No. 4 de 1968 (Togo, 1968) y sus modificaciones (Ministère de la Justice, 2008), como el Decreto No. 80-171 de 1980 (Togo, 1980) y el Decreto No. 90-178 de 1990 (Togo, 1990); sin embargo, la especie no parece estar protegida en Togo.

A principios de la década de 1990, *P. erithacus* fue incluido en la Fase I del Examen de Comercio Significativo y el Comité de Fauna posteriormente formuló las siguientes recomendaciones, que fueron comunicadas a la AA CITES de Togo en junio de 1992:

"La Autoridad Administrativa de Togo debería instituir una moratoria en las exportaciones hasta que pueda proporcionar la evidencia de que la especie se encuentra en cantidades sostenible en el país (Rec. primario); y debería llevar a cabo inventarios de población de la especie (Rec. secundario)" (AC Doc 8.10).

En octubre de 1992, la AA de Togo respondió que, según un inventario realizado ese año, no había una población viable en el país y por lo tanto no se emitirían más permisos de exportación (PH1 sigtrad1.ref, CITES SC.29.11).

Muchos de los especímenes se estaban comercializando a nivel nacional, por ejemplo, las plumas de cola rojas para medicina (Cheke y Walsh, 1996). La AA CITES de Togo (com. pers. a UNEP-WCMC, 2004) señaló que en los 10 años anteriores la especie había sido únicamente usada a nivel nacional, como una mascota.

#### UGANDA

**Distribución en el País evaluado:** La especie fue clasificada como reproduciéndose en el país (BirdLife International, 2012a). Britton (1980) la registró como residente (pero sin probar su reproducción) en el oeste (bosques de Budongo, Bugoma y Bwamba y en el Parque Nacional Rwenzori) y en el sureste (Mengo y Busoga, incluyendo las Islas Sese en el sur central de Uganda). Sekercioglu (2002) la registró en el Parque Nacional Kibale (suroeste) en 1996. Byaruhanga *et al.* (2001) enlistó la especie como ocurriendo en siete áreas importantes de aves: Parque Nacional Impenetrable de Bwindi, Parque Nacional de Kibale, Parque Nacional Reina Isabel (todas al suroeste), Parque Nacional Semliki (oeste), Reserva Forestal de Mabira, Área de Sango Bay (ambos al sur central) y la Reserva Forestal de Budongo. Fue registrada en 14 de las 31 reservas forestales inventariadas a mediados de los noventa (Davenport y Howard, 1996a, 1996b; Davenport *et al.*, 1996a, 1996b, 1996c, 1996d, 1996e, 1996f, 1996g, 1996h, 1996i, 1996j, 1996k, 1996l).

Plumptre *et al.* (2010) inventarió varias zonas de bosque alrededor de Bugoma durante seis meses en 2010 y encontró a *P. erithacus* únicamente en la Reserva Forestal de Bugoma. Dranzoa *et al.* (2011) han inventariado cuatro pequeñas áreas de bosque en la orilla norte del lago Victoria, desde los años 70; *P. erithacus* fue encontrada únicamente en Ziika, un parche de bosque de 12 hectáreas, donde fue observada en uno de los nueve Conteos Cronometrados de la Especie (CCE) en 1989 y en menos de la mitad de los 24 del CCE durante 2002-2009.

**Tendencias y estado de la población:** Mackworth-Praed y Grant (1952) reportaron que *P. erithacus* podría estar ampliando su rango de distribución en África Oriental, pero no se ha encontrado ninguna evidencia adicional para esto. Britton (1980) lo describió como un residente local común. El Departamento de Caza de Uganda (*in litt.* a UNEP-WCMC, 1987) declaró que las poblaciones más grandes en ese momento se encontraban en Bugoma y las islas Ssese. Carswell *et al.* (2005) consideraron a la especie de haber sido anteriormente común, especialmente en las islas y en la costa del lago Victoria, pero informó que se había vuelto muy rara sobre todo en las Islas Ssese; consideraron a la especie como posiblemente amenazada, aunque todavía era bastante común en el Bosque de Mabira. Amuno *et al.* (2007) contaron el número de *P. erithacus* en las rutas migratorias de Mabira y las Reservas Forestales de Budongo entre octubre de 2002 y mayo de 2003 y estimaron la población total en 342 y 714 aves, respectivamente. La población de Mabira era considerada en peligro fragmentarse más, puesto que los bosques locales estaban amenazados con más degradación (Amuno *et al.*, 2007). Puntos de conteo en 42 lugares dentro de las tierras agrícolas alrededor del Lago Victoria registró la siguiente proporción de avistamientos de la especie: 0.36 general (n=42), del cual 0.74 estaban en sitios boscosos (n=19) y 0.04 en sitios de las tierras agrícolas (n=23) (Chamberlain *et al.*, 2009).

Sekercioglu (2002) inventarió 10 parcelas de bosque en el Parque Nacional de Kibale con programas de gestión diferentes, entre junio y agosto de 1996, pero sólo vio un total de tres *P. erithacus*. En la Reserva Forestal de Kibale la abundancia de la especie fue correlacionada con la presencia de árboles frutales, con mayor número apareciendo cuando especies particulares de árboles producen una cosecha de semillas, mientras que en otras ocasiones los avistamientos fueron raros, sugiriendo que las aves se extendían sobre un área muy extensa (Perrin, 2012). Los movimientos dentro y fuera de los bosques principales parecían seguir rutas migratorias regulares y se creían que los movimientos entre los bosques aumentaban con la fragmentación del bosque (Perrin, 2012).

En Kampala, los números de la especie parecen estar aumentando, lo cual se pensó que era debido a un aumento en las aves silvestres y no aves liberadas o que se hubiesen escapado o liberado aves (D. Pomeroy, com. pers. a UNEP-WCMC, 2013).

**Amenazas:** Carswell *et al.* (2005) observaron que hubo un activo comercio interno de aves vivas para mascotas y exposiciones, y se creía que muchos loros cautivos en Uganda provenían de la RD del Congo (A. Plumptre *in litt.* a UNEP-WCMC, 2005). La Autoridad de Vida Silvestre de Uganda (UWA, 2012) informó que la especie fue objeto de comercio ilegal. Amuno *et al.* (2007) consideraron que la degradación del hábitat como una importante amenaza para la especie.

**Comercio:** No se han recibido aún los informes anuales CITES de Uganda para los años 2010-2012. Uganda no ha publicado cuotas de exportación para *P. erithacus*. Las exportaciones directas de *P. erithacus* desde Uganda 2002-2012 consistieron de aves vivas de origen silvestre primordialmente y comercializadas como posesiones personales (Tabla 5). El comercio en general disminuyó durante el período de diez años, con ningún comercio declarado en 2010-2012.

Las exportaciones indirectas de *P. erithacus* procedentes de Uganda 2002-2012 consistieron de pequeñas cantidades de aves vivas, la mayoría de las cuales fueron de origen silvestre y comercializadas con fines personales.

**Tabla 5. Exportaciones directas de *Psittacus erithacus* desde Uganda, 2002-2009. Todo el comercio se realizó con aves vivas (No se han recibido aún los informes anuales de Uganda para los años 2010-2012; no se declaró comercio en 2008 o 2010-2012.)**

Fuente	Propósito	Declarado por	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2009	Total
W	P	Importador	3	1		3	2		1	10
		Exportador	15	5	6	10				36
	T	Importador	2							2
		Exportador	1			1		1	1	4
C	S	Importador	20							20
		Exportador								

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, UNEP-World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, Reino Unido

**Gestión:** Se prohíbe la caza, captura u otra utilización de loros sin un permiso especial, según el Acta de Vida Silvestre de Uganda (Uganda, 1996).

La Autoridad de Vida Silvestre de Uganda declaró el decomiso de 270 *P. erithacus* en 2011, que eran destinados a la exportación a Europa; 204 de estas aves fueron posteriormente liberadas (UWA, 2012). En 2013, "varios cientos" de aves procedentes de la RD de Congo se informó que habían sido confiscados en Uganda y posteriormente fueron liberadas en las áreas forestales en el oeste del país (D. Pomeroy, com. pers. a UNEP-WCMC, 2013).

Se confirmó la presencia de la especie en un número de áreas protegidas en Uganda (Britton, 1980; Byaruhanga *et al.*, 2001; Sekercioglu, 2002).

#### **D. Problemas identificados que no están relacionados con la implementación del Artículo IV párrafos 2(a), 3 o 6 (a)**

No se han recibido informes anuales CITES de Benín para 2003 o 2006, de la República Centroafricana para 2004, 2008 y 2011, de Ghana para 2006, de Nigeria para 2005, 2010 o 2011, de Togo para 2006 o Uganda para 2010 o 2011.

Hubo discrepancias notables en el comercio declarado por los países de importación y la República Centroafricana y Togo.

Se ha informado que el comercio ilegal de esta especie ocurre en Uganda.

#### **E. Referencias**

- Akagu, R. 2013. Ruth Akagu (Nigerian Conservation Foundation) *in litt.* a UNEP-WCMC, 31/07/2013.
- Amuno, J. B., Massa, R. y Dranzoa, C. 2007. Abundance, movements and habitat use by African grey parrots (*Psittacus erithacus*) in Budongo and Mabira forest reserves, Uganda. *Ostrich*, 78 (2), p.225-231.
- Autoridad Administrativa CITES de Nigeria, 2013. Autoridad Administrativa CITES de Nigeria *in litt.* a UNEP-WCMC, 14/03/2013



- Autoridad Administrativa CITES de Togo, 2004. Autoridad Administrativa CITES de Togo com. pers. a UNEP-WCMC.
- Bannerman, D. A. 1951. *The birds of tropical West Africa*. Volume 8. Londres, RU: The Crown Agents for the Colonies.
- Benín. 1987. *LOI no 87-014 du 21 Septembre 1987 portant réglementation de la protection de la nature et de l'exercice de la chasse en République Populaire du Bénin*.
- Benín. 1990. *Decret n. 90-366 du 4 Décembre 1990: Portant modalités d'application de la Loi No. 87-014 du 21 Septembre 1987, sur la réglementation de la protection de la nature et de l'exercice de la chasse en République du Benin*.
- Benín. 2004. *Loi n ° 2002-16 du 18 octobre 2004 portant régime de la faune en République du Bénin*. p.1–26.
- Benson, C. W., Benson, F. M., Stuart, S. N. y Fry, C. H. 1988. Parrots, parakeets and lovebirds. En: Fry, C. H., Keith, S. y Urban, E. K. (eds.), *The birds of Africa: Parrots to Woodpeckers*, Londres, RU: Academic Press, p.1–25.
- BirdLife International and NatureServe (2012) *Bird species distribution maps of the world*. Version 2.0. BirdLife International, Cambridge, RU, y NatureServe, Arlington, EEUU.
- BirdLife International. 2006. BirdLife International's review of the status of the African grey parrot and proposals to CITES for its conservation. En: *Proceedings of the 22nd meeting of the Animals Committee, Lima, Peru, 7-13 July, 2006*, Cambridge, RU: Birdlife International.
- BirdLife International. 2012a. *Psittacus erithacus*. IUCN 2013. *IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.1*. [En línea]. Disponible en: [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org) [Descargado: 20 de mayo, 2013].
- BirdLife International. 2012b. *Psittacus timneh*. IUCN 2013. *IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.1*. [En línea]. Disponible en: [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org) [Descargado: 8 de agosto, 2013].
- BirdLife International. 2013. *Species factsheet: Psittacus erithacus*. [En línea]. Disponible en: <http://www.birdlife.org> [Descargado: 11 de mayo, 2013].
- Borrow, N. y Demey, R. 2001. *Birds of western Africa*. Londres, RU: Princeton University Press.
- Bouet, G. 1961. *Oiseaux de l'Afrique tropicale*. Paris, Francia: Office de la recherche scientifique et technique outremer.
- Britton, P. L. 1980. *Birds of East Africa*. Nairobi, Kenya: East African Natural History Society.
- Brunel, J. 1958. Observations sur les oiseaux du Bas-Dahomey. *L'Oiseau et R.F.O.*, 28, p.1–38.
- Byaruhanga, A., Kasoma, P. y Pomeroy, D. 2001. Uganda. En: Fishpool, L. D. C. y Evans, M. I. (eds.), *Important Bird Areas in Africa and associated islands: Priority sites for conservation*, Newbury y Cambridge, RU: Pisces Publications and BirdLife International (BirdLife Conservation Series No. 11), p.975–1003.
- Carroll, R. W. 1982. *An ornithological investigation of the Central African Republic*. South Connecticut State College, New Haven.
- Carswell, M., Pomeroy, D., Reynolds, J. y Tushabe, H. 2005. *The bird atlas of Uganda*. Oxford, RU: British Ornithologists' Club and British Ornithologists' Union.
- Cassidy, R. 2013. Rod Cassidy in litt. a UNEP-WCMC, 31/07/2013.
- Chamberlain, D. E., Katebaka, R., Senfuma, I., Pomeroy, D., Nalwanga-Wabire, D., Bayaruhanga, A., Atkinson, P. W. y Vickery, J. A. 2009. Towards Developing Sustainable , Biodiversity-Rich Agricultural Systems in Uganda. BTO Research Report No. 522.
- Cheke, R. A. 2001. Benin. En: Fishpool, L. D. C. y Evans, M. I. (eds.), *Important Bird Areas in Africa and associated islands: Priority sites for conservation*, Newbury y Cambridge, RU: Pisces Publications and BirdLife International (BirdLife Conservation Series No. 11), p.93–98.
- Cheke, R. A. y Walsh, J. F. 1980. Bird records from the Republic of Togo. *Malimbus*, 2, p.112–120.
- Cheke, R. A. y Walsh, J. F. 1996. *The birds of Togo*. BOU Check-list No. 14. Tring, RU: British Ornithologists' Union.
- Dändliker, G. 1992. *The grey parrot in Ghana: A population survey, a contribution to the biology of the species, a study of its commercial exploitation and management recommendations*. Commugny, Suiza: Secretaría CITES.
- Davenport, T. y Howard, P. 1996a. *Sango Bay forest reserves biodiversity report*. Kampala, Uganda: Uganda Forest Department.
- Davenport, T. y Howard, P. 1996b. *Semliki Forest biodiversity report*. Kampala, Uganda: Uganda Forest Department.

- Davenport, T., Howard, P. y Baltzer, M. 1996a. *Bukaleba and Mukono District forest reserves biodiversity report*. Kampala, Uganda: Uganda Forest Department.
- Davenport, T., Howard, P. y Baltzer, M. 1996b. *Kalinzu and Maramagambo forest reserves biodiversity report*. Kampala, Uganda: Uganda Forest Department.
- Davenport, T., Howard, P. y Baltzer, M. 1996c. *Mabira forest reserve biodiversity report*. Kampala, Uganda: Uganda Forest Department.
- Davenport, T., Howard, P. y Baltzer, M. 1996d. *Mujuzi, Sesse Islands and Jubiya forest reserves biodiversity report*. Kampala, Uganda: Uganda Forest Department.
- Davenport, T., Howard, P. y Dickinson, C. 1996e. *Kasyoha - Kitomi forest reserve biodiversity report*. Kampala: Uganda Forest Department.
- Davenport, T., Howard, P. y Dickinson, C. 1996f. *Mpanga, Zika and other Mpigi District forest reserves biodiversity report*. Kampala, Uganda: Uganda Forest Department.
- Davenport, T., Howard, P. y Matthews, R. 1996g. *Budongo forest reserve biodiversity report*. Kampala, Uganda: Uganda Forest Department.
- Davenport, T., Howard, P. y Matthews, R. 1996h. *Bugoma forest reserve biodiversity report*. Kampala, Uganda: Uganda Forest Department.
- Davenport, T., Howard, P. y Matthews, R. 1996i. *Bwindi Impenetrable National Park biodiversity report*. Kampala, Uganda: Uganda Forest Department.
- Davenport, T., Howard, P. y Matthews, R. 1996j. *Itwara forest reserve biodiversity report*. Kampala, Uganda: Uganda Forest Department.
- Davenport, T., Howard, P. y Matthews, R. 1996k. *Kibale Forest biodiversity report*. Kampala, Uganda: Uganda Forest Department.
- Davenport, T., Howard, P. y Matthews, R. 1996l. *South Busoga forest reserve biodiversity report*. Kampala, Uganda: Uganda Forest Department.
- Demey, R. 2008. A rapid survey of the birds of Ajenjua Bepo and Mamang River Forest Reserves, eastern region of Ghana. En: McCullough, J., Hoke, P., Naskrecki, P. y Osei-Owusu, Y. (eds.), *A Rapid Biodiversity Assessment of the Ajenjua Bepo and Mamang River Forest Reserves, Ghana. RAP Bulletin of Biological Assessment 50*, Arlington, VA, EEUU: Conservation International, p.50-53.
- Dickinson, E. C. 2003. *The Howard and Moore complete checklist of the birds of the world*. 3rd ed. Londres, RU: Christopher Helm Publishers Ltd.
- Dowsett, R. J. 2001. Central African Republic. En: Fishpool, L. D. C. y Evans, M. I. (eds.), *Important Bird Areas in Africa and associated islands: Priority sites for conservation*, Newbury y Cambridge, RU: Pisces Publications and BirdLife International (BirdLife Conservation Series No. 11), p.169-176.
- Dowsett, R. J. y Dowsett, F. 2011. The avifauna of Benin: additions and corrections. *Bulletin of the African Bird Club*, 18 (2), p.148-167.
- Dowsett, R. J. y Dowsett-Lemaire, F. 1993. A contribution to the distribution and taxonomy of Afrotropical and Malagasy birds. *Tauraco Research Report No. 5*, p.64-68.
- Dowsett, R. J. y Forbes-Watson, A. D. 1993. *Checklist of birds of the Afrotropical and Malagasy regions*. Liège, Bélgica: Tauraco Press.
- Dowsett-Lemaire, F. 2012. Françoise Dowsett-Lemaire *in litt.* a BirdLife International.
- Dowsett-Lemaire, F. 2013. Françoise Dowsett-Lemaire com. pers. a UNEP-WCMC, 10/06/2013.
- Dowsett-Lemaire, F. y Dowsett, R. J. n.d. *The birds of Ghana. An atlas and handbook*. En preparación.
- Dranzoa, C., Williams, C. y Pomeroy, D. 2011. Birds of isolated small forests in Uganda. *Scopus*, 31, p.1-10.
- Elgood, J. H., Heighnam, J. B., Moore, A. M., Nason, A. M., Sharland, R. E. y Skinner, N. J. 1994. *The birds of Nigeria: An annotated checklist*. Londres, RU: British Ornithologists' Union.
- Eniang, E. A., Akpan, C. E. y Eniang, M. E. 2008. A survey of African grey parrots (*Psittacus erithacus*) trade and trafficking in Ekonganaku area of Ikpan forest block, Nigeria. *Ethiopian Journal of Environmental Studies and Management*, 1 (2), p.68-73.
- Farmer, R. 1979. Check-list of the birds of the Ife-Ife area. *Malimbus*, 1 (1), p.56-64.
- Game Department of Uganda. 1987. Game Department of Uganda *in litt.* a UNEP-WCMC.
- Gatter, W. 1997. *Birds of Liberia*. East Sussex, UK: Pica Press.
- Ghana Revenue Authority. 2013. *Ghana revenue authority - prohibited exports*. [En línea]. Disponible en: <http://www.gra.gov.gh/> [Descargado: 8 de agosto, 2013].

- Ghana. 1971. *Wildlife conservation regulations, 1971: Arrangement of regulations*.
- Green, A. A. y Carroll, R. W. 1991. The avifauna of Dzanga-Ndoki National Park and Dzanga-Sangha Rainforest Reserve, Central African Republic. *Malimbus*, 13 (2), p.49–66.
- Green, A., Hall, P., Leventis, A. y Place, I. 2007. Avifauna of Omo Forest Reserve, southwest Nigeria. *Malimbus*, 29, p.16–30.
- Grimes, L. G. 1987. *The birds of Ghana*. Londres, RU: British Ornithologists' Union.
- Hall, P. 2006. Philip Hall (African Bird Club) *in litt.* a la Secretaría CITES.
- Hall, P. 2013. Philip Hall (African Bird Club) *in litt.* a Rowan Martin.
- Helsens, T. 1996. New information on birds in Ghana, April 1991 to October 1993. *Malimbus*, 18, p.1–9.
- Holbech, L. 2013. Lars Holbech com. pers. a UNEP-WCMC, 31/07/2013.
- Inskipp, T., Broad, S. y Luxmoore, R. 1988. *Significant trade in wildlife: a review of selected species in CITES Appendix II. Volume 3: birds*. Ginebra, Suiza: UICN y Secretaría CITES.
- Jehl, H. 1976. Les oiseaux de l'Île de Kembe (R.C.A.). *Alauda*, 44, p.153–167.
- Juniper, T. y Parr, M. 1998. Grey parrot, *Psittacus erithacus*. En: Collar, N. (ed.), *Parrots: a guide to the parrots of the world*, East Sussex, UK: Pica Press, p.375–376.
- Luft, S. 2007. *Parrots of Africa*. Norderstedt, Germany: Herstellung und Verlag: Books on Demand GmbH.
- Mackenzie, P. 1979. Birds of the Calabar area. *Malimbus*, 6 (1), p.47–55.
- Mackworth-Praed, C. W. y Grant, C. H. B. 1952. *Birds of eastern and north eastern Africa*. Londres, RU: Longmans, Green.
- Maisels, F. 2006. Fiona Maisels (Coordinator/Wildlife Conservation Society) *in litt.* a Secretaría CITES.
- Malbrant, R. 1952. *Faune du centre africain français (mammifères et oiseaux)*. 2nd ed. Paris, Francia: Lechevalier.
- Marchant, S. 1953. Notes on the birds of south-eastern Nigeria. *Ibis*, 95 (1), p.38–69.
- Martin, R. 2013. Rowan Martin (World Parrot Trust) com. pers. a UNEP-WCMC, 29/06/2013.
- McGowan, P. 2001. *Status, management and conservation of the African grey parrot Psittacus erithacus in Nigeria*. Ginebra, Suiza: Secretaría CITES.
- Millet-Horsin, H. 1923. Contribution à l'étude de la faune ornithologique du Bas-Togo. *Bulletin du Comité d'études historiques et scientifiques de l'Afrique Occidentale Française*, (Jan-Mar), p.67–73.
- Ministère de la Justice. 2008. *Le portail officiel du driots togolais. Elevage, pêche, chasse*. [En línea]. Disponible en: <http://www.legitogo.gouv.tg/lois/liste.php?num=88> [Descargado: 4 de septiembre, 2013].
- Neumann, O. 1908. Notes on African birds in the Tring Museum. II. List of the African Psittacidae. *Novitates Zoologicae*, 15, p.379–390.
- Nigeria. 1985. *Endangered Species (Control of International Trade and Traffic) Act (1985 No. 11)*.
- Nikolaus, G. 2001. Bird exploitation for traditional medicine in Nigeria. *Malimbus*, 23 (2), p.45–55.
- Ntiamoa-Baidu, Y., Owusu, E. H., Daramani, D. T. y Nuoh, A. A. 2001. Ghana. En: Fishpool, L. D. C. y Evans, M. I. (eds.), *Important Bird Areas in Africa and associated islands: Priority sites for conservation*, Newbury y Cambridge, RU: Pisces Publications and BirdLife International (BirdLife Conservation Series No. 11), p.367–389.
- Okorodudu-Fubara, M. 2012. COUNTRY REPORT: NIGERIA Legal Developments , 2009-2011. *IUCN Academy of Environmental Law e-Journal*, 1, p.170–179.
- Olmos, F. y Turshak, L. G. 2009. A survey of birds in Omo Forest Reserve, south-western Nigeria. *Bulletin of the African Bird Club*, 16 (2), p.184–196.
- Perrin, M. 2012. *Parrots of Africa, Madagascar and the Mascarene Islands: Biology, ecology and conservation*. Johannesburg, South Africa: Witwatersrand University Press.
- Plumptre, A. 2005. y rew Plumptre (Wildlife Conservation Society) *in litt.* a UNEP-WCMC.
- Plumptre, A., Akwetaireho, S., Hänni, D. C., Leal, M., Mutungire, N., Kyamanywa, J., Tumuhamyé, D., Ayebale, J. y Isoke, S. 2010. *Biodiversity surveys of Bugoma Forest Reserve, smaller central forest reserves, and corridor forests south of Bugoma*. Vienna, VA, EEUU: The Jane Goodall Institute.
- Pomeroy, D. 2013. Derek Pomeroy (*The bird atlas of Uganda*) com. pers. a UNEP-WCMC, 19/09/2013.
- Rainey, H. J. y Asamoah, A. 2005. Rapid assessment of the birds of Draw River, Boi-Tano and Krokosua Hills. En: McCullough, J., Decher, J. y Kpelle, D. G. (eds.), *A biological assessment of the terrestrial ecosystems of the Draw River, Boi-Tano, Tano Nimiri and Krokosua Hills forest*

- reserves, southwestern Ghana. *RAP Bulletin of Biological Assessment* 36, Washington D.C., EEUU: Conservation International, p.50–56.
- República Centroafricana. 1984. Ordonnance n°84.045 portant protection de la faune sauvage et réglementant l'exercice de la chasse en République Centrafricaine. *Code de protection de la faune sauvage*.
- Sekercioglu, C. H. 2002. Effects of forestry practices on vegetation structure and bird community of Kibale National Park, Uganda. *Biological Conservation*, 107 (2), p.229–240.
- Serle, W. 1957. A contribution to the ornithology of the eastern region of Nigeria. *Ibis*, 99 (3), p.371–418.
- Serle, W., Morel, G. y Hartwig, W. 1977. Grey parrot, *Psittacus erithacus*. En: *A field guide to the birds of west Africa*, Londres, RU: William Collins Sons & Co Ltd, p.102.
- Togo. 1968. *Ordonnance No 4 du 16-1-68 reglementant la protection de la faune et l'exercice de la chasse au Togo*.
- Togo. 1980. *Decret No 80-171 du juin 1980 portant modalites d'application de l'ordonnance No 4 du 16 janvier 1968 reglementant la protection de la faune et l'exercice de la chasse au Togo*.
- Togo. 1990. *Décret No 90-178 du 7 novembre 1990 portant modalités d'exercice de la chasse au Togo*.
- Uganda. 1996. *The Uganda Wildlife Act. Chapter 200*.
- UWA. 2012. *Uganda Wildlife Authority. UWA releases 204 African Grey parrots*. [En línea]. Disponible en: <http://ugandawildlife.org/news-a-updates-2/uwa-news/item/22-uwa-releases-204-african-grey-parrots-to-the-wild> [Descargado: 4 de septiembre, 2013].
- WCMC y IUCN/SSC Trade Specialist Group. 1992. *Review of significant trade in animal species included in CITES Appendix II: detailed reviews of 24 priority species*. Sexta reunión del Comité de Fauna CITES.
- Weckstein, J. D., Marks, B. D., Moyle, R. G., Johnson, K. P., Meyer, M. J., Braimah, J., Opong, J. y Amponsah, J. 2009. Important bird records from two expeditions for the Upper Guinea forest of Ghana. *Malimbus*, 31, p.28–46.
- Zealor, A. U. 2001. Nigeria. En: Fishpool, L. D. C. y Evans, M. I. (eds.), *Important Bird Areas in Africa and associated islands: Priority sites for conservation*, Newbury y Cambridge, RU: Pisces Publications and BirdLife International (BirdLife Conservation Series No. 11), p.673–692.

**Chamaeleo gracilis** Hallowell, 1842: Benín, Camerún, Ghana, Guinea, Togo, Uganda

Chamaeleonidae, Camaleón grácil

**Selección para el Examen de Comercio Significativo**

Durante la 25ª reunión el Comité de Fauna incluyó a *Chamaeleo gracilis* (todos los países del rango de distribución) en el Examen de Comercio Significativo como una especie prioritaria para el Examen siguiendo las consideraciones del documento AC25 Doc. 9.6 (Acta Resumida AC25). El análisis del Anexo 2 del AC25 Doc. 9.6. especificó que *C. gracilis* cumplía con un umbral de volumen elevado de comercio en 2008 y 2009 y el criterio de gran variabilidad en el comercio entre 1999 y 2008. En la 26ª reunión del CF, se habían recibido respuestas de la República Democrática del Congo (en lo sucesivo la RD del Congo), Etiopía, Guinea Bissau y la República Unida de Tanzania (AC26 Doc. 12.3). Angola, Benín, Burkina Faso, Camerún, República Centroafricana, Chad, Congo, Costa de Marfil, Guinea Ecuatorial, Eritrea, Gabón, Gambia, Ghana, Guinea, Kenya, Liberia, Nigeria, Senegal, Sierra Leona, Somalia, Sudán, Togo y Uganda se conservaron en el Examen (Acta Resumida AC26). Después de la 26ª reunión del CF, Angola, Burkina Faso, República Centroafricana, Chad, Congo, Costa de Marfil, Guinea Ecuatorial, Eritrea, Gabón, Gambia, Kenya, Liberia, Nigeria, Senegal, Sierra Leona, Somalia y Sudán fueron removidos del proceso sobre la base de no intercambio comercial durante los últimos 10 años, con el acuerdo y en consulta con el CF.

**A. Resumen**

Resumen de las recomendaciones para *Chamaeleo gracilis*.

<b>Resumen general</b>		
Generalizada y no se considera amenazada; sin embargo, se desconoce el estado de su población.		
<b>Estado del rango de distribución</b>	<b>Categoría provisional</b>	<b>Resumen</b>
Benín	Posible Preocupación	Niveles moderados de comercio 2002-2012 principalmente en individuos vivos, procedentes de granjas. Se registraron dos instancias de posibles excesos de cuota en 2010 (silvestre) y 2012 (criados). La base del ajuste de la cuota no está clara. El estado poblacional no está claro. Por tanto, ha sido clasificada como de Posible Preocupación; siguen existiendo preguntas no relacionadas con la aplicación del artículo IV, parágrafos 2, 3 o 6 (a).
Camerún	Preocupación Menor	Bajos niveles de comercio 2002-2011 y ninguno registrado desde 2006. Se ha registrado la disminución de la población en algunas áreas, pero se encuentra ampliamente distribuida y es al menos localmente común. Por lo tanto, ha sido clasificada como de Preocupación Menor.
Ghana	Posible Preocupación	Niveles moderados de comercio 2002-2011 principalmente de individuos de origen silvestre y el comercio se mantuvo dentro de la cuota. Parece ampliamente distribuida. El estatus poblacional y la base para el dictamen de extracción no perjudicial no están claros. Por lo tanto, ha sido clasificada como de Posible Preocupación.
Guinea	Preocupación Menor	Prácticamente no se declaró comercio internacional 2002-2011. Estado poblacional no claro. Basado en los bajos niveles de

		comercio, ha sido clasificada como de Preocupación Menor.
Togo	Preocupación Urgente	Niveles relativamente altos de comercio principalmente de individuos vivos, criados en granjas. Se registraron cuatro casos de posibles excesos de cuotas en 2002-2003 y 2007 (silvestre) y 2002 (criados). Se expresó preocupación sobre la base de las cuotas en el 2002; las cuotas se han mantenido iguales desde entonces. La información disponible indica que su distribución es restringida, y la especie parece ser rara. Por lo tanto, ha sido clasificada como de Preocupación Urgente.
Uganda	Preocupación Menor	Bajos niveles de comercio de individuos de origen silvestre 2002-2011. Parece generalizada. Por lo tanto, ha sido clasificada como de Preocupación Menor.

## B. Generalidades de la especie

**Nota taxonómica:** Se han reconocido dos subespecies distintas *C. g. gracilis* y *C. g. etiennei*, (Klaver y Böhme, 1997; Tilbury, 2010); algunos autores elevan a *C. g. etiennei* a nivel de especie (Razzetti y Msuya, 2002; Uetz, 2013).

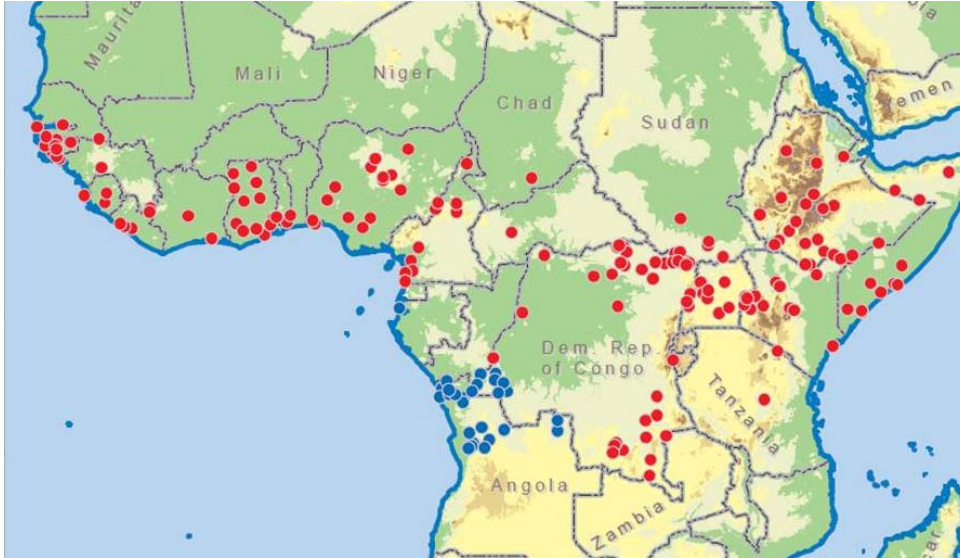
Se ha considerado que *C. gracilis* se asemeja mucho a *C. senegalensis*, *C. dilepis* (Bartlett y Bartlett, 2001) y *C. anchietae* (Spawls *et al.*, 2002).

**Biología:** *Chamaeleo gracilis* es un camaleón grande, arborícola (Spawls *et al.*, 2002), que habita principalmente ambientes de sabana con árboles de acacia (Spawls *et al.*, 2002; Malonza *et al.*, 2006; Tilbury, 2010) pero también es encontrado en bosques (Akani *et al.*, 2001; Razzetti y Msuya, 2002; Böhme *et al.*, 2011), en tierras de agrícolas arbustivas (Akani *et al.*, 2001) y en asentamientos humanos (Wagner *et al.*, 2008).

Alcanza la madurez sexual aproximadamente a los 5-6 meses (Bartlett y Bartlett, 2005) y produce una o dos nidadas anuales (Rearick *et al.*, 2013). El tamaño típico de la nidada es de 10-25 huevos (Spawls *et al.*, 2002), pero se han registrado nidadas de más de 45 huevos (Engeman *et al.*, 2005; Tilbury, 2010). La incubación dura 6-7 meses (Bartlett y Bartlett, 2005).

**Distribución general y estado:** *C. gracilis* está muy extendida en el cinturón de la sabana subsahariana y su rango de distribución alcanza a lo largo de África desde Somalia en el este hasta Senegal en el oeste (Spawls y Rotich, 1997; Spawls *et al.*, 2002; Djeukam, 2007), y Sudán en el norte (Townsend y Larson, 2002; Auriolles-Gamboa *et al.*, 2010). *C. g. gracilis* es la más difundida de las dos subespecies, (Klaver y Böhme, 1997; Tilbury, 2010) (Figura 3), mientras que *C. g. etiennei* se limita a la costa oeste de África central, incluyendo Angola, Gabón, República del Congo y RD Congo (Klaver y Böhme, 1997; Tilbury, 2010).

Engeman *et al.* (2005) observaron que es posible que *C. gracilis* introducidos se estén reproduciendo en la Florida.



**Figura 3.** Mapa mostrando los registros de *Chamaeleo gracilis gracilis* (puntos rojos) y *C. g. etiennei* (puntos azules). (Fuente: Tilbury, 2010).

El estado poblacional de la especie ha sido considerado poco conocido (IUCN *et al.*, 1996), pero ha sido considerado como no amenazada (IUCN *et al.*, 1996; Tilbury, 2010). Como es una especie ampliamente distribuida, *C. gracilis* no fue considerada de ser una preocupación prioritaria para la conservación (Carpenter *et al.*, 2004).

**Amenazas:** La caza para la medicina tradicional y la pérdida del hábitat han sido consideradas las amenazas más importantes para la especie (IUCN *et al.*, 1996). Se ha indicado que los incendios anuales de grandes áreas rurales matan muchos camaleones y combinado con la gran extracción intensiva de adultos, potencialmente constriñen las poblaciones (C. Tilbury, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

C. Anderson (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) consideró que la especie es exportado en “exceso extremo” y C. Tilbury (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) observó que la especie “podría volverse escasa localmente si se explota intensamente”.

**Generalidades del comercio y la gestión:** *C. gracilis* fue incluida en el Apéndice II de CITES en 04/02/1977. Había sido declarada de ser una de las especies de camaleón más importante en el mercado global (Carpenter *et al.*, 2004). La especie había sido declarada de ser comúnmente disponible en el comercio de mascotas en los Estados Unidos y Europa como especímenes salvajes capturados (Bartlett y Bartlett, 2001; C. Anderson, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013; Rearick *et al.*, 2013;). C. Anderson (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) informó que el precio típico en los Estados Unidos era de menos de 20 dólares estadounidenses; han sido señalados de tener una alta mortalidad en cautiverio debido a la deshidratación y la elevada carga de parásitos (Bartlett y Bartlett, 2001; Rearick *et al.*, 2013). En una evaluación de la morbilidad y mortalidad en cautiverio, realizada por Altherr y Freyer (2001), *C. gracilis* fue considerada inadecuada para la cría en cautiverio debido a ser ‘difícil de mantener’ o con ‘alta mortalidad en cautiverio’, ‘difícil de reproducir’ y las condiciones requeridas que son difíciles de simular.

N.L. Gonwouo (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) señaló que “dado el gran rango de distribución del occidente al oriente de África y la naturaleza porosa de las fronteras nacionales, es difícil evaluar efectivamente el país de origen de la especie en el mercado de mascotas si no es documentado oficialmente”.

*C. gracilis* fue incluida en el Examen de Comercio Significativo de CITES en 1988 y en 1996. En el Examen de 1996, fue considerado que el comercio podría afectar las poblaciones locales; sin embargo, IUCN *et al.* (1996) observaron que “no existen datos para corroborar esto”. Se concluyó que el aumento en el comercio declarado garantizaba “algo de preocupación, aunque los volúmenes absolutos no son muy elevados” (IUCN *et al.*, 1996).

### C. Examen por País:

#### BENÍN

**Distribución en el País evaluado:** Harwood (2003) consideró que la especie probablemente estaba presente en Benín, observando que los bosques secos y las sabanas, hábitats adecuados para la especie, eran “relativamente prevalentes” en el país. El mapa del rango de distribución de Tilbury (2010) muestra registros cerca de las fronteras con los países vecinos Togo y Nigeria.

Ullénbruch *et al.* (2010) registraron la presencia de la especie en Abomey-Didja (Benín central-sur) y en el Parque Nacional de Pendjari (Benín noroccidental). La especie también se registró en la parte beninesa de la Reserva de Biosfera Transfronteriza W (norte de Benín) en inventarios realizados en 2006-2007 (Chirio, 2009). Durante las encuestas realizadas a lo largo de Benín por Sinsin *et al.*, (2008), *C. gracilis* fue identificada como una especie generalizada, registrada en un 72,7 por ciento de los entrevistados como una especie que ocurre en su entorno local.

La Autoridad Administrativa CITES de Benín (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) confirmó su presencia en los departamentos de Zou (centro-sur de Benín), Plateau (sureste Benín), Mono (suroeste Benín) y Atlantique (Benín meridional).

**Estado y Tendencias de la población:** las entrevistas a las comunidades locales realizadas por Sinsin *et al.*, (2008) sugirieron que las poblaciones de camaleón en Benín están por lo general en declive, y esto fue confirmado por la CITES AA de Benín (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

**Amenazas:** *C. gracilis* ha sido registrada de capturada para los mercados locales y vendida para la medicina tradicional, sin embargo este comercio es ilegal y no existen estimaciones de los volúmenes de comercio disponibles (AA CITES de Benín *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013). Sinsin *et al.*, (2008) consideraron a todos los camaleones benineses (*C. gracilis*, *C. necasi* y *C. senegalensis*) “bajo la mayor amenaza” y se advirtió que “si la demanda del mercado de exportación, persistiese en los niveles actuales, dará lugar a la extinción de estas especies, dado que sufren de poca o ninguna protección efectiva”. La cría en cautiverio fue recomendada como medio para reducir la presión en las poblaciones silvestres (Sinsin *et al.*, 2008).

**Comercio:** Se han recibido los informes anuales CITES de Benín para todos los años 2002-2012 con excepción del 2003 y 2006. Benín publicó cuotas de exportación para especímenes de *C. gracilis* de granjas cada año desde 1997 en adelante y para especímenes de origen silvestre desde 2010 en adelante (Tabla 1). La cuota para los especímenes parece haberse excedido en 2012, según los datos declarados por Benín; los datos registrados por los importadores para 2012 todavía no están disponibles. La cuota para los especímenes de origen silvestre parece haberse excedido en 2010, según datos registrados por los importadores; Benín no reportó ningún comercio de origen silvestre. Un análisis del permiso reveló que el permiso de exportación registrado por el país importador del comercio de origen silvestre, Ghana, no ha sido registrado por Benín para la especie *C. gracilis*.



**Tabla 1. Cuotas de exportación CITES para *Chamaeleo gracilis* criado y de origen silvestre desde Benín y exportaciones directas globales, según informaron los países importadores y exportador, 2002-2013. No se publicaron cuotas para especímenes de origen silvestre antes de 2010. (No se ha recibido ningún informe anual de Benín para los años 2003 o 2006; los datos del comercio para el 2013 no están todavía disponibles.) (Todo el comercio fue en especímenes vivos a excepción de dos cuerpos reportados por el país importador en el año 2002; para cada año, el comercio para el cual la cuota no aplica en ese año está en gris).**

		Declarado por	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
Cuota (de granjas)			855	455	455	300	400	300	300	300	250	250	250	250
Cuota (silvestres)			0	0	0	0	0	0	0	0	200	200	200	200
Procedentes de granjas	Importador		112	217						150	121	131		
	Exportador		3	8	931	582	280	196	559	0	0	2		
					139					187	130	247	286	
					0	600		760	870	5	0	0	5	
De origen silvestre	Importador		510		195									
	Exportador								500		400			

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, UNEP-World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, Reino Unido

Las exportaciones directas de *C. gracilis* desde Benín 2002-2012 consistieron principalmente de especímenes vivos comercializados con fines comerciales, la mayoría de los cuales fueron criados en granjas (Tabla 2). Benín declaró sólo el comercio de los especímenes criados en criaderos; sin embargo, los países importadores declararon el comercio de especímenes reproducidos en cautiverio y de origen silvestre además de los especímenes criados en granjas. Los principales países importadores fueron Estados Unidos y Ghana.

Las exportaciones indirectas de *C. gracilis* procedentes de Benín durante 2002-2012 consistieron de individuos vivos comercializados con fines comerciales, la mayoría de los cuales fueron criados en granjas con una pequeña proporción de origen silvestre.

La Unión Europea suspendió el comercio de *C. gracilis* de origen silvestre desde Benín en 2002; esta suspensión bajo Regulación de la Comisión (EC) No. 578/2013 del 17 de junio de 2013 permanece vigente.

**Tabla 2. Exportaciones directas de *Chamaeleo gracilis* desde Benín, 2002-2012. Todo el comercio de especímenes vivos fue con fines comerciales; los cuerpos fueron comercializados con fines científicos. (No se ha recibido el informe anual de Benín para los años 2003 o 2006).**

Término	Fuente	Declarado por	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	Total
Cuerpos	W	Importador	2											2
		Exportador												
vivos	C	Importador									200	173		373
		Exportador												
	R	Importador	1123	2178	931	582	280	196	559	1500	1210	1312		9871
		Exportador			1390	600		760	870	1875	1300	2470	2865	12130
	W	Importador	508		195					500		400		1603
		Exportador												

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, UNEP-World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, Reino Unido

La AA CITES de Benín (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) informó que la especie es comercializada ilegalmente desde Benín a Camerún con fines medicinales.

**Gestión:** Los camaleones están incluidos como especies "de no cacería" en el anexo IV de la Ley No 87-014 (1987), especificando que son necesarios permisos para la caza y captura de todas las especies, con la excepción de para la caza tradicional (Benín, 1987). El Decreto No. 90-366 (1990) especifica que son necesarios permisos para mantener camaleones en cautividad y detalla la documentación necesaria para los operadores de las granjas (Benín, 1990).

Carpenter (2004) informó que Benín empezó a exportar camaleones en 1992. Durante las visitas realizadas a las granjas de reptiles en Benín en 2002, Harwood (2003) registró tres granjas de reptiles que estaban produciendo camaleones, y al menos una de ellas tenía la capacidad de reproducir *C. gracilis* en cautiverio. Según Ineich (2006), existían por lo menos cuatro granjas operadoras con existencias de *C. gracilis*; se informó que una granja tenía 1500 ejemplares, y otra 900 ejemplares, 75 por ciento de los cuales eran hembras.

Harwood (2003) informó que licencias pagadas y la autorización de la AA CITES eran necesarias para la captura de especímenes silvestres para mejorar las existencias de reproductores en granjas de camaleón. Según se observó, se utilizó la información sobre la capacidad de las granjas para reproducir, como base para determinar la cuota (Harwood, 2003), teniendo en cuenta que el 20 por ciento de los menores fueron liberados de las granjas al medio silvestre al final de cada temporada y que las mortalidades de los huevos y de los juveniles se estimó en 10 por ciento (Ineich, 2006). Sin embargo, Harwood (2003) observó que la base de los números de existencias proporcionados por los operadores era confusa y señaló que el sistema de cuotas no tomó suficientemente en cuenta la estructura de edad de la población y las diferencias en los resultados de reproducción entre clases de edad.

Partiendo de la base de visitas a instalaciones de crianza realizadas durante el año 2004, Ineich (2006) expresó su preocupación por el uso erróneo de los códigos de fuentes, informando que las exportaciones reptil bajo Código R eran propensos a ser una mezcla de fuentes F, C, R y W y cuestionó a la base de la crianza en granjas en Benín, teniendo en cuenta que muchos autores no consideraban Benín como un país del rango de distribución. Advirtió que las exportaciones de reptiles de origen silvestre como reproducidos en granjas era posible considerando los altos costos del mantenimiento de las existencias de reproductores (Ineich, 2006).

#### CAMERÚN

**Distribución en el País evaluado:** Su presencia en Camerún ha sido confirmada (IUCN *et al.*, 1996; Klaver y Böhme, 1997; LeBreton, 1999; Foguekem *et al.*, 2009; Barej *et al.*, 2010; Tilbury, 2010; Uetz, 2013). El mapa del rango de distribución de Tilbury (2010) indica su presencia en todo el país con excepción de las partes del sudeste, y el mapa de Chirio y LeBreton (2007) indica ausencia en la parte sur de Camerún y el extremo norte del país. N. L. Gonwouo (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) describió la distribución de la siguiente manera: "se ha registrado desde la costa alrededor de Kribi [Camerún suroeste] en el sur extendiéndose hacia el norte en la sabana y zonas del Sahel donde se observa comúnmente en arbustos y árboles". M. LeBreton (com. pers. a UNEP-WCMC, 2013) señaló que la especie estaba ausente en las áreas forestales de Camerún Meridional.

Herrmann *et al.* (2007) registraron a *C. gracilis* durante conteos visuales y trampas en la Cordillera de Tchabal Mbabo en Camerún central durante 1998 y 2000.

**Tendencias y estado de la población:** Chirio y LeBreton (2007) consideraron a *C. gracilis* localmente común. N.L. Gonwouo (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) describió las poblaciones en las zonas meridionales del país alrededor de la latitud 4°N El como "escasas", mientras que en la sabana de la región de Adamawa (centro-norte de Camerún), la especie fue considerada abundante.

Se consideró que las poblaciones estaban disminuyendo en algunas áreas con alto impacto humano (N.L. Gonwouo, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

**Amenazas:** Se informó que la pérdida de hábitat es una amenaza particularmente importante en el área de sabana de Adamawa donde se encuentran las principales poblaciones ((N.L. Gonwouo, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013). Chirio y LeBreton (2007) consideraron que los incendios en la sabana como una amenaza a la especie.

M. LeBreton (com. pers. a UNEP-WCMC, 2013) señaló que la especie no es objetivo de colección intensiva para comercio de mascotas, puesto que las poblaciones de Camerún eran relativamente más difíciles de acceder y transportar al mercado en comparación con muchas otras poblaciones en África occidental. Gonwouo (2002) entrevistó a coleccionistas locales de reptiles en el área de Monte Camerún, revelando que la mortalidad de *Chamaeleo* spp. silvestres capturados era típicamente por lo menos del 25 por ciento, y que la mayoría de ejemplares silvestres capturados morían dentro de un mes de la captura.

**Comercio:** No se han recibido aún los informes anuales CITES de Camerún para los años 2008 o 2010-2012. Camerún no ha publicado cuotas de exportación para *C. gracilis*. Las exportaciones directas de Camerún 2002-2012 fueron todas de origen silvestre y consistieron de cuerpos y especímenes comercializados con fines científicos e individuos vivos comercializados con fines comerciales (Tabla 3). Ningún comercio fue declarado después de 2006.

No se registraron exportaciones indirectas de *C. gracilis* procedentes de Camerún durante 2002-2012.

**Tabla 3. Exportaciones directas de *Chamaeleo gracilis* desde Camerún, 2002-2006. Todo el comercio fue de origen silvestre (No se recibieron informes anuales de Camerún para los años 2008 o 2010-2012; no se declaró comercio en 2005 o 2007-2012.)**

Término	Propósito	Declarado por	2002	2003	2004	2006	Total
Cuerpos	S	Importador		115			115
		Exportador					
Vivos	T	Importador				50	50
		Exportador	30				30
Especímenes	S	Importador					
		Exportador			2		2

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, UNEP-World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, Reino Unido

**Gestión:** *C. gracilis* ha sido clasificada como animal protegido “Clase B” (especies en riesgo de estar amenazadas y que requieren medidas de gestión específicas) bajo el Decreto No 0648/MINFOF de 2006 (Camerún, 2006). Sección 78 de la Ley No. 94/01 especifica que la caza y captura de especies de la Clase B requiere un permiso (Republique du Cameroun, 1994). Gonwouo N.L. (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) señaló que aparte de los permisos de captura, no existían regulaciones específicas con respecto a la captura para el comercio de mascotas.

*C. gracilis* fue observada de ocurrir en la Reserva Forestal de Mbembe (Nsanyi, 2012), y el Parque Nacional de Bouba Ndjidah (Diffo, 2001).

#### GHANA

**Rango de distribución en el país evaluado:** La presencia de *C. [g.] gracilis* en Ghana ha sido confirmada (IUCN *et al.*, 1996; Klaver y Böhme, 1997; Tilbury, 2010; Uetz, 2013). El mapa del rango de distribución de Tilbury (2010) indica su presencia a lo largo de todo el país. Sin embargo, la especie no se registró en conteos visuales realizados en las Colinas de Togo en el Parque Nacional de Kyabobo durante el año 2001 (visita de ocho días), 2004 (visita de nueve días) o 2005 (visita de 20 días) (Leaché *et al.*, 2006). Se informó de que se encuentra en las Reservas Forestales del Rio Draw, Boi-Tano y Colinas Krokosua en el sudoeste de Ghana (Ernst *et al.*, 2005).

**Tendencias y estado de la población:** No se encontró información.

**Amenazas:** La especie, según se informa ha sido utilizada con fines medicinales y ceremoniales en algunas áreas (Ernst *et al.*, 2005).

**Comercio:** Se han recibido los informes anuales CITES de Ghana para todos los años 2002-2012 con excepción del 2006. Ghana publicó cuotas anuales de exportación de 1500 *C. gracilis* de origen silvestre cada año desde 1997, con excepción de 2005-2007, cuando no se publicaron cuotas; a partir de 1999, la cuota es aplicada únicamente a especímenes vivos (Tabla 4). Aun no se han publicado las cuotas para el 2013. El comercio se mantuvo dentro de la cuota cada año según los datos registrados tanto por los países importadores como por el país exportador.

**Tabla 4. Cuotas de exportación CITES para *Chamaeleo gracilis* vivos de origen silvestre de Ghana y exportaciones globales directas, según lo declarado por los países importadores y el país exportador, 2002-2012. (No se han recibido los informes anuales de Ghana para los años 2006, 2011 o 2012; no se publicaron cuotas en 2005-2007 o 2013.)**

	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
Cuota	1500	1500	1500	-	-	-	1500	1500	1500	1500	1500
Declarada por los importadores	659	527	343	576	234	826	597	565	779	754	
Declarada por el exportador	680	719	520	750		890		1070	1320	1160	673

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, UNEP-World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, Reino Unido

Las exportaciones directas de *C. gracilis* desde Ghana 2002-2012 consistieron principalmente de ejemplares vivos, de origen silvestre comercializados con fines comerciales (Tabla 5). Los países importadores registraron comercio de especímenes criados en granjas en 2002-2004 y 2009-2010, mientras que Ghana informó de la exportación de los especímenes criados en granjas únicamente en 2004. Estados Unidos fue el principal país importador.

**Tabla 5. Exportaciones directas de *Chamaeleo gracilis* desde Ghana, 2002-2012. Todo el comercio consistió en especímenes vivos. (No se han recibido los informes anuales de Ghana para los años 2006 o 2011.)**

Fuente	Propósito	Declarado por	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	Total
W	B	Importador	4										4	
		Exportador												
	T	Importador	655	527	343	576	234	826	597	565	779	754		5856
		Exportador	680	719	520	750		890		1070	1320	1160	673	7782
R	T	Importador	25	100	100						106	45	376	
		Exportador	25										25	

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, UNEP-World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, Reino Unido

Las exportaciones indirectas de *C. gracilis* procedentes de Ghana 2002-2012 consistieron principalmente de especímenes vivos de origen silvestre, comercializados con fines comerciales.

Carpenter (2004) informaron que *C. gracilis* era la principal especie de camaleón comercializada desde Ghana entre 1978 y 2001, contribuyendo al 59 por ciento de las exportaciones de camaleón.

La Unión Europea suspendió el comercio de *C. gracilis* de origen silvestre desde Ghana en 2009; esta suspensión bajo la Regulación de la Comisión (EC) No. 578/2013 del 17 de junio de 2013 permanece vigente.

**Gestión:** La especie no figura en las listas de animales protegidos bajo las Normas de Conservación de Vida Silvestre de 1971 de Ghana (Ghana, 1971).

Se informó que las instalaciones ghanesas de reptiles producen principalmente ejemplares criados y que tienen un buen nivel de control de las autoridades CITES (Ineich, 2006).

GUINEA

**Rango de distribución en el país evaluado:** Su presencia en Guinea ha sido confirmada (IUCN *et al.*, 1996; Klaver y Böhme, 1997; Tilbury, 2010; Böhme *et al.*, 2011; Uetz, 2013). El mapa del rango de distribución de Tilbury (2010) indica su presencia en el centro-sur y sureste de Guinea. La AA CITES de Guinea (com. pers. a UNEP-WCMC, 2013) informó que *C. gracilis* se encuentra particularmente en la región norte de Guinea (Haute-Guinea, Guinea del noreste).

**Tendencias y estado de la población:** La AA CITES de Guinea (com. pers. a UNEP-WCMC, 2013) informó que la abundancia de la especie estaba relacionada con la distribución de los diferentes ecosistemas y patrones de precipitación anual

**Amenazas:** No se pudo localizar información.

**Comercio:** No se han recibido aún los informes anuales CITES de Guinea para los años 2007, 2009, 2011 o 2012. Guinea no ha publicado cuotas de exportación para *C. gracilis*. Según los datos en la Base de Datos de Comercio CITES, el comercio directo de *C. gracilis* desde Guinea 2002-2012 consistió en cinco cuerpos de origen silvestre y dos colas de origen silvestre importadas por Alemania en 2011 con fines comerciales, informados sólo por Alemania. No se registraron exportaciones indirectas de *C. gracilis* procedentes de Guinea durante 2002-2012.

**Gestión:** Ninguna especie de camaleón se encuentra listada en los Anexos de las especies protegidas por la Ley de Vida Silvestre de Guinea L/99/038/AN de 1999 (Guinea, 1999). Artículo 61 especifica que las especies que no están listadas como protegidas pueden ser cazadas de acuerdo a las normas de caza, sin embargo el Artículo 62 prohíbe el comercio comercial sin licencia y la posición sin licencia de más de cinco ejemplares en el mismo lugar (Guinea, 1999).

Togo

**Distribución en el País evaluado:** Tilbury (2010) y IUCN *et al.* (1996) confirmaron su presencia en el país. El mapa del rango de distribución de Tilbury (2010) indica su presencia en el sur de Togo. En Togo, la especie ha sido considerada potencialmente presente en todos los hábitats de sabana con cobertura de árboles o arbustos (Harris, 2002), y Harwood (2003) observó que los hábitats adecuados son "relativamente frecuentes" en el país. Sin embargo, durante 1999-2000, basándose en conteos a través de transectos realizados para mapear las poblaciones de *C. gracilis* en Togo, Harris (2002) informó que la distribución de la especie era "relativamente restringida" y desigual; se registraron muy pocas ocurrencias fuera de las localidades específicas identificadas por los cazadores de camaleón.

**Tendencias y estado de la población:** Harris (2002) registró 18 especímenes de *C. gracilis* en 26 transectos de conteo nocturnos realizados en sitios de cacería y de no cacería durante 1999-2000. Se informó que la especie era menos abundante y tenía un rango más restringido que *C. senegalensis* (Harris, 2002). Los pobladores entrevistados en las áreas estudiadas, confirmaron algunos avistamientos de *C. gracilis*, indicando que era muy raro y en general se observaba que la frecuencia de avistamientos de las especies, junto con la de otros reptiles, había disminuido durante los cinco años anteriores (Harris, 2002).

**Amenazas:** Los camaleones han sido declarados de ser "ampliamente" utilizados y vendidos para prácticas religiosas y medicinales tradicionales en Togo, y especímenes secos eran comúnmente encontrados en los mercados locales (Harris, 2002). Se observó que debido a que *C. gracilis* es generalmente difícil de observar, era cazada principalmente por la noche con antorchas (Harris, 2002).

**Comercio:** Aun no se han recibido los informes anuales de Togo para los años 2006 o 2012. Togo publicó cuotas de exportación para especímenes de *C. gracilis* de origen silvestre cada año desde 1997 en adelante y para especímenes criados en granja desde 1998 en adelante (Tabla 6). La cuota para los especímenes de origen silvestre parece haberse en 2002 y 2003 según datos reportados por los países importadores y Togo y en 2007 según los datos registrados únicamente por Togo; la cuota para especímenes criados en criaderos parece haberse excedido en 2002 según los datos registrados únicamente por los países importadores. Togo no especificó si los informes anuales de 2002-2003 o 2007 fueron recopilados con base en los permisos expedidos o en el comercio real. El análisis del número de permisos registrados por los países importadores reveló que los excesos aparentes de las

cuotas en 2002 y 2003 no podían ser explicados por la emisión de permisos de exportación emitidos en el año anterior.

**Tabla 6. Cuotas de exportación CITES para *Chamaeleo gracilis* desde Togo, de origen silvestre y cultivado y exportaciones directas globales, según lo registrado por los países importadores y el país exportador, 2002-2013. (No se han recibido informes anuales de Togo para 2006 o 2012; los datos de comercio para 2012-2013 aún no están disponibles.) (Todo el comercio se dio en especímenes vivos con excepción de un cuerpo registrado por el país importador en 2007.)**

Declarado por		2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
Cuota (silvestres)		500	500	500	500	500	500	500	500	500	500	500	500
Cuota (cultivados)		2500	2500	2500	2500	2500	2500	2500	2500	2500	2500	2500	2500
Silvestres	Importador	551	656	276	261	20	114	168		10			
	Exportador	665	610	90	155		770	50			450		
Cultivados	Importador	2878	2179	1898	1611	1567	1342	1438	837	1550	2044		
	Exportador	1185	450	1200	690		1025	1950	1091	2470	1620		

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, UNEP-World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, Reino Unido

Las exportaciones directas de *C. gracilis* desde Togo 2002-2012 consistieron principalmente de especímenes vivos comercializados con fines comerciales, la mayoría de los cuales criados en granjas (Tabla 7). El comercio de *C. gracilis* de origen silvestre disminuyó entre 2002 y 2010; el comercio registrado por los países exportadores aumentó en 2011, pero ningún comercio de origen silvestre fue registrado por los países importadores. El comercio de *C. gracilis* procedente de criaderos registrado por los países importadores disminuyó entre 2002 y 2009, pero posteriormente aumentó. El principal país importador de especímenes criados en granjas y de origen silvestre fue Los Estados Unidos.

Las exportaciones indirectas de *C. gracilis* procedentes de Togo 2002-2012 consistieron de especímenes vivos comercializados con fines comerciales, la mayoría de los cuales criados en granjas con una pequeña proporción de origen silvestre.

**Tabla 7. Exportaciones directas de *Chamaeleo gracilis* desde Togo, 2002-2011. Todo el comercio se realizó con fines comerciales. (No se ha recibido el informe anual de Togo para 2006.)**

Término	Fuente	Declarado por	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	Total	
vivos	W	Importador	551	656	276	261	20	114	168		10		2056	
		Exportador	665	610	90	155		770	50			450	2790	
	R	Importador	2878	2179	1898	1611	1567	1341	1438	837	1550	2044	17343	
		Exportador	1185	450	1200	690		1025	1950	1091	2470	1620	11681	
	C	Importador					30							30
		Exportador												
U	Importador					98							98	
	Exportador													
cuerpos	R	Importador						1					1	
		Exportador												

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, UNEP-World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, Reino Unido

En 1999, se informó que los exportadores de reptiles togoleses registraron comprar *C. gracilis* de cazadores locales por 1.2-2 FF (0.2-0.4 DUS) y venderlos a los comerciantes extranjeros por 40-50 FF (8-10 DUS); el valor promedio de los ejemplares vendidos en línea fue de 37 DUS (Harris, 2002).

La Unión Europea suspendió el comercio desde Togo de *C. gracilis* criados en granjas en 1999 y de especímenes de origen silvestre de Togo en 2005; a partir de 2007, la suspensión para *C. gracilis* criados en granjas que se aplicaba únicamente a los especímenes una longitud hocico-cloaca mayor a 8 cm. Ambas suspensiones permanecen vigentes bajo Regulación de la Comisión (CE) No. 578/2013 de 17 de junio de 2013.

**Gestión:** los camaleones no están protegidos bajo la legislación Togolesa (Togo, 1990; Togo, 2009). Carpenter *et al.* (2004) señalaron que Togo tenía la historia más larga de comercio internacional de camaleón en África y que era un importante productor de camaleones, contabilizando el 24 por ciento del volumen global durante 1977-2001 (Carpenter *et al.*, 2004). Se observó que a pesar del número cada vez mayor de comercio, no se había realizado ningún cambio en la política o la legislación para dar cabida a las crecientes presiones sobre las poblaciones silvestres (Carpenter *et al.*, 2004).

Basándose en visitas realizadas en 2002, Harwood (2003) observó que los camaleones estaban siendo criados en varias granjas en Togo. Las instalaciones de producción fueron principalmente descritas como sistemas de granjas, y en una instalación, se informó que los juveniles y hembras adultos eran liberados al medio natural, a menos que fuesen exportados, y luego recogidos del lugar de liberación cuando fuesen necesarios para la exportación (Harwood, 2003).

Un Sistema de cuotas de exportación fue introducido después de las recomendaciones del Comité de Fauna, basándose en el Examen de Comercio Significativo de *C. gracilis* en 1996 (Harris, 2002). Se informó que la capacidad de producción estimada fue utilizada como la base de las cuotas de exportación, sin embargo los números podrían ser revisados posteriormente durante el año (Harwood, 2003). Se consideró difícil la estimación de la capacidad de producción de las granjas togolesas, y se observó que las cuotas no tomaban suficientemente en cuenta la estructura por edades de la población y la regularidad de la reproducción (Harwood, 2003). Se informó que las tablas de existencias producidas por las granjas de reptiles "parece que carecen de precisión", y se observó que en la mayoría de los casos las estimaciones de existencias parecían ser irrealmente elevadas (Harris, 2002).

Según Harwood (2003), anualmente se emitían licencias pagadas para la captura de especímenes silvestres basadas en las peticiones de las granjas de cría, y las cuotas podían aumentarse durante todo el año. Harris (2002) informó de la mortalidad post captura de hasta 25 por ciento, principalmente causada por estrés térmico.

En el 1996 Examen de Comercio Significativo de 1996, se observó que había una falta de información sobre el estado poblacional en Togo, y que "la base científica para establecer la cuota requiere aclaración" (IUCN *et al.*, 1996).

#### UGANDA

**Distribución en el País evaluado:** Su presencia en Uganda ha sido confirmada (Klaver y Böhme, 1997; Spawls *et al.*, 2002; Tilbury, 2010; Uetz, 2013). El mapa del rango de distribución de Tilbury (2010) indica su presencia a lo largo de todo el país, pero el de Spawls *et al.* (2002) sugiere que la especie está ausente en la mitad sur del país.

**Tendencias y estado de la población:** No se encontró información sobre el estado de la población.

**Amenazas:** Los incendios durante la época seca fueron considerados la mayor amenaza (Uganda Game Department, *in litt.* a la Secretaría CITES, 1987, en IUCN *et al.*, 1996).

**Comercio:** No se han recibido aún los informes anuales CITES de Uganda para los años 2010-2012. Uganda no ha publicado cuotas de exportación CITES para *C. gracilis*. Las exportaciones directas de *C. gracilis* desde Uganda 2002-2012 consistieron de ejemplares vivos de origen silvestre comercializados con fines comerciales (Tabla 8). También se informó del decomiso/confiscación de 60 animales por el Reino Unido en el año 2002. Los principales países importadores fueron Japón y Estados Unidos. No se registraron exportaciones indirectas de *C. gracilis* procedentes de Uganda durante 2002-2012.

**Tabla 8. Exportaciones directas de *Chamaeleo gracilis* desde Uganda, 2002-2011. Todo el comercio fue en ejemplares vivos. (No se han recibido los informes anuales de Uganda para los años 2010-2012; no se declaró comercio en 2005 o 2012.)**

Fuente	Propósito	Declarado por	2002	2003	2004	2006	2007	2008	2009	2010	2011	Total
W	T	Importador	152	125	10	15			25	158	64	549

Fuente	Propósito	Declarado por	2002	2003	2004	2006	2007	2008	2009	2010	2011	Total
		Exportador	45	461	44		35	26				611
I	-	Importador	60									60
		Exportador										

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, UNEP-World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, Reino Unido

Se informó que las cuotas para la captura de fauna silvestre en terrenos privados fuera de las áreas protegidas eran fijadas por la Autoridad de Vida Silvestre Uganda (UWA) que utiliza información sobre el estado poblacional como base de las cuotas (Gagnon y Nuwe, 2008). Según Gagnon y Nuwe (2008), las cuotas de exportación de *C. gracilis* durante 2000-2006 variaron entre 0 y 230 ejemplares (Tabla 9).

**Tabla 9. Cuotas para la exportación de *Chamaeleo gracilis* en Uganda durante 2000-2006.**

Año	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006 (Septiembre)
Número de animales	140	230	100	0	0	0	150

Fuente: Gagnon y Nuwe, 2008.

**Gestión:** *C. gracilis* no aparece en las listas de especies protegidas bajo el Acta de Cacería de Uganda (Preservación y Control) de 1959 (consolidadas en el año 2000) (Uganda, 2000). Sin embargo, el Acta de Vida Silvestre de Uganda especifica que se necesitan licencias para todos los diversos tipos de usos de vida silvestre, incluyendo clases A (cacería), B (cultivo), C (crianza), D (comercial), E (científico o educativo) y F (extracción general) (Uganda, 1996). La captura de animales está prohibida dentro de las áreas protegidas en Uganda (National Environment Management Authority, 2008).

Gagnon y Nuwe (2008) informaron sobre un programa de derechos de uso de la vida silvestre establecido en 2001 para promocionar la conservación fuera de las áreas protegidas y mejorar el sustento de la comunidad a través del comercio de vida silvestre. Las licencias fueron presuntamente requeridas para la captura, reproducción y exportación de vida silvestre, y especifican las especies, el número de ejemplares y el propósito de la captura o caza (Gagnon y Nuwe, 2008). Los funcionarios locales son responsables de la verificación de los permisos de captura, licenciarios, número de ejemplares recolectados, supervisión de captura y de la recepción de los documentos pertinentes; sin embargo, se observó que los recursos son muy limitados (National Environment Management Authority, 2008), y estudios en el distrito de Wakiso revelaron que la ejecución era insuficiente (Gagnon y Nuwe, 2008).

Gagnon y Nuwe (2008) informaron que dos empresas negociaban activamente con camaleones en Uganda. Las empresas involucradas en atrapar camaleones vivos están obligadas a mantener los especímenes en terrenos de explotación designados aprobados por los Funcionarios Ambientales del Distrito (National Environment Management Authority, 2008). Gagnon y Nuwe (2008) realizaron un estudio sobre las cadenas de comercio camaleón, informando que 30 por ciento de los animales capturados se supone son utilizados para la cría; sin embargo, pocos animales fueron vistos en las instalaciones de retención por lo que es imposible verificar el nivel de cumplimiento.

Vonesh (1998, 2001) informó que la especie se encuentra en los Parques Nacionales de Virunga y Garamba parques nacionales; sin embargo, el autor no lo registró en el Parque Nacional de Kibale en estudios realizados durante 18 meses en 1995 y 1996-1997.

#### **D. Problemas identificados que no están relacionados con la implementación del Artículo IV párrafos 2(a), 3 o 6 (a)**

Se informó que la especie era comercializada ilegalmente desde Benín a Camerún.

Se expresó preocupación sobre el uso erróneo de los códigos de las fuentes en las granjas de reptiles de Benín.



No se han recibido aún los informes anuales CITES de Benín de los años 2003 o 2006, Ghana del 2006, Togo del 2006, Uganda del 2010 o 2011, Camerún del 2008, 2010 o 2011 o Guinea del 2007, 2009 o 2011.

## E. Referencias

- Akani, G. C., Ogbalu, O. K. y Luiselli, L. 2001. Life-history and ecological distribution of chameleons (Reptilia, Chamaeleonidae) from the rain forests of Nigeria: conservation implications. *Animal Biodiversity and Conservation*, 24 (2), p.1-15.
- Altherr, S. y Freyer, D. 2001. *Morbidity and mortality in private husbandry of reptiles*. West Sussex, RU: RSPCA and Pro Wildlife.
- Anderson, C. 2013. Chris Anderson (IUCN Chameleon Specialist Group), *in litt.* a UNEP-WCMC, 23/05/2013.
- Aurioles-Gamboa, D., Elorriaga-Verplancken, F. y Hernandez-Camacho, C. 2010. The current population status of Guadalupe fur seal (*Arctocephalus townsendi*) on the San Benito Islands, Mexico. *Marine Mammal Science*, 26 (2), p.402-408.
- Autoridad Administrativa CITES de Benín, 2013. Autoridad Administrativa CITES de Benín *in litt.* a UNEP-WCMC, 18/06/2013.
- Autoridad Administrativa CITES de Guinea, 2013. Autoridad Administrativa CITES de Guinea, com. pers. a UNEP-WCMC, 14/05/2013.
- Barej, M. F., Ineich, I., Gvozdik, V., Lhermitte-Vallarino, N., Gonwouo, N. L., Lebreton, M., Bott, U. y Schmitz, A. 2010. Insights into chameleons of the genus *Trioceros* (Squamata: Chamaeleonidae) in Cameroon, with the resurrection of *Chamaeleon serratus* Mertens, 1922. *Bonn zoological Bulletin*, 57 (2), p.211-229.
- Bartlett, R. D. y Bartlett, P. 2001. *Reptile keeper's guides. Jackson's and Veiled Chameleons: Facts and advice on care and breeding*. Hauppauge, EEUU: Barron's Educational Series.
- Bartlett, R. D. y Bartlett, P. P. 2005. *Chameleons: A complete pet owner's manual*. Hauppauge, NY: Barron's Educational Series.
- Benin. 1987. *LOI no 87-014 du 21 Septembre 1987 portant réglementation de la protection de la nature et de l'exercice de la chasse en République Populaire du Bénin*.
- Benin. 1990. *Decret n. 90-366 du 4 Décembre 1990: Portant modalités d'application de la Loi No. 87-014 du 21 Septembre 1987, sur la réglementation de la protection de la nature et de l'exercice de la chasse en République du Benin*.
- Böhme, W., Rödel, M. O., Brede, C. y Wagner, P. 2011. The reptiles (Testudines, Squamata, Crocodylia) of the forested southeast of the Republic of Guinea (Guinée forestière), with a country-wide checklist. *Bonn zoological Bulletin*, 60 (1), p.35-61.
- Buffrenil, M. V. 1995. *Les élevages de reptiles du Benin, du Ghana et du Togo*. Ginebra, Suiza: Secretaría CITES.
- Cameroon. 2006. *Arrêté No. 0648 / MINFOF du 18 décembre 2006 fixant la liste des animaux des classes de protection A, B, et C*.
- Carpenter, A. I., Rowcliffe, J. M. y Watkinson, A. R. 2004. The dynamics of the global trade in chameleons. *Biological Conservation*, 120 (2), p.291-301.
- Chirio, L. 2009. Inventaire des reptiles de la région de la Réserve de Biosphère Transfrontalière du W (Niger/Bénin/Burkina Faso: Afrique de l'Ouest). *Bulletin de la Société Herpétologique de France*, 29 (132), p.13-41.
- Chirio, L. y LeBreton, M. 2007. *Atlas des reptiles du Cameroun*. Paris, France: Publications Scientifiques du Muséum national d'Histoire naturelle, IRD Éditions.
- Diffo, J. le D. 2001. *Etude de la distribution du peuplement reptilien du Parc National de Bouba Ndjidah (Nord-Cameroun)*. Université de Yaoundé I.
- Djeukam, R. 2007. *The wildlife law as a tool for protecting threatened species in Cameroon*. Yaoundé, Cameroon: Ministry of Forestry and Wildlife (MINFOF).
- Engeman, R. M., Hansen, D. y Smith, H. T. 2005. *Chamaeleo gracilis* (Graceful Chameleon): Reproduction in Florida. *Herpetological Review*, 36 (4), p.445-446.
- Ernst, R., Agyei, A. C. y Rödel, M.-O. 2005. Herpetological assessment of Draw River, Boi-Tano, and Krokosua Hills. En: McCullough, J., Decher, J. y Kpelle, D. G. (eds.), *A biological assessment of the terrestrial ecosystems of the Draw River, Boi-Tano, Tano Nimiri and Krokosua Hills forest*

- reserves, southwestern Ghana. *RAP Bulletin of Biological Assessment* 36, Washington D.C., EEUU: Conservation International, p.44–49.
- Foguekem, D., Tchamba, M. N., LeBreton, M., Ngassam, P. y Loomis, M. 2009. Changes in elephant movement and home ranges in the Waza region, Cameroon. *Scientific Research and Essay*, 4 (12), p.1423–1431.
- Gagnon, S. y Nuwe, J. B. 2008. Wildlife trade policy and social dynamics in Uganda. En: *Research report on social dynamics and wildlife trade and lessons learned from review of national wildlife trade policy review processes*, Geneva, Switzerland: UNEP, CITES Secretariat, UNCTAD, IHEID.
- Ghana. 1971. *Wildlife Conservation Regulations, 1971. Arrangement of regulations (L.I. 685)*.
- Gonwouo, N. L. 2002. *Reptiles of Mount Cameroon with specific reference to species in intercontinental trade*. The University of Yaounde I.
- Gonwouo, N. L. 2013. Nono LeGrand Gonwouo (Cameroon Herpetology - Conservation Biology Foundation), in litt. a UNEP-WCMC, 13/05/2013.
- Guinea. 1999. *Loi L/99/038/AN adoptant et promulgant le code de protection de la faune sauvage et reglementation de la chasse*.
- Harris, M. 2002. *Assessment of the status of seven reptile species in Togo*. Brussels, Belgium: Commission of the European Union.
- Harwood, J. 2003. *West African reptiles: species status and management guidelines for reptiles in international trade from Benin and Togo*. Cambridge, RU: UNEP-WCMC.
- Herrmann, H.-W., Schmitz, A. S., Herrmann, P. A. H. y Bohme, W. 2007. Amphibians and Reptiles of the Tchabal Mbabo Mountains, Adamaoua Plateau, Cameroon. *Bonner Zoologische Beiträge*, 55, p.27–35.
- Ineich, I. 2006. *Les élevages de reptiles et de scorpions au Benin, Togo et Ghana, plus particulièrement la gestion des quotas d'exportation et la définition des codes "source" des spécimens exportés*. Paris, France: Rapport d'étude réalisée pour le Secrétariat de la CITES.
- IUCN, TRAFFIC y WCMC. 1996. *Review of significant trade in animal species included in CITES Appendix II: detailed reviews of 24 species. Final report to the CITES Animals Committee*. Cambridge, RU: IUCN Species Survival Commission, TRAFFIC Network, World Conservation Monitoring Centre.
- Klaver, C. J. J. y Böhme, W. 1997. Chamaeleonidae. En: Wermuth, H. (ed.), *Das Tierreich, Part 112*, Berlin and New York: Verlag Walter de Gruyter & Co.
- Leaché, A. D., Rödel, M., Linkem, C. W., Diaz, R. E., Hillers, A. y Fujita, M. K. 2006. Biodiversity in a forest island: reptiles and amphibians of the West African Togo Hills. *Amphibian and Reptile Conservation*, 4 (1), p.22–45.
- LeBreton, M. 1999. *A working checklist of the herpetofauna of Cameroon. With localities for species occurring in southern Cameroon and a list of herpetofauna for the Dja Faunal Reserve*. Amsterdam, Holanda: IUCN.
- LeBreton, M. 2013. *Matthew LeBreton*, com. pers. a UNEP-WCMC, 04/06/2013.
- Malonza, P. K., Wasonga, V. D., Muchai, V., Rotich, D., Bwong, B. A. y Bauer, A. M. 2006. Diversity and biogeography of herpetofauna of the Tana River Primate National Reserve, Kenya. *Journal of East African Natural History*, 95 (2), p.95–109.
- National Environment Management Authority. 2008. *Building a foundation for sustainable wildlife trade in Uganda: a review of the national wildlife trade policies in support of the Convention on International Trade in Endangered Species of Fauna and Flora (CITES)*. Kampala, Uganda: Ministry of Water and Environment and Ministry of Tourism.
- Nsanyi, M. S. 2012. *Biodiversity assessment and conservation status of plants in the Mbembe Forest Reserve of Donga Mantung Division in the North West Region of Cameroon*. Londres, RU: Rufford Small Grants Foundation.
- Razzetti, E. y Msuya, C. A. 2002. *Field guide to the amphibians and reptiles of Arusha National Park (Tanzania)*. Varese, Italia: Pubblinova Edizioni Negri and Istituto OIKOS.
- Rearick, M., Gurley, R. y Brough, C. 2013. Graceful Chameleon. *Animal-World*. [En línea]. Disponible en: <http://animal-world.com/> [Descargado: 22 de abril, 2013].
- Republique du Cameroun. 1994. Loi No 94-1 du 20 janvier 1994 portant régime des forêts de la faune et de la peche. *Journal Officiel de la Republique du Cameroun*, 2 (January).
- Sinsin, B., Zannou, A., Djego, J., Djossa, B., Kpera, N. G. y Tchibozo, S. 2008. *Biology of the main specimens of the Convention on International Trade in Endangered Species (CITES) in Benin: the case*

- of monitor lizards, tortoises, chameleons and scorpions*. Zagreb, Croacia: University of Abomey-Calavi and Ministry of the Environment and Nature Protection.
- Spawls, S. y Rotich, D. 1997. An annotated checklist of the lizards of Kenya. *Journal of East African Natural History*, 86, p.61-83.
- Spawls, S., Howell, K., Drewes, R. y Ashe, J. 2002. *A field guide to the reptiles of east Africa*. New York, EEUU: Academic Press.
- Tilbury, C. R. 2010. *Chameleons of Africa: An Atlas, including the chameleons of Europe, the Middle East and Asia*. Frankfurt am Main, Alemania: Chimaira Buchhandelsgesellschaft mBH.
- Tilbury, C. R. 2013. Colin Tilbury (IUCN Chameleon Specialist Group), *in litt.* a UNEP-WCMC, 23/05/2013.
- Togo. 1990. *Décret No 90-178 du 7 novembre 1990 portant modalités d'exercice de la chasse au Togo*.
- Togo. 2009. *Loi No 2008-09 Portant Code Forestier*.
- Townsend, T. y Larson, A. 2002. Molecular phylogenetics and mitochondrial genomic evolution in the Chamaeleonidae (Reptilia, Squamata). *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 23 (1), p.22-36.
- Uetz, P. 2013. *Chamaeleo gracilis* Hallowell, 1844. *The Reptile Database*. [En línea]. Disponible en: <http://reptile-database.reptarium.cz/> [Descargado: 22 de abril, 2013].
- Uganda Game Department. 1987 *in litt.* a Secretaría CITES, 1987.
- Uganda. 1996. *The Uganda Wildlife Act. Chapter 200*.
- Uganda. 2000. *Game (Preservation and Control) Act 1959 (Ch 198), consolidated in 2000*.
- Ullrich, K., Grell, O. y Boehme, W. 2010. Reptiles from southern Benin, West Africa, with the description of a new *Hemidactylus* (Gekkonidae), and a country-wide checklist. *Bonn zoological Bulletin*, 57 (1), p.31-54.
- Vonesh, J. R. 1998. *The amphibians and reptiles of Kibale forest, Uganda: Herpetofaunal survey and ecological study of the forest floor litter community*. University of Florida.
- Vonesh, J. R. 2001. Natural history and biogeography of the amphibians and reptiles of Kibale National Park, Uganda. *Contemporary Herpetology*, 2001 (4).
- Wagner, P., Köhler, J., Schmitz, A. y Böhme, W. 2008. The biogeographical assignment of a west Kenyan rain forest remnant: further evidence from analysis of its reptile fauna. *Journal of Biogeography*, 35 (8), p.1349-1361.

**Chamaeleo senegalensis Daudin, 1802: Benín, Ghana, Guinea, Mali, Senegal, Sierra Leona**

Chamaeleonidae, Camaleón de Senegal

**Selección para el Examen de Comercio Significativo**

En su 25ª reunión, el Comité de Fauna incluyó a *Chamaeleo senegalensis* (todos los países de su rango de distribución) en el Examen de Comercio Significativo como una especie prioritaria para Examen, según las consideraciones del documento AC25 Doc. 9.6 (Acta Resumida AC25). El análisis en el Anexo 2 del AC25 Doc. 9.6 especifica que *C. senegalensis* cumplía con el criterio de alto volumen de comercio en 2008 y 2009. Durante la 26ª reunión del CF, se había recibido respuesta de Guinea Bissau (AC26 Doc 12.3). Benín, Burkina Faso, Camerún, República Centroafricana, Costa de Marfil, Gambia, Ghana, Guinea, Liberia, Mali, Mauritania, Nigeria, Senegal, Sierra Leona y Togo fueron retenidos en el Examen (Acta Resumida AC26). Después de la 26ª reunión del CF, Burkina Faso, Camerún, República Centroafricana, Costa de Marfil, Gambia, Liberia, Mauritania, y Nigeria fueron eliminados del proceso sobre la base de ausencia de intercambio comercial durante los 10 años más recientes, de acuerdo y en consulta con el CF. Togo también fue eliminado del proceso de acuerdo con el CF, aunque se informó de comercio desde el país.

**A. Resumen**

**Resumen de las recomendaciones para *Chamaeleo senegalensis*.**

<b>Resumen general</b>		
		Ampliamente distribuida con un rango de distribución total de > 2 millones de km <sup>2</sup> . Clasificada como de Preocupación Menor en la Lista Roja de la UICN, pero con estatus poblacional desconocido. Al menos localmente común.
<b>Estado del rango de distribución</b>	<b>Categoría provisional</b>	<b>Resumen</b>
Benín	Posible Preocupación	Niveles de comercio elevados durante 2002-2011 principalmente en los especímenes criados en granjas. Se informó de un posible exceso de la cuota en 2012 (criados). Por lo menos localmente común. Sin embargo, la base para el establecimiento de la cuota no está clara. Por lo tanto, ha sido clasificada como de Posible Preocupación; continúan las preguntas no relacionadas con la implementación del Artículo IV, párrafos 2(a), 3 o 6 (a).
Ghana	Posible Preocupación	Niveles relativamente altos de comercio durante 2002-2012, principalmente de individuos de origen silvestre. Se registraron cuatro instancias de posibles excesos de cuotas en 2002, 2008, 2009 y 2011 (silvestre). El estado poblacional y la base de los dictámenes de exportación no perjudiciales no están claros. Por lo tanto, ha sido clasificada como de Posible Preocupación.
Guinea	Preocupación Menor	Comercio de 50 especímenes vivos de origen silvestre registrado en 2004 y 2008. Ampliamente distribuida en el país y común en algunas áreas. Por lo tanto, ha sido clasificada como de Preocupación Menor.
Mali	Preocupación	Se registró el comercio de 850 y de 100 individuos vivos, de origen silvestre en 2008 y 2009 respectivamente, aunque esto no fue

	Menor	registrado por los países de importación. Se distribuye en el sur de Malí pero el estado de la población es desconocido. Sobre la base de los bajos niveles de comercio, ha sido clasificada como de Preocupación Menor.
Senegal	Preocupación Menor	Se registró el comercio de 60 especímenes vivos de origen silvestre en 2008, aunque esto no fue registrado por el país de importación. Se distribuye en el occidente de Senegal pero el estado de la población es desconocido. Sobre la base de los bajos niveles de comercio, ha sido clasificada como de Preocupación Menor.
Sierra Leona	Preocupación Menor	Comercio limitado a cuatro ejemplares vivos de origen silvestre en 2004, aunque esto no fue registrado por el país de importación. El estado poblacional es desconocido. Sobre la base de los bajos niveles de comercio, ha sido clasificada como de Preocupación Menor.

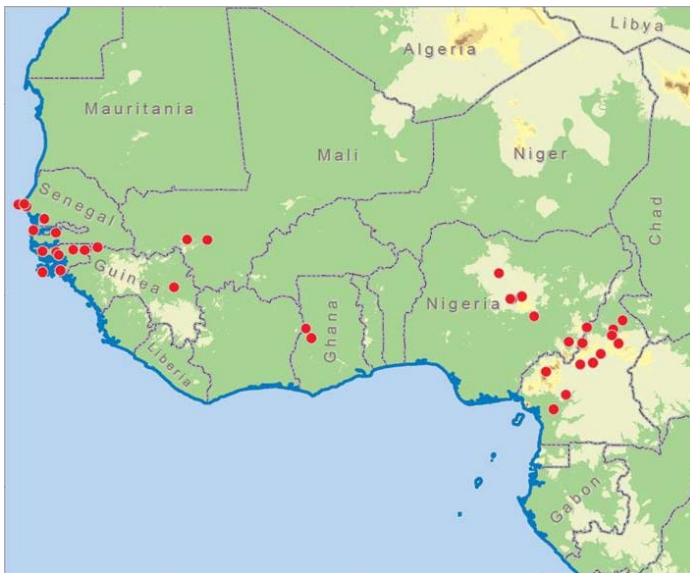
### A. Generalidades de la especie

**Nota taxonómica:** Tilbury (2010), la Referencia Estándar de CITES de camaleones, consideró que *C. senegalensis* y *C. laevigatus* eran morfológicamente similares y difíciles de distinguir. Bartlett y Bartlett (2001) también registraron semejanzas parecidas entre *C. gracilis* y *C. dilepis*.

**Biología:** *C. senegalensis* es un camaleón ampliamente distribuido en África occidental generalizado (Wilms *et al.*, 2013) que ocurre típicamente en hábitats húmedos de sabana (Leaché *et al.*, 2006; Wilms *et al.*, 2013).

En cautiverio, la especie alcanza la madurez sexual aproximadamente a los seis meses y puede reproducirse varias veces al año (Francis, 2008), produciendo hasta 70 huevos, y la incubación dura aproximadamente siete meses (Tilbury, 2010).

**Distribución general y estado:** El rango de distribución total de la especie fue considerado de cubrir > 2 millones km<sup>2</sup> (Wilms *et al.*, 2013), alcanzando desde Senegal y Gambia en el occidente hasta Camerún en el oriente (Klaver y Böhme, 1997; Leaché *et al.*, 2006; Francis, 2008; Wilms *et al.*, 2013) (ver Figura 4). Tilbury (2010) incluyó a la República Centroafricana como el país del rango de distribución más al oriente.



*C. senegalensis* fue descrita como ampliamente distribuida (Tilbury, 2010), común localmente (Rödel y Agyei, 2002; Francis, 2008; Tilbury, 2010) y en general no amenazada (Tilbury, 2010). Sin embargo, C. Tilbury (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) observó que la especie "podría volverse escasa localmente si se explotase intensamente".

*C. senegalensis* fue clasificada como de Preocupación Menor en la Lista Roja de la UICN con base en su "amplia distribución y abundancia", con la siguiente justificación: "mientras que su

Figura 4. Mapa mostrando la ubicación de los registros de *Chamaeleo senegalensis*. (Fuente: Tilburv, 2010.)

población puede ser impactada negativamente por la explotación, actualmente no existe indicación que los descensos poblacionales sean lo suficientemente graves como para calificar enlistarla en una categoría amenazada" (Wilms *et al.*, 2013). Sin embargo, su tamaño y tendencias de la población fueron declarados desconocidos, y se observó que la vigilancia e investigación son necesarias para garantizar la prevención de la disminución significativa de la población (Wilms *et al.*, 2013).

**Amenazas:** *C. senegalensis* fue indicada de ser explotada para el comercio de mascotas y la medicina tradicional; sin embargo, los impactos de la explotación fueron considerados de ser poco conocidos (Wilms *et al.*, 2013). Tilbury (2010) no consideró la explotación "intensiva" para el comercio de mascotas como una amenaza significativa; sin embargo, Carpenter *et al.* (2004) señalaron que debido a los elevados volúmenes anuales comercializados, *C. senegalensis* "debe ser motivo de preocupación para los conservacionistas ya que hay ausencia de información sobre la biología de la especie y el impacto de la explotación". C. Anderson (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) declaró que la especie era "exportada en extremo exceso".

Se informó que encender incendios anualmente en grandes áreas del campo mata muchos camaleones y combinado con extracción intensiva de adultos, podría potencialmente extirpar las poblaciones (C. Tilbury, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

**Generalidades del comercio y la gestión:** *C. senegalensis* fue enlistada en el Apéndice II de CITES el 04/02/1977. Se informó que se encontraba en gran demanda en el comercio de mascotas; según un análisis de datos de comercio de 1977-2001 por Carpenter *et al.* (2004), *C. senegalensis* constituía un cuarto de las exportaciones globales de camaleones. Se informó que la especie se encontraba comúnmente disponible como especímenes silvestres capturados. (Bartlett y Bartlett, 2001; C. Anderson, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013). C. Anderson (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) informó que un precio típico por animal en los Estados Unidos era de < 20 DUS, que era considerado bajo y "no alentaría el cuidado adecuado de los ejemplares en cualquier etapa de la exportación, importación o los procesos de venta". Se informó que *C. senegalensis* sufren de alta mortalidad durante el transporte y cautiverio (Bartlett y Bartlett, 2001; Francis, 2008). En una evaluación de la morbilidad y mortalidad en cautiverio por Altherr y Freyer (2001), la especie fue considerada inadecuada para la cría privada, debido a ser 'difícil de mantenerlos' o 'alta mortalidad en cautiverio', 'difícil de reproducir' y que requiere de condiciones que son difíciles de simular.

Se informó que *C. senegalensis* se encontraba protegida en muchos parques y reservas de África occidental (Tilbury, 2010).

## C. Examen por País:

### BENÍN

**Distribución en el país evaluado:** Su presencia en Benín ha sido confirmada (Chirio y LeBreton, 2007; Francis, 2008; Tilbury, 2010; Wilms *et al.*, 2013), y la Autoridad Administrativa CITES de Benín (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) la consideró ampliamente distribuida y registró su presencia en los departamentos de Atlantique, Ouémé (Benín meridional), Mono (Benín suroccidental), Zou y Collines (Benín sur-central). La especie fue registrada en la parte beninesa de la Reserva de la Biosfera Transfronteriza W (que abarca la región fronteriza con Benín, Níger y Burkina Faso) en conteos realizados entre mayo de 2006 y noviembre de 2007 (Chirio, 2009). Ullenbruch *et al.* (2010) registraron cuatro ejemplares

presuntamente originarios de Didja (Benín meridional) en venta en un mercado local en 2002.

**Tendencias y estado de la población:** La AA CITES de Benín (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) consideró la especie común, pero en declive. En entrevistas realizadas en Benín, *C. senegalensis* fue identificada como una especie local por un 6.6 por ciento de los entrevistados (Sinsin *et al.*, 2008). Basándose en visitas a mercados, Ullenbruch *et al.* (2010) consideraron que la especie era "mucho más común que *C. gracilis*".

**Amenazas:** Se informó que *C. senegalensis* era capturada para los mercados locales y comercializada para la medicina tradicional; sin embargo, este comercio es ilegal y no hay estimaciones disponibles de los volúmenes de comercio (AA CITES de Benín *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013). En las visitas realizadas por Ullenbruch *et al.* (2010), *C. senegalensis* fue "encontrada en todos los mercados del sur de Benín".

Sinsin *et al.* (2008) consideraron que los camaleones de Benín (*C. gracilis*, *C. nectans* y *C. senegalensis*) se encontraban "bajo la mayor amenaza" y advirtieron que "si la demanda del mercado de exportación, persistiese en los niveles actuales, conllevará a la extinción de estas especies, dado que sufren de poca o ninguna protección efectiva". La reproducción en cautiverio fue recomendada como un medio para reducir la presión sobre las poblaciones silvestres (Sinsin *et al.*, 2008).

**Comercio:** No se han recibido aún los informes anuales CITES de Benín para los años 2003 o 2006. Benín publicó cuotas de exportación para especímenes de *C. senegalensis* criados en granjas cada año desde 1997 en adelante y para especímenes de origen silvestre desde 2010 en adelante (Tabla 1). El comercio de especímenes de origen silvestre y criados en criaderos permaneció dentro de la cuota cada año según los datos registrados tanto por los países importadores y el país exportador, con excepción del 2012, cuando la cuota para ejemplares criados fue excedida según los datos declarados por Benín; ningún comercio ha sido declarado aún por los países importadores en el 2012.

**Tabla 1. Cuotas de exportación CITES para *Chamaeleo senegalensis* criados y de origen silvestre en Benín y exportaciones directas globales, según lo declarado por los países importadores y el país exportador, 2002-2013. No se publicó cuota para especímenes de origen silvestre antes de 2010. (No se han recibido los informes anuales de Benín de los años 2003 o 2006; los datos de comercio de 2013 aun no están disponibles.) (Todo el comercio se dio en especímenes vivos a excepción de cuatro cuerpos declarados por el país importador en 2002; para cada año, el comercio para el cual la cuota no aplica se encuentra en gris.)**

Fuente	Declarado por	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
cuota (origen silvestre)										1000	1000	1000	1000
Cuota (criados)		10500	10500	10500	8000	10000	7000	7000	7000	4000	4000	4000	4000
W	Importador	2797		200		200			100	500			
	Exportador												
R	Importador	4493	5165	2101	2353	2070	1251	3848	1924	3605	3565		
	Exportador	9278		4340	2230		2326	2620	5675	2550	2770	4610	

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, UNEP-World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, Reino Unido

Las exportaciones directas de *C. senegalensis* desde Benín 2002-2012 consistieron primordialmente de individuos vivos comercializados con fines comerciales, la mayoría de los cuales criados en granjas (Tabla 2). Benín informó únicamente de comercio de especímenes criados en granjas; sin embargo, los países importadores informaron sobre

comercio de especímenes silvestres y reproducidos en cautiverio además de los especímenes de las granjas. También se informó del decomiso/confiscación de 209 animales vivos por el Reino Unido en 2004. Los principales países importadores fueron Estados Unidos y Ghana.

Las exportaciones indirectas de *C. senegalensis* procedentes de Benín 2002-2012 consistieron de individuos vivos comercializados con fines comerciales, la mayoría de los cuales criados en granjas con una pequeña proporción de origen silvestre y reproducidos en cautiverio.

**Tabla 2. Exportaciones directas de *Chamaeleo senegalensis* desde Benín, 2002-2012. (No se han recibido los informes anuales de Benín de los años 2003 o 2006.)**

Término	Fuente	Propósito	Declarado por	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	Total
cuerpos	W	S	Importador	4											4
			Exportador												
vivos	W	T	Importador	2793		200		200			100	500			3793
			Exportador												
	R	T	Importador	4493	5165	2101	2353	2070	1251	3848	1924	3605	3565		30375
			Exportador	9278		4340	2230		2326	2620	5675	2550	2770	4610	36399
	C	T	Importador									100		200	300
			Exportador												
I	-	Importador			209										209
		Exportador													

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, UNEP-World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, Reino Unido

Carpenter (2004) informó que Benín empezó a exportar camaleones en 1992. Sobre la base de un análisis de los datos de comercio desde 1977 hasta 2001, *C. senegalensis* fue declarado de ser la especie de camaleón más importante exportada desde Benín (Carpenter *et al.*, 2004).

Según se ha informado, en 2003, 98 ejemplares de *C. senegalensis*, fueron confiscados en tránsito de Benín a Estados Unidos con permisos CITES para 50 ejemplares de *C. gracilis* (TRAFFIC, 2012). La AA CITES de Benín (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) declaró que la especie es comercializada ilegalmente a Camerún con fines medicinales.

La Unión Europea suspendió el comercio de *C. senegalensis* criados en granjas desde Benín en 2009 y silvestres procedentes de Benín en 2010; desde 2012 en adelante, la suspensión para *C. senegalensis* procedentes de granjas aplican sólo a los ejemplares con una longitud hocico-cloaca de más de 6 cm. Ambas suspensiones permanecen vigentes bajo Regulación de la Comisión (CE) No 578/2013 de 17 de junio de 2013.

**Gestión:** Los camaleones están incluidos dentro de las especies de "no-cacería" en el Anexo IV de la Ley No 87-014 (1987) que regula la de protección de la naturaleza y la cacería en Benín (Benín, 1987). La ley especifica que se requieren permisos para la caza y captura de todas las especies, con la excepción de las prácticas tradicionales de caza (Benín, 1987). El Decreto No. 90-366 (1990) especifica que los permisos son necesarios para mantener la especie en cautiverio y da detalles de la documentación necesaria para las instalaciones de las granjas (Benín, 1990).

Según Ineich (2006), había al menos cinco instalaciones de crianza con existencias de *C. senegalensis*; se informó que una granja tenía 1500 ejemplares, y otra 1350 ejemplares, 75 por ciento de los cuales eran hembras. Se informó que eran necesarias licencias pagadas y la autorización de la AA CITES para la captura de especímenes silvestres para mejorar las existencias de reproductores en las granjas de camaleón (Harwood, 2003). Se informó que la información sobre la capacidad de reproducción de las granjas era utilizada como base de ajuste de la cuota (Harwood, 2003), teniendo en cuenta que el 20 por ciento de los juveniles



fueron liberados por las granjas al medio silvestre al final de cada temporada y que la mortalidad juvenil y de los huevos se calculaba de ser un 10 por ciento (Ineich, 2006).

Basándose en visitas realizadas a instalaciones de cría durante el año 2004, Ineich (2006) expresó su preocupación por el uso erróneo de los códigos fuente, reportando que las exportaciones de ese reptil bajo código R eran propensas a ser una mezcla de fuentes F, C, R y W. Advirtió que era probable la exportación de reptiles de origen silvestre como procedentes de granjas, teniendo en cuenta los altos costos relacionados con el mantenimiento de existencias de reproductores (Ineich, 2006).

GHANA

**Distribución en el País evaluado:** Su presencia en Ghana ha sido confirmada (Chirio y LeBreton, 2007; Francis, 2008; Tilbury, 2010; Uetz, 2013; Wilms *et al.*, 2013); Leaché *et al.* (2006) lo registraron en conteos realizados en el Parque Nacional de Kyabobo (Ghana oriental-central) durante 2001, 2004 y 2005, y Rödel y Agyei (2002) lo registraron en conteos realizados en el 2001 en la región de Volta (Ghana oriental). Sin embargo, Ernst *et al.* (2005) no registraron la especie en los conteos realizados en las reservas forestales de Draw River, Boi-Tano y Krokosua Hills en Ghana suroccidental.

Tendencias y estado de la población: No se encontró información.

**Amenazas:** *C. senegalensis* fue considerada de estar “posiblemente amenazada por los incendios forestales y la captura para uso medicinal” (Rödel y Agyei, 2002; Leaché *et al.*, 2006).

**Comercio:** Se han recibido los informes anuales CITES de Ghana para todos los años 2002-2012 con excepción del 2006. Ghana publicó cuotas de exportación anual de 1500 *C. senegalensis* de origen silvestre cada año desde 1997 en adelante, aparte de 2005-2007, cuando no fueron publicadas cuotas; a partir de 1999, la cuota aplica únicamente a especímenes vivos (Tabla 3). Aun no se han publicado las cuotas para el 2013. Según los datos registrados únicamente por los países importadores en 2002 parece haberse excedido la cuota sólo y en 2011 según los datos reportados por Ghana solamente. El análisis de los permisos de exportación registrados por los países importadores en sus informes anuales de 2002 reveló que 18 de los permisos no fueron declarados por Ghana en sus informes anuales de 2001 o 2002.

**Tabla 3. Cuotas de exportación CITES para *Chamaeleo senegalensis* vivos de origen silvestre desde Ghana y exportaciones directas globales, según lo declarado por los países importadores y el país exportador, 2002-2012. (No se publicaron cuotas en 2005-2007 o 2013. No se han recibido los informes anuales de Ghana del 2006.) (Para cada año, el comercio para el cual la cuota no aplica en ese año está en gris.)**

	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
Cuota	1500	1500	1500	-	-	-	1500	1500	1500	1500	1500
Declarado por los importadores	3346	1360	1199	744	1170	1791	1592	1203	1177	980	
Declarado por los exportadores	1222	833	1113	2285		1180		1520	1397	1639	865

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, UNEP-World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, Reino Unido

Las exportaciones directas de *C. senegalensis* desde Ghana durante 2002-2012 consistieron principalmente de especímenes vivos de origen silvestre comercializados con fines comerciales (Tabla 4). Los países importadores registraron comercio de especímenes procedentes de granjas en 2002-2005 y 2008-2010, mientras que Ghana informó del comercio de especímenes procedentes de granjas únicamente en 2012. Varios decomisos/confiscaciones fueron declarados por los Estados Unidos y el Reino Unido en 2004, 2008 y 2011. Estados Unidos fue el principal país importador de especímenes de origen silvestre y los procedentes de granjas.

Las exportaciones indirectas de *C. senegalensis* procedentes de Ghana durante 2002-2012 consistieron principalmente de especímenes vivos de origen silvestre comercializados con fines comerciales.

La Unión Europea suspendió el comercio de *C. senegalensis* de origen silvestre desde Ghana en 2009; esta suspensión bajo la Regulación de la Comisión (EC) No. 578/2013 del 17 de junio de 2013 permanece vigente.

**Tabla 4. Exportaciones directas de *Chamaeleo senegalensis* desde Ghana, 2002-2012. (No se han recibido los informes anuales de Ghana del 2006 o 2011.)**

Término	Fuente	Propósito	Declarado por	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	Total		
vivo	W	T	Importador	334	136	119		117	179	159	120	117			1456		
			Exportador	6	0	9	744	0	1	2	3	7	980		2		
			Importador	122		111	228		118		152	139	163			1205	
			Exportador	2	833	3	5		0		0	7	9	865		4	
			Importador	50	680	145	283			162	100	146				1566	
			Exportador											100		100	
	I	T	Importador										95		95		
			Exportador														
			Importador			17					1					18	
			Exportador														
			Importador														
			Exportador														
cuerpos	W	T	Importador	5											5		
			Exportador														
			Importador														
			Exportador											6		6	
			Importador												6		6
			Exportador														
especímenes	W	S	Importador				3								3		
			Exportador														
			Importador											7		7	
			Exportador														
			Importador														
			Exportador														

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, UNEP-World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, Reino Unido

**Gestión:** La especie no figura en las listas de animales protegidos bajo las Normas de Conservación de Vida Silvestre ghanesas de 1971 (Ghana, 1971).

Ineich (2006) consideró que los cupos de exportación relativamente bajos establecidos por Ghana para los reptiles con estatus poblacional desconocido podrían promover las exportaciones ilegales a Benín y Togo.

Las instalaciones ghanesas de reptiles fueron declaradas de producir principalmente ejemplares procedentes de granjas y de estar bajo un buen nivel de control de las autoridades CITES (Ineich, 2006).

#### GUINEA

**Distribución en el País evaluado:** Su presencia ha sido confirmada en Guinea (Chirio y LeBreton, 2007; Francis, 2008; Tilbury, 2010; Böhme *et al.*, 2011; Uetz, 2013; Wilms *et al.*, 2013). Se registraron observaciones a lo largo de todo el país en Kindia (Guinea occidental), Fouta Djallon y Labé/Saala (Guinea central) (Böhme *et al.*, 2011), Beyla (Guinea suroriental) (Chabanaud, 1921 en Böhme *et al.*, 2011) y Koundara (Guinea noroccidental) (Grandison, 1956 en Böhme *et al.*, 2011). La especie fue también observada en el Bosque Pic de Fon en la sistema montañoso de Simandou (Guinea suroriental) en conteos realizados en 2002 (McCullough, 2004).

**Tendencias y estado de la población:** *C. senegalensis* se consideró "común en la sabana y los bosques húmedos de Guinea meridional" (Tilbury, 2010). La AA CITES de Guinea (com. pers. a UNEP-WCMC, 2013) registró que la especie era común en las regiones del sur de Guinea (región costera de Basse Guinée), Guinea Central (Moyenne Guinée, Guinea central), Guinea Norte (Haute Guinée, Guinea oriental) y Guinea boscosa (Guinée forestière, Guinea suroriental).

**Amenazas:** No se han encontrado amenazas para la especie en Guinea.

**Comercio:** No se han recibido aún los informes anuales CITES de Guinea de los años 2007, 2009, 2011 o 2012. Guinea no ha publicado cuotas de exportación para *C. senegalensis*. Según los datos en la Base de Datos de Comercio CITES, las exportaciones directas desde Guinea durante 2002-2012 consistieron de especímenes vivos de origen silvestre con fines comerciales declarados por los países importadores en 2004 (50 ejemplares) y declarados por Guinea en 2008 (50 ejemplares). No se registraron exportaciones indirectas de *C. senegalensis* procedentes de Guinea durante 2002-2012.

**Gestión:** Ninguna especie de camaleón parece estar enlistada en los Anexos de las especies protegidas de la Ley de Vida Silvestre de Guinea L/99/038/AN de 1999 (Guinea, 1999). El artículo 61 especifica que las especies que no están listadas como protegidas pueden ser cazadas en conformidad a las normas de caza; sin embargo, el Artículo 62 prohíbe el comercio comercial sin licencia y la posesión sin licencia de más de cinco ejemplares en el mismo lugar (Guinea, 1999).

#### MALI

**Distribución en el País evaluado:** Su presencia en Mali fue confirmada por varios autores (Chirio y LeBreton, 2007; Francis, 2008; Uetz, 2013; Wilms *et al.*, 2013). El mapa del rango de distribución de Tilbury (2010) indica su presencia en Mali meridional.

Tendencias y estado de la población: No se encontró información.

**Amenazas:** No se encontró información.

**Comercio:** Se han recibido los informes anuales CITES de Mali para todos los años 2002-2011. Mali no ha publicado cuotas de exportación para *C. senegalensis*. Según los datos en la Base de Datos de Comercio CITES, las exportaciones directas desde Mali 2002-2012 consistieron de especímenes vivos de origen silvestre exportados a Los Estados Unidos en 2008 (850 ejemplares) y a China en 2009 (100 ejemplares) con fines comerciales. El comercio fue únicamente declarado por Mali. No se registraron exportaciones indirectas de *C. senegalensis* procedentes de Mali durante 2002-2012.

**Gestión:** *C. senegalensis* no está protegida por la Ley No 95-31 de manejo de vida silvestre y hábitat (La République du Mali, 1995).

#### SENEGAL

**Distribución en el País evaluado:** Su presencia en Senegal ha sido confirmada (Chirio y LeBreton, 2007; Francis, 2008; Tilbury, 2010; Uetz, 2013; Wilms *et al.*, 2013). El mapa del rango de distribución de Tilbury (2010) indica su presencia en el occidente de Senegal.

**Tendencias y estado de la población:** No se encontró información sobre el estado y las tendencias poblacionales en Senegal.

**Amenazas:** No se encontró información sobre amenazas en Senegal.

**Comercio:** Aun no se han recibido los informes anuales de Senegal de 2011 o 2012. Senegal no ha publicado cuotas de exportación para *C. senegalensis*. Según los datos en la Base de Datos de Comercio CITES, las exportaciones directas desde Senegal 2002-2012 consistieron de 60 especímenes vivos de origen silvestre exportados a España con fines comerciales en 2008, declarados únicamente por Senegal. No se registraron exportaciones indirectas de *C. senegalensis* procedentes de Senegal durante 2002-2012.

**Gestión:** Ninguna especie de camaleón esta enlistada como protegida en el Decreto No. 86-844 sobre cacería y protección de animales (Senegal, 1986).

SIERRA LEONA

**Distribución en el País evaluado:** varios autores han confirmado su presencia en Sierra Leona (Chirio y LeBreton, 2007; Francis, 2008; Uetz, 2013; Wilms *et al.*, 2013).

Tendencias y estado de la población: No se encontró información.

**Amenazas:** No se encontró información.

**Comercio:** Se han recibido los informes anuales CITES de Sierra Leona de todos los años 2002-2011. Sierra Leona no ha publicado cuotas de exportación para *C. senegalensis*. Según los datos en la Base de Datos de Comercio CITES, las exportaciones directas desde Sierra Leona durante 2002-2012 consistieron de cuatro especímenes vivos de origen silvestre exportados a Los Estados Unidos con fines comerciales en 2004, declarados únicamente por Sierra Leona. No se registraron exportaciones indirectas de *C. senegalensis* procedentes de Sierra Leona durante 2002-2012.

**Gestión:** No se encontró información.

#### **D. Problemas identificados que no están relacionados con la implementación del Artículo IV párrafos 2(a), 3 o 6 (a) 15/05/2013**

Se informó que la especie es comercializada ilegalmente desde Benín hasta Camerún.

Se expresó preocupación sobre el uso erróneo de los códigos de la fuente en las granjas de reptiles de Benín.

No se han recibido aún los informes anuales CITES de Benín de los años 2003 o 2006, Ghana del 2006, Guinea de 2007, 2009 o 2011 o Senegal de 2011.

#### **E. Referencias**

- Altherr, S. y Freyer, D. 2001. *Morbidity and mortality in private husbandry of reptiles*. West Sussex, UK: RSPCA and Pro Wildlife.
- Anderson, C. 2013. *Chris Anderson* (UICN Grupo especialista en Camaleones), *in litt.* a UNEP-WCMC, 23/05/2013.
- Autoridad Administrativa CITES de Benín. 2013. Autoridad Administrativa CITES de Benín *in litt.* a UNEP-WCMC, 18/06/2013.
- Autoridad Administrativa CITES de Guinea. 2013. Autoridad Administrativa CITES de Guinea, *com. pers.* a UNEP-WCMC, 14/05/2013.
- Bartlett, R. D. y Bartlett, P. 2001. *Reptile keeper's guides. Jackson's and Veiled Chameleons: Facts and advice on care and breeding*. Hauppauge, EEUU: Barron's Educational Series.
- Benín. 1987. *LOI no 87-014 du 21 Septembre 1987 portant réglementation de la protection de la nature et de l'exercice de la chasse en République Populaire du Bénin*.
- Benín. 1990. *Decret n. 90-366 du 4 Décembre 1990: Portant modalités d'application de la Loi No. 87-014 du 21 Septembre 1987, sur la réglementation de la protection de la nature et de l'exercice de la chasse en République du Benin*.

- Böhme, W., Rödel, M.-O., Brede, C. y Wagner, P. 2011. The reptiles (Testudines, Squamata, Crocodylia) of the forested southeast of the Republic of Guinea (Guinée forestière), with a country-wide checklist. *Bonn zoological Bulletin*, 60 (1), p.35–61.
- Carpenter, A. I., Rowcliffe, J. M. y Watkinson, A. R. 2004. The dynamics of the global trade in chameleons. *Biological Conservation*, 120 (2), p.291–301.
- Chabanaud, P. 1921. Contribution à l'étude de la faune herpétologique de l'Afrique occidentale. *Bulletin du Comité d'études historiques et scientifiques de l'Afrique Occidentale Française*, p.489–497.
- Chirio, L. 2009. Inventaire des reptiles de la région de la Réserve de Biosphère Transfrontalière du W (Niger/Bénin/Burkina Faso: Afrique de l'Ouest). *Bulletin de la Société Herpétologique de France*, 29 (132), p.13–41.
- Chirio, L. y LeBreton, M. 2007. *Atlas des reptiles du Cameroun*. Paris, Francia: Publications Scientifiques du Muséum national d'Histoire naturelle, IRD Éditions.
- Ernst, R., Agyei, A. C. y Rödel, M.-O. 2005. Herpetological assessment of Draw River, Boi-Tano, and Krokosua Hills. En: McCullough, J., Decher, J. y Kpelle, D. G. (eds.), *A biological assessment of the terrestrial ecosystems of the Draw River, Boi-Tano, Tano Nimiri and Krokosua Hills forest reserves, southwestern Ghana*. RAP Bulletin of Biological Assessment 36, Washington D.C., EEUU: Conservation International, p.44–49.
- Francis, K. 2008. The Senegal Chameleon, *Chamaeleo (Chamaeleo) senegalensis*. *Chameleons! Online E-Zine*. [En línea]. Disponible en: <http://www.chameleonnews.com/08FebFrancis.html> [Descargado: 3 de mayo, 2013].
- Ghana. 1971. *Wildlife Conservation Regulations, 1971. Arrangement of regulations (L.I. 685)*.
- Grandison, A. C. G. 1956. On a collection of lizards from West Africa. *Bulletin de l'institut Français d'Afrique Noire*, 28, p.224–244.
- Guinea. 1999. *Loi L/99/038/AN adoptant et promulguant le code de protection de la faune sauvage et réglementation de la chasse*.
- Harris, M. 2002. *Assessment of the status of seven reptile species in Togo*. Bruselas, Bélgica: Comisión de la Unión Europea.
- Harwood, J. 2003. *West African reptiles: species status and management guidelines for reptiles in international trade from Benin and Togo*. Cambridge, RU: UNEP-WCMC.
- Ineich, I. 2006. *Les élevages de reptiles et de scorpions au Benin, Togo et Ghana, plus particulièrement la gestion des quotas d'exportation et la définition des codes "source" des spécimens exportés*. París, Francia: Rapport d'étude réalisée pour le Secrétariat de la CITES.
- Klaver, C. J. J. y Böhme, W. 1997. Chamaeleonidae. En: Wermuth, H. (ed.), *Das Tierreich, Part 112*, Berlin y New York: Verlag Walter de Gruyter & Co.
- La République du Mali. 1995. Loi No 95-31/ fixant les conditions de gestion de la faune sauvage et de son habitat. *Journal Officiel de la République du Mali*, (Novembre), p.805–816.
- Leaché, A. D., Rödel, M., Linkem, C. W., Diaz, R. E., Hillers, A. y Fujita, M. K. 2006. Biodiversity in a forest island: reptiles and amphibians of the West African Togo Hills. *Amphibian and Reptile Conservation*, 4 (1), p.22–45.
- McCullough, J. 2004. *A Rapid Biological Assessment of the Forêt Classée du Pic de Fon, Simandou Range, south-eastern Republic of Guinea*. RAP Bulletin of Biological Assessment 35. Washington D.C., EEUU: Conservation International.
- Rödel, M.-O. y Agyei, A. C. 2002. *Herpetological survey in the Volta region, eastern Ghana*. Würzburg and Accra: University of Würzburg and The Forestry Commission of Ghana.
- Senegal. 1986. *Code de la chasse et de la protection de la faune*.
- Sinsin, B., Zannou, A., Djego, J., Djossa, B., Kpera, N. G. y Tchibozo, S. 2008. *Biology of the main specimens of the Convention on International Trade in Endangered Species (CITES) in Benin: the case of monitor lizards, tortoises, chameleons and scorpions*. Zagreb, Croacia: University of Abomey-Calavi and Ministry of the Environment and Nature Protection.
- Tilbury, C. R. 2010. *Chameleons of Africa: An Atlas, including the chameleons of Europe, the Middle East and Asia*. Frankfurt am Main, Germany: Chimaira Buchhandelsgesellschaft mBH.
- Tilbury, C. R. 2013. Colin Tilbury (Grupo especialista en Camaleones UICN), *in litt.* a UNEP-WCMC, 23/05/2013.
- TRAFFIC. 2012. *TRAFFIC Bulletin: Seizures and prosecutions March 1997-April 2012*. Cambridge, RU: TRAFFIC International.

- Uetz, P. 2013. *Chamaeleo senegalensis* Daudin, 1802. *The Reptile Database*. [En línea]. Disponible en: <http://reptile-database.reptarium.cz/> [Descargado: 3 de mayo, 2013].
- Ullrich, K., Grell, O. y Boehme, W. 2010. Reptiles from southern Benin, West Africa, with the description of a new *Hemidactylus* (Gekkonidae), and a country-wide checklist. *Bonn zoological Bulletin*, 57 (1), p.31-54.
- Wilms, T., Wagner, P., Penner, J., Rödel, M.-O., Luiselli, L., Segniagbeto, G., Niagate, B., Carpenter, A. y Trape, J. 2013. *Chamaeleo senegalensis*. *IUCN 2013. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.1*. [En línea]. Disponible en: [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org) [Descargado: 15 de mayo, 2013].

## **Kinyongia fischeri (Reichenow, 1887): República Unida de Tanzania**

**Chamaeleonidae**, Camaleón de Fischer

### **Selección para el Examen de Comercio Significativo**

En su 25ª reunión en 2011, el Comité de Fauna incluyó a *Kinyongia fischeri* (todos los países del rango de distribución *i.e.* La República Unida de Tanzania [en adelante referida como Tanzania] únicamente) en el Examen de Comercio Significativo como una especie prioritaria para Examen según las consideraciones del documento AC25 Doc. 9.6 (Acta Resumida AC25). El análisis en el Anexo 2 del AC25 Doc. 9.6 especifica que *K. fischeri* (*sensu lato* *i.e.* basándose en la taxonomía previamente aceptada) alcanzó un umbral de volumen elevado de comercio durante 2008 y 2009. Durante la 26ª reunión del CF en 2012, se había recibido respuesta de Tanzania (AC26 Doc. 12.3), pero fue retenida en el examen (Acta Resumida AC26).

#### **A. Resumen**

##### **Resumen de las recomendaciones para *Kinyongia fischeri*.**

<b>Estado del rango de distribución</b>	<b>Categoría provisional</b>	<b>Resumen</b>
República Unida de Tanzania	Preocupación Urgente	Niveles muy altos de comercio principalmente de individuos de origen silvestre 2002-2011. Se registraron posibles excesos de la cuota durante 2002-2010. La especie sufrió una división taxonómica en la CoP15, pero los niveles de comercio, límites de cuotas y gestión no parecen reflejar el cambio. <i>K. fischeri</i> ( <i>sensu stricto</i> ) es una especie rara endémica de un área muy restringida de Tanzania. Por lo tanto, ha sido clasificada como de Preocupación Urgente.

#### **B. Generalidades de la especie**

**Nota taxonómica:** La especie fue originalmente listada en CITES como *Chamaeleo fischeri* (Mertens, 1966), pero transferida a *Bradypodion* por Klaver y Böhme (1986) – estos últimos autores también consideran a *B. uthmoelleri* una especie separada. CITES adoptó la transferencia de *C. fischeri* a *Bradypodion* en 1985 (CoP5, Com. 5.33 y Plen. 5.9 (Rev.)), aunque no se declaró el fundamento para hacerlo. Broadley y Howell (1991) ascendieron a *Bradypodion tavetanum* a nivel completo de especie y CITES adoptó a *B. tavetanum* y *B. uthmoelleri* como especies diferentes a *B. fischeri* en 1992 (CoP8). Klaver y Böhme (1997) (la referencia CITES estándar para Chamaeleonidae adoptada en 2000 después de la CoP11) consideraron a *B. f. fischeri*, *B. f. excubitor*, *B. f. multituberculatum* y *B. f. uluguruense* como subespecies, y consideraron a *matschiei* y *vosseleri* sinónimos de *B. f. fischeri*. El reconocimiento de *C. (K.) excubitor* como una especie separada fue un tema discutido durante la CoP13 (CoP13 Doc. 59.2) y subsecuentemente en el CF22 (AC22 Doc. 23). En 2010, después de la CoP15, tres nuevas Referencias Estándar importantes fueron adoptadas: Tilbury *et al.* (2006) asignaron la especie en el género *Kinyongia* basándose en análisis moleculares; Tilbury *et al.* (2007) corrigieron la ortografía de los nombres del taxón relevante; y Mariaux *et al.* (2008) separaron a *excubitor*, *matschiei*, *multituberculata*, *uluguruensis* y *vosseleri* de *K. fischeri* según rasgos morfológicos y moleculares (CoP15 Doc. 35 (Rev. 3)).

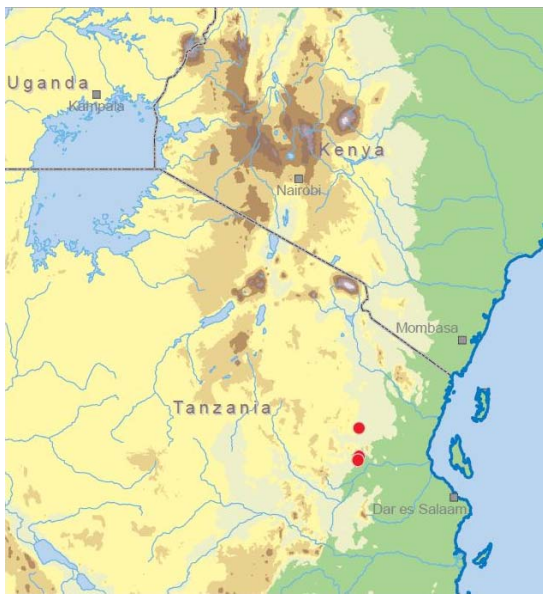
**Biología:** *Kinyongia fischeri* es un camaleón grande endémico de Tanzania (Mariaux *et al.*, 2008). Se encuentra típicamente en matorrales despejados, cerca del borde del bosque y se presenta en altitudes de hasta 1500 m sobre el nivel del mar y posiblemente superiores

(Emmrich, 1994; Mariaux *et al.*, 2008). *K. fischeri sensu lato* produce nidadas de 18-27 huevos (Spawls *et al.*, 2002).

### C. Examen por País:

#### REPÚBLICA UNIDA DE TANZANIA

**Distribución en el País evaluado:** La distribución de *K. fischeri sensu stricto* ha sido registrada de restringida a las montañas de Nguru y Nguu en Tanzania oriental (Mariaux *et al.*, 2008; Menegon *et al.*, 2008; Tilbury, 2010) (Figura 5). El área total de bosques en las montañas Nguru y Nguu se estimó en aproximadamente 600 km<sup>2</sup>; sin embargo, se observó que la especie "sólo era conocida por relativamente pocos ejemplares" y que "la verdadera extensión de su distribución dentro de estos bosques es incierta" (Tilbury, 2010).



**Figura 5. Mapa mostrando la ubicación de los registros de *Kinyongia fischeri*.** (Fuente: Tilbury, 2010)

observaron que la pérdida y degradación del hábitat eran amenazas claves para la herpetofauna de las montañas del sur de Nguru. Carpenter (2004) consideró que la explotación era potencialmente una amenaza importante para los camaleones endémicos de Tanzania, incluyendo *K. fischeri sensu lato*.

**Comercio:** *K. fischeri sensu lato* fue enlistada en el Apéndice II de CITES el 04/02/1977 bajo *Chamaeleo* spp., incluyendo *excubitor*, *matschiei* (con *vosseleri* como un sinónimo), *multituberculata*, *tibetana*, *uluguruensis* y *uthmoelleri* como subespecies. Se han recibido los informes anuales CITES de Tanzania para todos los años 2002-2011 excepto 2007. Tanzania publicó cuotas de exportación para especímenes *K. fischeri* de origen silvestre cada año a partir de 1997 en adelante, y para especímenes de fuentes C y F cada año desde 1999 en adelante; las cuotas para especímenes de origen silvestre en 2012 y 2013 y para especímenes reproducidos en cautiverio en 2010 aplicaron únicamente a animales vivos (Tabla 1). Una cuota para especímenes procedentes de granjas fue publicada también únicamente en 1998. La cuota para especímenes de origen silvestre parece haber sido excedida en 2002-2009 según los datos registrados por los países importadores; según los datos registrados por

#### **Tendencias y estado de la población:**

Mariaux *et al.* (2008) examinaron nueve especímenes de museo (siete de las Montañas de Nguru y dos de las Montañas de Nguu) y observaron que *K. fischeri sensu stricto* era "posiblemente no rara localmente, pero su distribución en la actualidad era únicamente conocida en algunas localidades. Todavía existen áreas protegidas y bosques remotos relativamente grandes en NGurus y es posible que tenga una distribución más amplia de la que se conoce actualmente." Lutzmann (2008) asegura que solo se conoce por ocho especímenes. C. Tilbury (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) la describió como rara.

**Amenazas:** Spawls *et al.* (2002) consideraron la pérdida de hábitat como la mayor amenaza para *K. fischeri sensu lato*, y Menegon *et al.* (Menegon *et al.*, 2008)



Tanzania, la cuota parece haber sido excedida en 2002 y 2010. El comercio de especímenes C y F permaneció dentro de la cuota de cada año según los datos registrados por por ambos los países importadores y el país exportador. Tanzania ha especificado que todos sus informes anuales presentados durante 2002-2011 estaban fundamentados en el comercio real.

**Tabla 1. Cuotas de exportación CITES para *Kinyongia fischeri* desde la República Unida de Tanzania y exportaciones directas globales, según lo declarado por los países importadores y el país exportador, 2002-2013. Todo el comercio fue en ejemplares vivos, aparte de 13 especímenes de origen silvestre declarados por los países importadores en 2009. (No se han recibido los informes anuales de Tanzania del 2007 o 2012; los datos de comercio de 2012-2013 aún no están disponibles.) (El comercio en términos para los cuales la cuota no aplica para ese año está en gris; no se informó sobre comercio de especímenes reproducidos en cautiverio en 2010.)**

Declarado		2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
por												3000	3000
Cuota (W)		3000	3000	3000	3000	3000	3000	3000	3000	3000	3000	♦	♦
Cuota (F)		374	210	311	242	189	135	136	160	160■	160	180	10
W	Importadores	3818	5195	4102	3427	4473	7354	5920	3638	2667	2366		
	Tanzania	4543	2574	1896	2968	2819		2373	2715	3160	1681		
F	Importadores	33	42	217	200	87	30	131	90	40			
	Tanzania		46	10	120	52		86	30				

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, UNEP-World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, Reino Unido

Key: ♦ = aplica únicamente a especímenes vivos; ■ = aplica únicamente a especímenes vivos reproducidos en cautiverio.

Las exportaciones directas de *K. fischeri* desde Tanzania 2002-2012 consistieron principalmente de especímenes vivos comercializados con fines comerciales, la mayoría de los cuales de origen silvestre (Tabla 2). Los países importadores registraron mayor número de especímenes de origen silvestre que Tanzania para casi todos los años. Según los datos registrados por los países importadores, el comercio de especímenes vivos de origen silvestre, alcanzó el pico en 2007 y posteriormente disminuyó; el comercio de especímenes vivos fuente F también disminuyó a partir de 2009, con ningún comercio F registrado en 2011. Además, los Estados Unidos y el Reino Unido registraron números bajos de decomisos/confiscaciones. El principal país importador de especímenes de origen silvestre fue Estados Unidos, mientras que el principal país importador de especímenes F fue Alemania.

Las exportaciones indirectas de *K. fischeri* procedentes de Tanzania durante 2002-2012 consistieron principalmente de especímenes vivos de origen silvestre comercializados con fines comerciales.

**Tabla 2. Exportaciones directas de *Kinyongia fischeri* desde la República Unida de Tanzania, 2002-2011. (No se han recibido los informes anuales de Tanzania de 2007 o 2012; los datos de comercio del 2012 aún no se encuentran disponibles.)**

Término	Fuente	Propósito	Declarado por	200	200	200	200	200	200	200	200	201	201	Total	
				2	3	4	5	6	7	8	9	0	1		
Vivo	W	T	Importador	378	519	410	340	446	734	582	362	266	235	4277	
			Exportador	8	5	2	2	7	9	6	5	7	6	7	
		B	Importador	454	257	189	296	281		237	271	316	168	2472	
			Exportador	3	4	6	8	9		3	5	0	1	9	
		P	Importador				15								15
			Exportador												
		Q	Importador						5					10	15
			Exportador												
		Z	Importador	30			10	6		10					56
			Exportador								84				84
		R	T	Importador											
				Exportador					30						30
		C	T	Importador	75										75
				Exportador											
B	B	Importador			14								14		
		Exportador													
F	T	Importador	33	42	217	200	87	30	131	90	40		870		
		Exportador		46	10	120	52		86	30			344		
I	T	Importador	8							5	20	30	63		
		Exportador													
-	-	Importador	4	8	1								13		
		Exportador													
cuerpos	I	T	Importador	2									2		
			Exportador												
especímenes	W	S	Importador								13		13		
			Exportador												

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, UNEP-World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, Reino Unido

La interpretación del comercio de *K. fischeri sensu stricto* es complicada debido a los cambios en el estatus taxonómico de la especie (véase nota taxonómica). Según la Base de Datos de Comercio CITES, ningún comercio de *K. excubitor*, *K. matschiei*, *K. multituberculata*, *K. uluguruensis* o *K. vosseleri* fue declarado en 2011 (el primer año completo después que CITES aceptó estos taxones como especies separadas). C. Tilbury (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) observó que es probable que la mayoría del comercio de *K. fischeri* registrado consista de *K. matschiei*, *K. vosseleri* y *K. multituberculata*, que se distribuyen en las Montañas Usambara en zonas más accesibles. Basándose en visitas frecuentes a las instalaciones de importadores, distribuidores y criaderos en los Estados Unidos, en una revisión de las listas de especies utilizadas por los comerciantes y en el contacto directo con exportadores en Tanzania, C. Anderson (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) consideró que las exportaciones de *K. fischeri sensu stricto* desde Tanzania durante 1998-2013 se restringió a tres ejemplares (dos machos en 2009 y una sola hembra en 2010). Él calculó que más del 95 por ciento del comercio registrado como *K. fischeri* consiste de *K. multituberculata* de las Montañas Orientales de Usambara, con una pequeña cantidad (probablemente de menos del cuatro por ciento) de *K. matschiei* y números muy pequeños (probablemente menos de uno por ciento) de *K. vosseleri* (C. Anderson, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

**Gestión:** *K. fischeri* no se encuentra protegida en Tanzania; sin embargo, está protegida por las disposiciones del Acta de Conservación de Vida Silvestre (Nº 5 de 2009), por la cual la captura de cualquier animal requiere de un permiso (República Unida de Tanzania, 2009).

Tilbury (2010) informó que gran parte del rango de distribución de la especie se encuentra dentro de reservas forestales para ofrecer "protección nominal".

*Kinyongia fischeri sensu lato* fue incluida en el Examen de Comercio Significativo en 1999 (WCMC *et al.*, 1999). Durante la 16ª reunión del CF, se hizo una recomendación principal a Tanzania de proporcionar a la Secretaría con información detallada sobre: i) la distribución y abundancia de la especie, ii) la justificación o fundamento científico para los dictámenes de extracción no perjudicial y iii) mecanismos para garantizar que la cuota anual no sería superada (documento AC.16.7.1). La respuesta de Tanzania, registrada en la 45ª reunión del Comité Permanente, declaró que i) gran parte del rango de distribución de la especie se encuentra en áreas protegidas donde no se permite la captura, ii) las cuotas tienen en cuenta las observaciones sobre el estado poblacional, la información obtenida de los registros de captura y exportaciones y la abundancia en las plantaciones (SC45 Doc.12). La Secretaría estaba satisfecha porque las medidas adecuadas estaban siendo emplazadas con el fin de implementar el Artículo IV para las exportaciones y se comprometió a ayudar a la Autoridad Administrativa a perfeccionar el sistema actual de monitoreo de esfuerzo de captura (SC45 Doc.12). La Secretaría también estaba satisfecha con una explicación sobre el sistema de control de cuotas y afirmó que ninguna otra acción se requería siempre que la cuota de exportación anual se mantuviese en el nivel de 2001 [3000 de origen silvestre, 332 F1] y que se llevasen a cabo encuestas periódicas para monitorear el estado de las especies (SC45 Doc.12).

#### **D. Problemas identificados que no están relacionados con la implementación del Artículo IV párrafos 2(a), 3 o 6 (a)**

Durante la CoP15 de CITES se adoptaron modificaciones a la nomenclatura de *K. fischeri*. Prácticamente todo el comercio declarado parece consistir de otros taxones que anteriormente eran consideradas subespecies o sinónimos (principalmente *K. multituberculata* y también fueron registradas *K. matschiei* y *K. vosseleri*).

El informe anual CITES de Tanzania del año 2007 aún no ha sido recibido.

#### **E. Referencias**

- Anderson, C. 2013. Chris Anderson (Grupo Especialista en Camaleones UICN), *in litt.* a UNEP-WCMC, 23/05/2013.
- Broadley, D. G. y Howell, K. M. 1991. A checklist of reptiles of Tanzania, with synoptic keys. *Syntarsus*, p.369-430.
- Carpenter, A. I., Rowcliffe, J. M. y Watkinson, A. R. 2004. The dynamics of the global trade in chameleons. *Biological Conservation*, 120 (2), p.291-301.
- Emmrich, D. 1994. Herpetological results of some expeditions to the Nguru Mountains, Tanzania. *Mitteilungen aus dem Zoologischen Museum in Berlin*, 70 (2), p.281-300.
- Klaver, C. y Böhme, W. 1986. Phylogeny and classification of the Chamaeleonidae (Sauria) with special reference to hemipenis morphology. *Bonner Zoologische Monographien*, 22, p.1-64.
- Klaver, C. J. J. y Böhme, W. 1997. Chamaeleonidae. En: Wermuth, H. (ed.), *Das Tierreich, Part 112*, Berlin and New York: Verlag Walter de Gruyter & Co.
- Lutzmann, N. 2008. Some important changes in the systematics of *Bradypodion* Fitzinger, 1843. *Chameleons! Online E-Zine*. [En línea]. Disponible en: <http://www.chameleonnews.com/08FebLutzmann.html> [Descargado: 30 de mayo, 2013].
- Mariaux, J., Lutzmann, N. y Stipala, J. 2008. The two-horned chameleons of East Africa. *Zoological Journal of the Linnean Society*, 152 (2), p.367-391.
- Menegon, M., Daggart, N. y Owen, N. 2008. The Nguru mountains of Tanzania, an outstanding hotspot of herpetofaunal diversity. *Acta Herpetologica*, 3 (2), p.107-127.
- República Unida de Tanzania. 2009. *Wildlife Conservation Act (No. 5 of 2009)*.

- Spawls, S., Howell, K., Drewes, R. y Ashe, J. 2002. *A field guide to the reptiles of east Africa*. New York, EEUU: Academic Press.
- Tilbury, C. R. 2010. *Chameleons of Africa: An Atlas, including the chameleons of Europe, the Middle East and Asia*. Frankfurt am Main, Germany: Chimaira Buchhandelsgesellschaft mBH.
- Tilbury, C. R. 2013. Colin Tilbury (IUCN Chameleon Specialist Group), *in litt.* a UNEP-WCMC, 23/05/2013.
- Tilbury, C. R., Tolley, K. A. y Branch, W. R. 2006. A review of the systematics of the genus *Bradypodion* (Sauria: Chamaeleonidae), with the description of two new genera. *Zootaxa*, 1363, p.23–38.
- Tilbury, C. R., Tolley, K. A. y Branch, W. R. 2007. Corrections to species names recently placed in *Kinyongia* and *Nadzikambia* (Reptilia: Chamaeleonidae). *Zootaxa*, 1426, p.68.
- WCMC, IUCN/SSC y TRAFFIC. 1999. *Review of significant trade in animal species included in CITES Appendix II: Detailed reviews of 37 species*. Doc. AC 15, Cambridge, RU: World Conservation Monitoring Centre, IUCN Species Survival Commission and TRAFFIC Network.

## **Kinyongia tavetana (Steindachner, 1891): República Unida de Tanzania**

**Chamaeleonidae**, Camaleón de dos cuernos del Monte Kilimanjaro

### **Selección para el de Comercio Significativo**

En su 25ª reunión en 2011, el Comité de Fauna incluyó a *Kinyongia tavetana* (todos los países de su rango de distribución) en el Examen de Comercio Significativo como una especie prioritaria para Examen según las consideraciones del documento AC25 Doc. 9.6 (Acta Resumida AC25). El análisis en el Anexo 2 del AC25 Doc. 9.6 especifica que *K. tavetana* presentó un umbral de volumen de comercio elevado entre 2004 y 2008. Durante la 26ª reunión del CF en 2012, se había recibido respuesta de la República Unida de Tanzania (en adelante referida como Tanzania) (AC26 Doc. 12.3). Tanzania y Kenya fueron retenidas en el examen (Acta Resumida AC26). Después de la 26ª reunión del CF Kenya fue eliminada del proceso sobre la base que no comercio comercial se había realizado durante la mayoría de los 10 años más recientes, de acuerdo y en consulta con el CF.

#### **A. Resumen**

##### **Recomendación para *Kinyongia tavetana*.**

<b>Estado del rango de distribución</b>	<b>Categoría provisional</b>	<b>Resumen</b>
República Unida de Tanzania	Posible Preocupación	Niveles de comercio elevados durante 2002-2011 principalmente de individuos de origen silvestre. En 2002 se registró un posible exceso en la cuota (silvestre). Distribución restringida en el nordeste de Tanzania donde es común por lo menos a nivel local. La base para el establecimiento de la cuota no está clara. Por lo tanto, ha sido clasificada como de Posible Preocupación.

#### **B. Generalidades de la especie**

**Nota taxonómica:** La especie originalmente fue considerada como una subespecie de *Chamaeleo fischeri* (Mertens, 1966) y Klaver y Böhme la transfirieron a *Bradypodion* (1986). La transferencia de *C. fischeri* *Bradypodion* fue adoptada por la CITES en 1985 (CoP5, 5,33 Com. y Plen. 5.9 (rev.)), aunque no se indicó la base para esto. Broadley y Howell (1991) ascendieron a *Bradypodion tavetanum* al nivel completo de especie y la CITES la adoptó en 1992 en la CoP8, y fue confirmada por la referencia CITES estándar para que Chamaeleonidae adoptada tras CoP11 (Klaver y Böhme, 1997). Lutzmann y Necas (2002) dividieron *B. tavetanum* en dos subespecies: *B. t. boehmei*, restringida a las colinas de Taita en Kenya y *B. t. tavetanum* en los Montes Kilimanjaro y Meru en Tanzania. En 2010, tras la CoP15, se aprobaron dos nuevas referencias estándar: Tilbury *et al.* (2006) asignaron la especie al género *Kinyongia* basándose en análisis moleculares y Mariaux *et al.* (2008) trataron a *K. boehmei* como una especie separada.

**Biología:** *K. tavetana* es un camaleón mediano endémico de Kenya y Tanzania (Spawls *et al.*, 2002). Prefiere hábitats de bosque montano, pero comúnmente habita vegetación perturbada y plantaciones (Lantermann, 2000; Mariaux *et al.*, 2008; Tilbury, 2010) a una altitud de 800-2200 m sobre el nivel del mar (Tilbury, 2010). El tamaño promedio de la nidada es de 11 huevos (Lutzmann y Necas, 2002), y Lutzmann (com. pers. a UNEP-WCMC, 2013) informó que la especie puede ser capaz de anidar hasta cada 4 a 6 semanas.

### C. Examen por País:

#### REPÚBLICA UNIDA DE TANZANIA

**Rango de distribución en el país evaluado:** Se ha considerado que la especie tiene un rango de distribución limitado en Tanzania y Kenya (Spawls *et al.*, 2002; Tilbury, 2010) (Figura 6). C. Tilbury (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) observó que una población había sido observada en el Parque Nacional de Tsavo en Kenya, pero aún no había sido confirmada genéticamente como *K. tavetana*.

En Tanzania, la especie fue declarada de ocurrir en los Montes Kilimanjaro, Meru y en las Montañas Pare del Norte y Sur en la parte noreste del país (Razzetti y Msuya, 2002; Mariaux *et al.*, 2008; Tilbury, 2010).



**Figura 6.** Mapa mostrando la ubicación de los registros de *Kinyongia tavetana*. (Fuente: Tilbury, 2010.)

de origen silvestre para todos los años a partir de 1997 y en adelante, y para todos los especímenes fuente C y F para todos los años a partir de 1999; las cuotas para especímenes de origen silvestre de 2012 y 2013 y para especímenes fuente F de 2010 aplican únicamente para animales vivos (Tabla 1). Una cuota para especímenes provenientes de criaderos fue publicada únicamente en 1998. La cuota para los especímenes de origen silvestre parece haber sido excedida en 2002 según los datos declarados por ambos los países importadores y exportador y en 2003, según los datos declarados únicamente por los países importadores. Tanzania especificó que todos sus informes anuales presentados durante 2002-2011 fueron basados en el comercio real. El análisis de los permisos reveló que la cuota aparentemente excedida en el 2003 podría explicarse completamente puesto que los permisos de exportación fueron emitidos en el año anterior. El comercio de especímenes fuente C y F permaneció dentro de la cuota cada año según los datos declarados tanto por los países importadores y el país exportador.

#### **Tendencias y estado de la población:**

Mariaux *et al.* (2008) la consideraron común localmente y probablemente no amenazada, y N. Lutzmann (comm. pers. a UNEP-WCMC, 2013) no la consideró amenazada. C. Tilbury (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) observó que podría ser “bastante común donde se encuentra”.

**Amenazas:** La pérdida del hábitat fue considerada una amenaza para *K. tavetana* (Spawls *et al.*, 2002). C. Tilbury (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) afirmó que la especie puede estar siendo sobre explotada.

**Comercio:** *K. tavetana* fue enlistada en el Apéndice II de CITES el 04/02/77 (como *Bradypodion tavetanum*).

Se han recibido los informes anuales CITES de Tanzania para todos los años 2002-2011 excepto 2007. Tanzania publicó cuotas de exportación para especímenes de *K. tavetana*

**Tabla 1. Cuotas de exportación CITES para *Kinyongia tavetana* desde la República Unida de Tanzania y exportaciones directas globales, según lo declarado por los países importadores y el país exportador, 2002-2013. Todo el comercio se dio en animales vivos, aparte de 6 cuerpos de origen silvestre declarados por Tanzania en 2002 y 2 especímenes de origen silvestre declarados por los países importadores en 2009. (No se han recibido los informes anuales de Tanzania para 2007 o 2012; los datos de comercio de 2012-2013 aún no se encuentran disponibles.)(No se registró comercio de especímenes reproducidos en cautiverio en 2010.)**

Fuente	Declarado por	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
Cuota (W)		3000	3000	3000	3000	3000	3000	3000	3000	3000	3000	3000	3000
Cuota (F)		109	170	100	108	83	87	110	106	95	106	95	90
Cuota (C)										106♦			
W	Importador	3436	3123	2762	2122	2247	2809	2612	2108	1761	1221		
	Exportador	3541	1847	1485	2106	2482		1452	1682	1930	775		
F	Importador	20	42	90	90	66	10	56		40			
	Exportador		60		97	51		70	20				

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, UNEP-World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, Reino Unido

Clave: ♦ = aplica únicamente a especímenes vivos

Las exportaciones directas de *K. tavetana* desde Tanzania durante 2002-2012 consistieron principalmente de individuos vivos comercializados con fines comerciales, la mayoría de los cuales eran de origen silvestre (Tabla 2). Los países importadores registraron más números de especímenes de origen silvestre que Tanzania en casi todos los años. Según los datos registrados por los países importadores, el comercio de especímenes vivos de origen silvestre en general disminuyó durante el periodo de diez años. Los principales países importadores de especímenes vivos fueron Los Estados Unidos y Alemania. Se registraron bajos números de confiscaciones/incautaciones por los Estados Unidos y el Reino Unido.

Las exportaciones indirectas de *K. tavetana* procedentes de Tanzania durante 2002-2012 consistieron principalmente de individuos vivos de origen silvestre comercializados con fines comerciales.

**Tabla 2. Exportaciones directas de *Kinyongia tavetana* desde la República Unida de Tanzania, 2002-2011. (No se han recibido los informes anuales de la República Unida de Tanzania de 2007 o 2012; los datos de comercio del 2012 aún no se encuentran disponibles.)**

Término	Fuente	Propósito	Declarado por	200										Total	
				2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011		
vivo	W	T	Importador	3410	3123	2762	211	2	2241	2809	2502	2106	1761	1201	24027
			Exportador	3535	1847	1485	210	6	2482		1452	1632	1840	775	17154
	P	Importador											20	20	
		Exportador													
	Q	Importador	26			10	6		10						52
		Exportador													
	Z	Importador								100					100
		Exportador										90			90
	-	Importador													
		Exportador										50			50
	C	T	Importador							25					25
			Exportador												
	B	Importador			14										14
		Exportador													
	F	T	Importador	20	42	90	90	66	10	56			40		414
			Exportador		60		97	51		70	20				298
	I	T	Importador										10	20	30
			Exportador												
	-	-	Importador	2	30										32
			Exportador												
U	T	Importador		338										338	
		Exportador													
-	T	Importador						4						4	
		Exportador													
Especímenes	W	S	Importador									2		2	
			Exportador												
Cuerpos	W	S	Importador												
			Exportador	6											6

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, UNEP-World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, Reino Unido

**Gestión:** *K. tavetana* no está protegida en Tanzania; sin embargo, está resguardado por las disposiciones del Acta de Conservación de Vida silvestre (No. 5 de 2009), por el cual la captura de cualquier animal requiere de un permiso (República Unida de Tanzania, 2009). Se informó que la especie se encuentra protegida en los Parques Nacionales Kilimanjaro, Meru y Tsavo, las Reservas Forestales de las montañas del Pare Norte y Sur (Tilbury, 2010) y el Parque Nacional de Arusha (Razzetti y Msuya, 2002).

#### **D. Problemas identificados que no están relacionados con la implementación del Artículo IV párrafos 2(a), 3 o 6 (a)**

El informe anual CITES de Tanzania del 2007 aún no ha sido recibido.



## E. Referencias

- Broadley, D. G. y Howell, K. M. 1991. A checklist of reptiles of Tanzania, with synoptic keys. *Syntarsus*, p.369–430.
- Carpenter, A. I., Rowcliffe, J. M. y Watkinson, A. R. 2004. The dynamics of the global trade in chameleons. *Biological Conservation*, 120 (2), p.291–301.
- Klaver, C. y Böhme, W. 1986. Phylogeny and classification of the Chamaeleonidae (Sauria) with special reference to hemipenis morphology. *Bonner Zoologische Monographien*, 22, p.1–64.
- Klaver, C. J. J. y Böhme, W. 1997. Chamaeleonidae. En: Wermuth, H. (ed.), *Das Tierreich, Part 112*, Berlin and New York: Verlag Walter de Gruyter & Co.
- Lantermann, W. 2000. Begegnungen mit Chamäleons in Ostafrika. *Elaphe*, 8, p.67–72.
- Lutzmann, N. 2013. Pers. comm. a UNEP-WCMC, 12/09/2013.
- Lutzmann, N. y Necas, P. 2002. Zum Status von *Bradypodion tavetanum* (Steindachner, 1891) aus den Taita Hills, Kenia, mit Beschreibung einer neuen Unterart (Reptilia: Sauria: Chamaeleonidae). *Salamandra*, 38 (1), p.5–14.
- Mariaux, J., Lutzmann, N. y Stipala, J. 2008. The two-horned chameleons of East Africa. *Zoological Journal of the Linnean Society*, 152 (2), p.367–391.
- Mertens, R. 1966. *Liste des rezenten Amphibien und Reptilien: Chamaeleonidae*. Berlin, Alemania: Walter de Gruyter & Co.
- Razzetti, E. y Msuya, C. A. 2002. *Field guide to the amphibians and reptiles of Arusha National Park (Tanzania)*. Varese, Italia: Pubblinova Edizioni Negri and Istituto OIKOS.
- República Unida de Tanzania. 2009. *Wildlife Conservation Act (No. 5 of 2009)*.
- Spawls, S., Howell, K., Drewes, R. y Ashe, J. 2002. *A field guide to the reptiles of east Africa*. New York, EEUU: Academic Press.
- Tilbury, C. R. 2010. *Chameleons of Africa: An Atlas, including the chameleons of Europe, the Middle East and Asia*. Frankfurt am Main, Germany: Chimaira Buchhandels-gesellschaft mBH.
- Tilbury, C. R. 2013. Colin Tilbury (Grupo Especialista en Camaleones UICN), *in litt.* a UNEP-WCMC, 23/05/2013.
- Tilbury, C. R., Tolley, K. A. y Branch, W. R. 2006. A review of the systematics of the genus *Bradypodion* (Sauria: Chamaeleonidae), with the description of two new genera. *Zootaxa*, 1363, p.23–38.

## **Trioceros melleri (Gray, 1865): Mozambique**

**Chamaeleonidae**, Camaleón de Meller

### **Selección para el Examen de Comercio Significativo**

En su 25ª reunión, el Comité de Fauna incluyó a *Trioceros melleri* (todos los países de su rango de distribución) en el Examen de Comercio Significativo como una especie prioritaria para Examen según las consideraciones del documento AC25 Doc. 9.6 (Acta Resumida AC25). El análisis en el Anexo 2 del AC25 Doc. 9.6 especifica que *T. melleri* presentó un umbral de volumen de comercio elevado en 2008 y 2009. Durante la 26ª reunión del CF, se habían recibido respuestas de Malawi y de la República Unida de Tanzania (AC26 Doc. 12.3). Mozambique fue retenido en el examen (Acta Resumida AC26).

#### **A. Resumen**

Resumen de las recomendaciones para *Trioceros melleri*.

<b>Estado del rango de distribución</b>	<b>Categoría provisional</b>	<b>Resumen</b>
Mozambique	Posible Preocupación	Niveles moderados de comercio durante 2002-2011 de individuos de origen silvestre. En 2007 se registró un posible exceso de la cuota. Se distribuye en el norte de Mozambique donde es por lo menos localmente común. La recolección para el comercio de mascotas se considera una amenaza y la base para el establecimiento de la cuota no está clara. Por lo tanto, ha sido clasificada como de Posible Preocupación; continúan las cuestiones no relacionadas con la implementación del Artículo IV, párrafos 2(a), 3 o 6 (a).

#### **B. Generalidades de la especie**

**Nota taxonómica:** La especie fue tratada como *Chamaeleo (Trioceros) melleri* por la Nomenclatura CITES Estándar hasta la CoP 16 (Klaver y Böhme, 1997). Una Referencia Estándar nueva fue adoptada en la CoP 16 (CoP16 Com. I. 8), ascendiendo el subgénero *Trioceros* a nivel de género con base a evidencia morfológica y genética (Tilbury y Tolley, 2009).

**Biología:** *Trioceros melleri* es una especie de camaleón grande (Kalisch, 2002; Spawls *et al.*, 2002; Tolley y Burger, 2007; Tilbury, 2010;), con un tamaño adulto promedio de 46-61 cm (Kalisch, 2002). Es una especie arbórea (Spawls *et al.*, 2002) que prefiere bosques de sabana (miombo) y a menudo se encuentra arriba en el dosel (Kalisch, 2002; Tilbury, 2010), pero también habita en áreas urbanas con abundantes árboles de mango (Tilbury, 2010). Se informó que se encuentra en altitudes de hasta 1200-1500 m (Spawls *et al.*, 2002).

*T. melleri* alcanza la madurez sexual a los dos años de edad aproximadamente (Le Berre, 2009). En Malawi, la reproducción ocurre en diciembre y la eclosión en marzo (Tilbury, 2010). Un embrague se produce cada año en estado silvestre (Le Berre, 2009) y tamaño de la nidada fue reportado que 38-91 huevos (Spawls *et al.*, 2002), con un promedio de más de 40 huevos (Kalisch, 2002). Löll (2010) informó de un tamaño máximo de nidada de 70 huevos, considerando la tasa reproductiva de *C. melleri* de "muy alta". Los huevos eclosionan en 140-

180 días (Kalisch, 2002). *C. melleri* fue considerada como una de las especies de camaleón de vida más larga, con una vida útil de máximo 12 años observada en cautiverio (Löll, 2010).

### C. Examen por País:

#### MOZAMBIQUE

**Distribución en el País evaluado:** *T. melleri* ha sido considerado "relativamente extendido" globalmente (Tilbury, 2010), presentándose en Malawi, Tanzania y Mozambique (Klaver y Böhme, 1997; Broadley y Howell, 2000; Spawls *et al.*, 2002; Tilbury, 2010) (ver Figura 7).



**Figura 7.** Mapa mostrando la ubicación de los registros de *Trioceros melleri*. (Fuente: Tilbury, 2010.)

Se ha informado que la especie se presenta en el norte de Mozambique (Klaver y Böhme, 1997; Broadley y Howell, 2000; Spawls *et al.*, 2002; Uetz, 2013), el norte del río Zambezi y al este del río Shire (Tilbury, 2010; C. Tilbury, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013). C. Tilbury (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) consideró que el rango de distribución de la especie en Mozambique es "probablemente grande"; sin embargo, observó que la información disponible sobre ubicaciones registradas era limitada en el país. Welch (1982) no consideró Mozambique como un país dentro del rango de distribución, y la especie no fue registrada en los conteos herpetológicos visuales realizados durante julio y noviembre de 2003 en la Reserva de Niassa al norte de Mozambique (Branch *et al.*, 2005).

**Tendencias y estado de la población:** *T. melleri* ha sido considerada común en los bosques costeros de Mozambique nororiental (Pascal, 2011). Spawls *et al.* (2002) consideraron a la especie como no amenazada. La Autoridad Administrativa CITES de Mozambique (com. pers. a UNEP-WCMC, 2013) indicó que no se ha realizado ningún estudio sobre el estado poblacional debido a la falta de recursos.

**Amenazas:** Debido a su tamaño inusualmente grande, se ha observado que *T. melleri* es de gran demanda en el comercio de mascotas (Spawls *et al.*, 2002; Tilbury, 2010) y fácil de extraer del medio silvestre (Tilbury, 2010). La extracción intensiva para el comercio de mascotas fue indicada de tener un impacto negativo sobre las poblaciones locales (Tilbury, 2010). Se consideró que la especie requiere atención de conservación debido a su rango de distribución restringido, y se afirmó que "incluso un nivel bajo de comercio puede aumentar el riesgo de extinción si este representa una tasa alta de extracción" (Carpenter *et al.*, 2004).

En una evaluación de la morbilidad y mortalidad en cautiverio por Altherr y Freyer (2001), *T. melleri* fue considerado inadecuado para la producción privada, debido a su gran tamaño, caracterizándolo como 'difícil de mantener' o con "alta mortalidad en cautiverio" y que requiere condiciones que son difíciles de simular. Kalisch (2002) observó que la especie requiere de recintos muy grandes y bien contruidos y debido a la alta sensibilidad al estrés,

es un reto mantenerlos en cautiverio. Löll (2010) consideró que los ejemplares capturados del medio silvestre suelen llevar una carga pesada de parásitos.

**Comercio:** *T. melleri* fue enlistada en el Apéndice II de CITES el 04/02/1977 (como *Chamaeleo melleri*). Aún no se han recibido los informes anuales CITES de Mozambique de 2011 y 2012. Mozambique publicó cuotas de exportación para especímenes de *T. melleri* de 1000 ejemplares de origen silvestre cada año durante 1997-2010; a partir de 1999, la cuota aplica únicamente a especímenes vivos (Tabla 1). La cuota parece haber sido excedida en 2007 según los datos declarados por Mozambique, pero en cinco de cada 10 años las exportaciones declaradas eran menores de la mitad del nivel de cuota y las importaciones declaradas aún menores. Mozambique no especifica si sus informes anuales se elaboran sobre la base del comercio real o de los permisos emitidos.

**Tabla 1. Cuotas de exportación CITES para *Triceros melleri* vivos de origen silvestre, desde Mozambique y exportaciones directas globales, según lo declarado por los países importadores y el país exportador, 2002-2010. (Mozambique no se ha publicado cuotas después del 2010.)**

	Declarado por	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
		Cuota	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1000
	Importador	617	265	39	66	72	339	98	138	239
	Exportador	786	950	238	250	200	1320	250	821	450

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, UNEP-World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, Reino Unido

Las exportaciones directas de *T. melleri* desde Mozambique 2002-2012 consistieron principalmente de especímenes vivos de origen silvestre comercializados con fines comerciales (Tabla 2). Estados Unidos también informó del decomiso/confiscación de 55 animales en 2009. Mozambique declaró consistentemente números más elevados de especímenes exportados en comparación con los países importadores. Estados Unidos fue el principal país importador

Las importaciones indirectas de *T. melleri* procedentes de Mozambique durante 2002-2012 consistieron principalmente de números bajos de individuos vivos de origen silvestre comercializados con fines comerciales el 2002 y 2011.

**Tabla 2. Exportaciones directas de *Triceros melleri* desde Mozambique, 2002-2011. Todo el comercio se realizó con fines comerciales. (No se han recibido aún los informes anuales de Mozambique de 2011 o 2012; los datos de comercio del 2012 aún no se encuentran disponibles.)**

Término	Fuente	Declarado por	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	Total	
Cuerpos	W	Importador	3										3	
		Exportador												
Vivos	W	Importador	617	265	39	66	72	339	98	138	239	342	2215	
		Exportador	786	950	238	250	200	1320	250	821	450		5265	
	I	Importador											55	55
		Exportador												

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, UNEP-World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, Reino Unido

**Gestión:** La especie no fue incluida en la lista de especies protegidas por las regulaciones forestales y de fauna silvestre Decreto No 12/2002 (Mozambique, 2002).

**D. Problemas identificados que no están relacionados con la implementación del Artículo IV parágrafos 2(a), 3 o 6 (a)**

El informe anual CITES de Mozambique del año 2011 aún no ha sido recibido.

Había una diferencia notable en el comercio declarado por los países de importación y Mozambique.

## E. Referencias

- Altherr, S. y Freyer, D. 2001. *Morbidity and mortality in private husbandry of reptiles*. West Sussex, RU: RSPCA and Pro Wildlife.
- Autoridad Administrativa CITES de Mozambique. 2013. Autoridad Administrativa CITES de Mozambique pers comm. a UNEP-WCMC, 08/02/2013.
- Branch, W. R., Rödel, M.-O. y Marais, J. 2005. Herpetological survey of the Niassa Game Reserve, northern Mozambique - Part I: Reptiles. *Salamandra*, 41 (4), p.195–214.
- Broadley, D. G. y Howell, K. M. 2000. Reptiles. En: Burgess, N. D. y Clarke, G. P. (eds.), *Coastal forests of Eastern Africa*, Cambridge, RU: IUCN, p.191–199.
- Carpenter, A. I., Rowcliffe, J. M. y Watkinson, A. R. 2004. The dynamics of the global trade in chameleons. *Biological Conservation*, 120 (2), p.291–301.
- Kalisch, K. 2002. *Chamaeleo (Trioceros) melleri*. *Chameleons! Online E-Zine*. [En línea]. Disponible en: <http://www.chameleonnews.com/02NovKalischMelleri.html> [Descargado: 15 de mayo, 2013].
- Klaver, C. J. J. y Böhme, W. 1997. Chamaeleonidae. En: Wermuth, H. (ed.), *Das Tierreich, Part 112*, Berlin and New York: Verlag Walter de Gruyter & Co.
- Le Berre, F. 2009. *The chameleon handbook*. Hauppauge, NY: Barron's Educational Series.
- Löll, W. 2010. *Chamaeleo melleri*. *Terralog News*, (93), p.3.
- Mozambique. 2002. Decreto No 12/2002. Regulamento da Lei de Florestas e Fauna Bravia. *Boletim da República*, I Série (22).
- Pascal, O. 2011. *Expeditions 2008-2009: The coastal forests of northern Mozambique*. París, Francia: Pro Natura International.
- Spawls, S., Howell, K., Drewes, R. y Ashe, J. 2002. *A field guide to the reptiles of east Africa*. New York, EEUU: Academic Press.
- Tilbury, C. R. 2010. *Chameleons of Africa: An Atlas, including the chameleons of Europe, the Middle East and Asia*. Frankfurt am Main, Alemania: Chimaira Buchhandelsgesellschaft mBH.
- Tilbury, C. R. 2013. Colin Tilbury (Grupo Especialista en Camaleones UICN), *in litt.* a UNEP-WCMC, 23/05/2013.
- Tilbury, C. R. y Tolley, K. A. 2009. A re-appraisal of the systematics of the African genus *Chamaeleo* (Reptilia: Chamaeleonidae). *Zootaxa*, 2079, p.57–68.
- Tolley, K. y Burger, M. 2007. *Chameleons of Southern Africa*. Ciudad del Cabo, Sudáfrica: Struik Publishers.
- Uetz, P. 2013. *Trioceros melleri* (GRAY, 1865). *The Reptile Database*. [En línea]. Disponible en: <http://reptile-database.reptarium.cz/species?genus=Trioceros&species=melleri> [Descargado: 2 de mayo, 2013].
- Welch, K. R. G. 1982. *Herpetology of Africa: a checklist and bibliography of the orders Amphisbaenia, Sauria, and Serpentes*. Malabar, Florida: Krieger Pub. Co.

## **Trioceros quadricornis** Tornier, 1899: Camerún, Nigeria

Chamaeleonidae, Camaleón cuadrícorne

### **Selección para el Examen de Comercio Significativo**

En su 25ª reunión, el Comité de Fauna incluyó a *Trioceros quadricornis* (todos los países de su rango de distribución) en el Examen de Comercio Significativo como una especie prioritaria para Examen según las consideraciones del documento AC25 Doc. 9.6 (Acta Resumida AC25). Para la 26ª reunión del CF, no se habían recibido respuestas (AC26 Doc. 12.3) y Camerún y Nigeria fueron retenidos en el Examen (Acta Resumida AC26).

#### **A. Resumen**

##### **Resumen de las recomendaciones para *Trioceros quadricornis*.**

<b>Resumen general</b>		
Rango de distribución restringido en los bosques montanos de Camerún y Nigeria, donde es común en algunas áreas.		
<b>Estado del rango de distribución</b>	<b>Categoría provisional</b>	<b>Resumen</b>
Camerún	Posible Preocupación	Niveles moderados de comercio principalmente de individuos de origen silvestre durante 2002-2011. Protegida en Camerún, sin embargo la base de los dictámenes de extracción no prejudicial no es clara. El área total de ocupación en el suroeste de Camerún es de aproximadamente 250 km <sup>2</sup> ; estado de conservación desfavorable. La captura para exportación se considera una amenaza. Por lo tanto, ha sido clasificada como de Posible Preocupación.
Nigeria	Preocupación Menor	Distribución restringida a la meseta de Obudu en el sureste de Nigeria, pero no se registró comercio internacional durante 2002-2011. Por lo tanto, ha sido clasificada como de Preocupación Menor.

#### **B. Generalidades de la especie**

**Nota taxonómica:** La especie fue tratada como *Chamaeleo (Trioceros) quadricornis* por la Nomenclatura Estándar de CITES hasta la CoP 16 (Klaver y Böhme, 1997). La nueva Referencia Estándar adoptada en la CoP 16 (CoP16 Com. I. 8) la ascendió al nivel de subgénero *Trioceros* basándose en la evidencia morfológica y genética (Tilbury y Tolley, 2009).

Dos subespecies fueron identificadas, *T. [C.] q. quadricornis* y *T. [C.] q. gracilior* (Böhme y Klaver, 1981; Klaver y Böhme, 1997). N.L. Gonwouo (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) señaló que las dos subespecies eran difíciles de distinguir, y que *T. p. gracilior* puede ser comercializada como *T. p. quadricornis*, que es más común en el comercio de mascotas. Más recientemente, Barej *et al.* (2010) consideraron a *T. p. eisentrauti* (previamente *T. eisentrauti*) como una subespecie adicional, basándose en las similitudes morfológicas y moleculares.

Klaver y Böhme (1992) consideraron a *C. quadricornis* de pertenecer al grupo de especies *C. cristatus* junto con *C. camerunensis*, *C. cristatus*, *C. eisentrauti*, *C. feae*, *C. montium*, *C. pfefferi* y *C. wiedersheimi*.



**Biología:** *T. quadricornis* es un camaleón de África occidental que principalmente habita en los bosques montañosos primarios (Gonwouo *et al.*, 2006) pero se ha considerado capaz de adaptarse bastante bien a hábitats periurbanos (Tilbury, 2010). Los individuos maduros alcanzan una longitud de 25-35 cm (Dix, 1999). Alcanza la madurez sexual aproximadamente de los ocho meses (Le Berre, 2009) al año de edad (Schmidt *et al.*, 2009) y produce dos o tres nidadas de 8 a 15 huevos por año después de un período de gestación de dos meses (Tilbury, 2010). La eclosión tarda aproximadamente cinco meses (Tilbury, 2010).

**Distribución general y estado:** *T. quadricornis* ocupa un rango de distribución restringido en las montañas de Camerún y Nigeria (Klaver y Böhme, 1997; C. Tilbury, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) (Figura 8). Klaver y Böhme (1992) observaron que la especie fue "encontrada solamente en parches relictos de bosque montano húmedo tropical confinada a las montañas o cordilleras al interior de Camerún-Nigeria".



Figura 8. Mapa mostrando la ubicación de los registros de *Triceros quadricornis quadricornis* (puntos rojos) y *T. q. gracilior* (puntos azules). (Fuente: Tilbury, 2010.)

disponible sobre la magnitud de la reproducción en cautiverio (WCMC *et al.*, 1999). En una evaluación de la morbilidad y mortalidad en cautiverio realizada por Altherr y Freyer (2001), *T. quadricornis* fue considerado inadecuado para la producción privada, debido a que sufre de alta mortalidad en el transporte y por las malas condiciones después del transporte, siendo caracterizado como "difícil de mantener" o con "alta mortalidad en cautiverio" y que requiere condiciones que son difíciles de simular.

C. Anderson (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) advirtió que se exportaron grandes cantidades de la especie desde Guinea Ecuatorial, que no es un país del rango de distribución de la especie. La ausencia de importaciones declaradas desde los países del rango de distribución fue considerada de indicar posible comercio ilegal (C. Anderson, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

Se ha considerado amenazada, pero bastante tolerante a la expansión humana y relativamente común en algunas aldeas (Tilbury, 2010).

**Amenazas:** La pérdida del hábitat ha sido considerada la mayor amenaza (C. Tilbury, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013), y se ha informado que la especie también es perseguida localmente (Tilbury, 2010). Gonwouo *et al.* (2006), Chirio y LeBreton (2007) and Weiß (2009) consideraron la captura para su exportación de ser una amenaza significativa en algunas áreas. Carpenter (2004) consideró que *T. quadricornis* es particularmente vulnerables a la explotación debido a su distribución restringida.

**Generalidades del comercio y la gestión:** La especie ha sido presuntamente criada en cautiverio en los Estados Unidos y Europa, sin embargo había información

M. LeBreton (com. pers. a UNEP-WCMC, 2013) destacó la importancia de la evaluación de los impactos del comercio por separado para cada subespecie.

*T. quadricornis* de Camerún fue incluida en el Examen de Comercio Significativo de CITES en 1999, cuando se observó que el impacto del comercio de exportación no podría ser evaluado con certeza debido a la falta de datos de poblacionales (WCMC *et al.*, 1999).

La especie fue considerada de estar protegida en una proporción relativamente pequeña de su rango de distribución (Weiß, 2009; Tilbury 2010), aunque *T. p. quadricornis* ha sido considerada de "disfrutar de protección relativa" dentro de la reserva forestal Monte Kupe (Tilbury, 2010). C. Tilbury (in litt. a UNEP-WCMC, 2013) señaló que la mayoría de las áreas protegidas dentro del rango de distribución eran pequeñas e inadecuadamente administradas.

### C. Examen por País:

#### CAMERÚN

**Distribución en el País evaluado:** Su presencia ha sido registrada Camerún suroriental, en Manéngouba, Kupe (Perret, 1957; Klaver y Böhme, 1992; Hofer *et al.*, 2003; Barej *et al.*, 2010; Tilbury, 2010) y las montañas Bakossi (Hofer *et al.*, 2003; Tilbury, 2010), en los bosques entre 1800-2700 m sobre el nivel del mar (Chirio y LeBreton, 2007).

Gartshore (1986) consideró que la distribución de *T. p. quadricornis* se limitaba al Monte Manéngouba, pero N.L. Gonwouo (in litt. a UNEP-WCMC, 2013) informó que se encontraba como una "población discontinua" en las montañas de Kupe y Manéngouba, Bakossi Hills y la parte sur del santuario de vida silvestre Banyang-Mbo. Se informó de estar restringida a los bosques montanos de la galería en el borde de los bosques y las praderas a una altitud de 1800-2400 m sobre el nivel del mar (Gonwouo *et al.*, 2006). La extensión total de la presencia de *T. p. quadricornis* fue reportada de ser de aproximadamente 1400 km<sup>2</sup> y el área de ocupación fue estimada en 270 km<sup>2</sup> (LeBreton y Wild, 2003).

*T. q. gracilior* fue indicada de encontrarse en las montañas Lefo, Oku y Bamboutos, las zonas altas de Bamenda y las colinas de Mbulu (N.L. Gonwouo, in litt. a UNEP-WCMC, 2013) en bosques inalterados 1800-2250 metros sobre el nivel del mar (Gonwouo *et al.*, 2006). LeBreton y Wild (2003) declararon que la subespecie se encuentra en parches de bosques severamente fragmentados en todos los países del rango de distribución y estimaron la extensión de su presencia de ser aproximadamente 9000 km<sup>2</sup> y el área total de ocupación aproximadamente 250 km<sup>2</sup>.

La especie no se observó en el Monte Camerún, Monte Mbam o Tchabal Mbabo (Gonwouo *et al.*, 2006). Herrmann *et al.* (2007) no registraron la especie en los conteos realizados en las montañas Tchabal Mbabo, meseta de Adamaoua (Camerún centro-norte) en 1998 o 2000.

**Tendencias y estado de la población:** La especie fue declarada de ser bastante común en la aldea de Oku (Chirio y LeBreton, 2007), sin embargo Hofer *et al.* (2003) la consideraron de estar "potencialmente amenazadas". Gonwouo N.L. (in litt. a UNEP-WCMC, 2013) informó que *T. q. gracilior* era "común en algunos sitios".

En una evaluación de la Lista Roja inédita de los camaleones cameruneses, LeBreton y Wild (2003) clasificaron las dos subespecies como en peligro debido a la distribución limitada y la pérdida continua de hábitat.

Se ha considerado que las dos subespecies muestran un estado de población decreciente (N.L. Gonwouo, in litt. a UNEP-WCMC, 2013). LeBreton y Wild (2003) consideraron que la población de *C. q. quadricornis* en el Monte Kupe como la "única estable" debido a un mejor



control sobre la deforestación, pero señalaron que la evidencia anecdótica indicaba descensos poblacionales en áreas donde la especie era recogida para el comercio de mascotas. Gonwouo *et al.* (2006) advirtieron que la "falta de información sobre la ecología y la distribución de los camaleones en la Cordillera de Camerún es un impedimento importante para la conservación efectiva del camaleón en Camerún". Registraron cuatro individuos de *T. p. quadricornis* en el Monte Manéngouba, y cinco individuos de *T. p. gracilior* alrededor del lago Oku 28 conteos de transeptos lineales (56 horas-persona) en la Cordillera de Camerún durante mayo de 2003-diciembre 2005, concluyendo que la especie era rara en las montañas de Camerún (Gonwouo *et al.*, 2006).

**Amenazas:** La pérdida del hábitat ha sido considerada la mayor amenaza para *T. quadricornis* (WCMC *et al.*, 1999; LeBreton y Wild, 2003; Tilbury, 2010; N.L. Gonwouo, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013; M. LeBreton, com. pers. a UNEP-WCMC, 2013), aunque Gonwouo *et al.* (2006) observaron que *T. q. gracilior* parece ser capaz de persistir en parches aislados de hábitat remanentes. N.L. Gonwouo (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) observó que las poblaciones más importantes de *T. q. gracilior* en la montaña de Oku habían recibido poca protección y estaban disminuyendo rápidamente debido a la pérdida de hábitat.

La captura para exportación fue considerada como una amenaza significativa en algunas áreas (LeBreton y Wild, 2003; Chirio y LeBreton, 2007), y Gonwouo *et al.* (2006) consideraron la colección intensiva para el comercio de mascotas como insostenible. Las poblaciones de *T. p. quadricornis* en el área del Monte Manéngouba se informó que han disminuido como resultado de la captura para el comercio de mascotas (LeBreton y Wild, 2003; Gonwouo *et al.*, 2006), y la colección fue descrita como "incontrolada" e "ilegal", mientras que la colección de *T. p. gracilior* era considerada de ser menos intensiva y "periódica" debido a largas distancias a los principales centros de población (G.N. LeGrand, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

**Comercio:** No se han recibido aún los informes anuales CITES de Camerún para los años 2008 o 2010-2012. Camerún publicó una cuota de exportación de 400 *T. quadricornis* vivos de origen silvestre en 2001; se informó sobre una cuota "en preparación" en el año 2000 pero no fue publicada. No se publicaron cuotas desde 2002 en adelante. Las exportaciones directas de *T. quadricornis* desde Camerún 2002-2012 consistieron principalmente de individuos vivos, de origen silvestre comercializados con fines comerciales (Tabla 1). Mientras que Camerún no reportó ningún comercio de especímenes criados en cautiverio, la importación de 30 ejemplares vivos criados en cautiverio, fue reportada por los países importadores en 2007. Los principales países importadores fueron Alemania, los Países Bajos y el Reino Unido.

El comercio indirecto de *T. quadricornis* procedente de Camerún 2002-2012 consistió en individuos vivos de origen silvestre y comercializados con fines comerciales en 2003 y 2004.

**Tabla 1. Exportaciones directas de *Triceros quadricornis* desde Camerún, 2002-2011. (No se han recibido los informes anuales de Camerún para los años 2008 o 2010-2012; no se declaró comercio en 2004 o 2012.)**

Término	Fuente	Propósito	Declarado por	2002	2003	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	Total	
Cuerpos	W	S	Importador		17								17	
			Exportador											
vivos	W	P	Importador					20					20	
			Exportador											
	S	Importador												
		Exportador								50			50	
	T	Importador	86		141	712	390	863	660	475	402		3729	
		Exportador				435	760	765		425			2385	
	-	Importador												
		Exportador									140		140	
	C	T	Importador						30					30
			Exportador											

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, UNEP-World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, Reino Unido

Gonwouo (2002) informó que *T. quadricornis* era la especie de camaleón más exportada de Camerún 1993-1999. En el Examen de Comercio Significativo CITES de 1999, las exportaciones de Camerún se informó que se habían incrementado rápidamente, pero se consideraba "poco probable que sea un problema" (WCMC *et al.*, 1999).

**Gestión:** *T. quadricornis* ha sido clasificada como un animal totalmente protegido "Clase A" (especies raras o en peligro de extinción) bajo el Decreto No 0648/MINFOF de 2006 (Camerún, 2006). La sección 78 de la Ley N° 94/01 especifica que está prohibida la caza de especies Clase A; sin embargo, estas especies pueden ser capturadas y mantenidas en cautiverio bajo autorización de la autoridad de vida silvestre (Republique du Cameroun, 1994). L.N. Gonwouo (*in litt. a* UNEP-WCMC, 2013) informó que allí no existían regulaciones específicas con respecto a la colección para el comercio de mascotas y recomendó que debe mejorarse la protección de *T. p. quadricornis* (Gonwouo *et al.* 2006).

*T. quadricornis* ha sido considerada de estar relativamente bien protegida en la reserva forestal Monte Kupe (Tilbury, 2010). Sin embargo, M. LeBreton (com. pers. a UNEP-WCMC, 2013) señaló que no existían planes de manejo y presupuestos suficientes en el lugar para proteger a las poblaciones que se encontraban dentro de las áreas protegidas.

#### NIGERIA

**Distribución en el País evaluado:** Según la Autoridad Administrativa CITES de Nigeria (*in litt. a* UNEP-WCMC, 2013) y E. Eniang (*in litt. a* UNEP-WCMC, 2013), *T. quadricornis* se encuentra ampliamente distribuida en el país. Sin embargo, varios autores consideran que la subespecie nigeriana *T. p. gracilior* está restringida a la meseta de Obudu en el sureste de Nigeria (Klaver y Böhme, 1992; Klaver y Böhme, 1997; LeBreton y Wild, 2003; Tilbury, 2010). E. Eniang (*in litt. a* UNEP-WCMC, 2013) realizó conteos en el estado de Akwa Ibom en el sur de Nigeria entre de septiembre y marzo de 2013, observando a la especie en la zona. Sin embargo, no se observó en los conteos realizados por Akani *et al.* (2001) en los bosques del sur de Nigeria durante 1994-2001.

**Tendencias y estado de la población:** El estado poblacional fue declarado de ser desconocido debido a falta de inventarios (AA CITES de Nigeria, *in litt. a* UNEP-WCMC, 2013; E. Eniang, *in litt. a* UNEP-WCMC, 2013). LeBreton y Wild (2003) informaron que *T. p. gracilior* se limita a parches de bosque severamente fragmentados en todo su rango de distribución.

**Amenazas:** La pérdida del hábitat fue considerada la mayor amenaza a la especie (LeBreton y Wild, 2003; AA CITES de Nigeria, and E. Eniang, *in litt. a* UNEP-WCMC, 2013). E. Eniang (*in litt. a* UNEP-WCMC, 2013) observó que la especie era perseguida en muchas áreas por la creencia que es peligrosa y la AA CITES de Nigeria (*in litt. a* UNEP-WCMC, 2013) consideró la caza insostenible para la medicina tradicional como una amenaza adicional.

**Comercio:** No se han recibido aún los informes anuales CITES de Nigeria para los años 2005 o 2010-2012. Nigeria no ha publicado cuotas de exportación para *T. quadricornis*. Según los datos en la Base de Datos de Comercio CITES, no se declaró comercio directo o indirecto de *T. quadricornis* procedente de Nigeria durante 2002-2012.

E. Eniang (*in litt. a* UNEP-WCMC, 2013) señaló que la especie era comercializada en los mercados locales en muchas áreas, principalmente para la medicina tradicional. También denunció sobre evidencias anecdóticas de comerciantes togoleses intentando comprar camaleones vivos de Nigeria en julio de 2012, pero la especie no fue identificada.

**Gestión:** La presencia de la especie fue observada en Gashaka-Gumti, la cuenca del Chad, Kamuku, Kainji Lake, Old Oyo (AA CITES de Nigeria, *in litt. a* UNEP-WCMC, 2013), los Parques Nacionales de Cross River y Okomu (E. Eniang, *in litt. a* UNEP-WCMC, 2013). La AA CITES de Nigeria (*in litt. a* UNEP-WCMC, 2013) consideró que la legislación de Parques Nacionales en Nigeria proporciona suficiente protección a *T. quadricornis*; sin embargo, se observó que los dictámenes de extracción no perjudicial de la especies en los parques nacionales se encontraban como "a llevarse a cabo". E. Eniang (*in litt. a* UNEP-WCMC, 2013) informó que no existían reglamentaciones en Nigeria con respecto a la captura de la especie en el medio silvestre o a su comercio.

#### **D. Problemas identificados que no están relacionados con la implementación del Artículo IV parágrafos 2(a), 3 o 6 (a)**

C. Tilbury (*in litt. a* UNEP-WCMC, 2013) observó que *T. eisentrauti* (considerada recientemente como *T. q. eisentrauti*) podría ser comercializada como *T. quadricornis*.

Según los datos en la Base de Datos de Comercio CITES, la especie fue registrada como comercializada en cantidades notables desde Guinea Ecuatorial, que no es un país del rango de distribución pero fronterizo con Camerún.

No se han recibido aún los informes anuales CITES de Camerún de 2008, 2010 o 2011 o de Nigeria de 2005, 2010 o 2011.

#### **E. Referencias**

- Akani, G. C., Ogbalu, O. K. y Luiselli, L. 2001. Life-history and ecological distribution of chameleons (Reptilia, Chamaeleonidae) from the rain forests of Nigeria: conservation implications. *Animal Biodiversity and Conservation*, 24 (2), p.1-15.
- Altherr, S. y Freyer, D. 2001. *Morbidity and mortality in private husbandry of reptiles*. West Sussex, UK: RSPCA and Pro Wildlife.
- Anderson, C. 2013. Chris Anderson (Grupo Especialista en Camaleones UICN), *in litt. a* UNEP-WCMC, 23/05/2013.
- Autoridad Administrativa CITES de Nigeria 2013. Autoridad Administrativa CITES de Nigeria, *in litt. a* UNEP-WCMC, 14/03/2013.
- Barej, M. F., Ineich, I., Gvozdik, V., Lhermitte-Vallarino, N., Gonwouo, N. L., Lebreton, M., Bott, U. y Schmitz, A. 2010. Insights into chameleons of the genus *Trioceros* (Squamata: Chamaeleonidae) in Cameroon, with the resurrection of *Chamaeleon serratus* Mertens, 1922. *Bonn zoological Bulletin*, 57 (2), p.211-229.
- Böhme, W. y Klaver, C. J. J. 1981. Zur innerartlichen Gliederung un zur Artgeschichte von *Chamaeleo quadricornis* TORNIER, 1899 (Sauria: Chamaeleonidae). *Amphibia-Reptilia*, 3 (4), p.313-328.

- Cameroon. 2006. Arrêté No. 0648 / MINFOF du 18 décembre 2006 fixant la liste des animaux des classes de protection A, B, et C.
- Carpenter, A. I., Rowcliffe, J. M. y Watkinson, A. R. 2004. The dynamics of the global trade in chameleons. *Biological Conservation*, 120 (2), p.291–301.
- Chirio, L. y LeBreton, M. 2007. *Atlas des reptiles du Cameroun*. Paris, Francia: Publications Scientifiques du Muséum national d'Histoire naturelle, IRD Éditions.
- Dix, D. E. 1999. The four-horned chameleon (*Chamaeleo quadricornis*). *Reptiles*, 7 (2), p.32–43.
- Eniang, E. A. 2013. Edem A. Eniang (Biodiversity Preservation Center BPC), *in litt.* a UNEP-WCMC, 5/6/2013.
- Gartshore, M. E. 1986. The status of the montane herpetofauna of the Cameroon highlands. En: Stuart, S. N. (ed.), *The conservation of the montane forests of western Cameroon. Report of the ICBP Cameroon Montane Forest Survey, November 1983 - April 1984*, Cambridge, RU: International Council for Bird Preservation, p.204–241.
- Gonwouo, N. L. 2002. *Reptiles of Mount Cameroon with specific reference to species in intercontinental trade*. The University of Yaounde I.
- Gonwouo, N. L. 2013. Nono LeGrand Gonwouo (Cameroon Herpetology - Conservation Biology Foundation), *in litt.* a UNEP-WCMC, 13/05/2013.
- Gonwouo, N. L., LeBreton, M., Wild, C., Chirio, L., Ngassam, P. y Tchamba, M. N. 2006. Geographic and ecological distribution of the endemic montane chameleons along the Cameroon mountain range. *Salamandra*, 42 (4), p.213–230.
- Herrmann, H.-W., Schmitz, A. S., Herrmann, P. A. H. y Bohme, W. 2007. Amphibians and Reptiles of the Tchabal Mbabo Mountains, Adamaoua Plateau, Cameroon. *Bonner Zoologische Beiträge*, 55, p.27–35.
- Hofer, U., Baur, H. y Bersier, L.-F. 2003. Ecology of three sympatric species of the genus *Chamaeleo* in a tropical upland forest in Cameroon. *Journal of Herpetology*, 37 (1), p.203–207.
- Klaver, C. J. J. y Böhme, W. 1997. Chamaeleonidae. En: Wermuth, H. (ed.), *Das Tierreich, Part 112*, Berlin y New York: Verlag Walter de Gruyter & Co.
- Klaver, C. y Böhme, W. 1992. The species of the *Chamaeleo cristatus* group from Cameroon and adjacent countries, West Africa. *Bonner Zoologische Beiträge*, 43 (3), p.433–476.
- Le Berre, F. 2009. *The chameleon handbook*. Hauppauge, NY: Barron's Educational Series.
- LeBreton, M. 2013. Matthew LeBreton, com. pers. a UNEP-WCMC, 04/06/2013.
- LeBreton, M. y Wild, C. 2003. *Red List assessments of the endemic and near endemic chameleons of Cameroon*. Cambridge, RU: IUCN Species Survival Commission; African Reptile Specialist Group.
- Perret, J.-L. 1957. Découverte de la femelle de *Chamaeleo quadricornis* Tornier, et note sur les Caméléons du Cameroun. *Revue Suisse de Zoologie*, 64 (4), p.79–89.
- Republique du Cameroun. 1994. Loi No 94-1 du 20 janvier 1994 portant régime des forêts de la faune et de la pêche. *Journal Officiel de la République du Cameroun*, 2 (January).
- Schmidt, W., Tamm, K. y Wallikewitz, E. 2009. *Chamäleons: Drachen unserer zeit*. Berlin, Alemania: Natur und Tier Verlag.
- Tilbury, C. R. 2010. *Chameleons of Africa: An Atlas, including the chameleons of Europe, the Middle East and Asia*. Frankfurt am Main, Alemania: Chimaira Buchhandels-gesellschaft mBH.
- Tilbury, C. R. 2013. Colin Tilbury (Grupo Especialista en Camaleones UICN), *in litt.* a UNEP-WCMC, 23/05/2013.
- Tilbury, C. R. y Tolley, K. A. 2009. A re-appraisal of the systematics of the African genus *Chamaeleo* (Reptilia: Chamaeleonidae). *Zootaxa*, 2079, p.57–68.
- WCMC, IUCN/SSC y TRAFFIC. 1999. *Review of significant trade in animal species included in CITES Appendix II: Detailed reviews of 37 species*. Doc. AC 15, Cambridge, RU: World Conservation Monitoring Centre, IUCN Species Survival Commission y TRAFFIC Network.
- Weiß, T. 2009. Vorstellung von *Chamaeleo quadricornis gracilior* BÖHME & KLAVER, 1981 und Beschreibung der Unterschiede zur Nominatform. *Chamaeleo*, 38, p.25–28.

**Ptyas mucosus (Linnaeus, 1758): Camboya, República Democrática Popular Lao**

Colubridae, Serpiente Rata Oriental

**Selección para Examen de Comercio Significativo**

En su 25ª reunión, el Comité de Fauna incluyó a *Ptyas mucosus* (todos los países de su rango de distribución) en el Examen de Comercio Significativo como una especie prioritaria para Examen según las consideraciones del documento AC25 Doc. 9.6 (Acta Resumida AC25). El análisis en el Anexo 2 del AC25 Doc. 9.6 especifica que *P. mucosus* cumplía con el criterio de alto volumen de comercio en 2008 y 2009. Durante la 26ª reunión del CF, se había recibido respuesta de la República Popular China (en lo sucesivo denominada como China), Indonesia, Malasia, Myanmar y Pakistán (AC26 Doc. 12.3). Afganistán, Bután, Camboya, India, Irán, República Democrática Popular Lao (en lo sucesivo denominada como RDP Lao), Nepal, Singapur, Sri Lanka, Tayikistán y Viet Nam fueron retenidos en el proceso (Acta Resumida AC26). Después de la 26ª reunión del CF, Afganistán, Bután, India, Irán, Nepal, Singapur, Sri Lanka, Tayikistán y Viet Nam fueron retirados del proceso, sobre la base de que no ha habido negociaciones comerciales durante los más recientes 10 años, de acuerdo y en consulta con el CF.

**A. Resumen**

**Resumen de las recomendaciones para *Ptyas mucosus*.**

Resumen General		
Extendida pero con un estatus poblacional desconocido. Se informó la disminución en la población local como resultado de la extracción de pieles para el comercio internacional, pero en general la especie se considera relativamente tolerante a la extracción.		
Estado del rango de distribución	Categoría provisional	Resumen
Camboya	Preocupación Menor	En 2003 se registró el comercio de 4000 individuos vivos, de origen silvestre, aunque esto no fue registrado por el país importador. Parece estar relativamente extendida, pero el estatus poblacional es desconocido. Sobre la base de que no se ha registrado comercio desde 2003, se ha clasificado como de Preocupación Menor; permanecen las cuestiones no relacionadas con la implementación del Artículo IV, párrafos 2 (a), 3 ó 6 (a).
República Democrática Popular Lao	Posible Preocupación	Niveles moderados de comercio en 2005-2011 principalmente de individuos vivos procedentes de granjas y criados en cautiverio. Se distribuye en el centro y sur del país, pero el estatus de la población es desconocido. La base del dictamen de extracción no perjudicial no está clara. Por lo tanto, ha sido clasificada como de Posible Preocupación.

**B. Generalidades de la especie**

**Nota taxonómica:** No se han adoptado Referencias Estándar CITES para Colubridae. Auliya (2010) observó que, de acuerdo con el Código Internacional de Nomenclatura Zoológica, el

nombre correcto es *P. mucosa*, pero de acuerdo con las recomendaciones del Taller de Comercio de Serpientes Asiático de 2011 de la CITES, debe retenerse "*Ptyas mucosus* en lugar de *Ptyas mucosa* a menos que existan razones técnicas convincentes" (AC25 Doc.22 (Rev.1) Anexo 1).

**Biología:** *P. mucosus* es una serpiente diurna, no venenosa (Breen, 1974; TRAFFIC, 2008) con una longitud promedio de 2-2,5 m, aunque se han observado especímenes de hasta 4 m (Auliya, 2010). Ésta se encuentra en una variedad de hábitats (Cox *et al.*, 1998) incluyendo áreas abiertas adyacentes a los bosques, tierras agrícolas (Auliya, 2010), áreas no habitadas por humanos (Whitaker, 1978) y parques y jardines (Das, 2010).

Se informó que *P. mucosus* alcanza su madurez sexual a aproximadamente los tres años (Daniel, 1983), aunque la información recogida de los comerciantes indonesios de serpientes sugieren que las hembras pueden alcanzar la madurez a los nueve meses (Auliya, 2010). El tamaño de la nidada es de 6-18 huevos (Cox *et al.*, 1998), y la incubación dura 60-95 días (Das, 2010). La época de reproducción varía a lo largo del área de distribución (Daniel, 1983) y las hembras pueden realizar dos posturas por año (Auliya, 2010).

**Distribución general y estado:** *P. mucosus* está ampliamente distribuida en el Sur de Asia desde Irán y Afganistán en el occidente hasta el sur de China en el oriente e Indonesia en el sureste (Daniel, 1983; Welch, 1988; Ananjeva *et al.*, 2006; TRAFFIC, 2008; Das, 2010).

Las tendencias de la población se consideraron desconocidas (TRAFFIC, 2008), aunque desde China se sugirieron disminuciones (Zhou y Jiang, 2004) y desde la isla de Java (Auliya, 2010).

**Amenazas:** WCMC y el Grupo Especialista en Comercio IUCN/SSC (1992) consideraron la recolección de pieles para el comercio internacional como la principal amenaza para la especie. Más recientemente, Auliya (2010) consideró el exceso de recolección como la principal causa de la disminución en la población en algunas áreas, pero observó que la *P. mucosus* era relativamente tolerante a la extracción.

**Generalidades del comercio y la gestión:** *P. mucosus* fue incluida en el Apéndice III de CITES por India el 13/02/1984 y transferida al Apéndice II el 18/01/1990. Se consideró que era una de las serpientes más comerciadas en el sureste de Asia (Jenkins y Broad, 1994; Webb *et al.*, 2012). La especie fue objeto de Examen de Comercio Significativo de la CITES en 1992, donde se concluyó que los impactos del comercio eran desconocidos en gran parte, aunque existía evidencia de las disminuciones en las poblaciones locales (WCMC y IUCN/SSC Grupo Especialista de Comercio, 1992). Ni Camboya o RDP Lao en el momento formaban parte de la CITES, y no fueron incluidos en el examen (WCMC y IUCN/SSC Grupo Especialista en Comercio, 1992).

### C. Examen por País:

#### CAMBOYA

**Distribución en el País evaluado:** La presencia de *P. mucosus* en Camboya fue confirmada por Saint-Girons y Pfeffer (1972), Bain y Hurley (2011) y Grismer *et al.* (2011). Grismer *et al.* (2008a, 2008b) informaron avistamientos de *P. mucosus* desde la parte noroccidental de la región de Cardamom (suroccidente de Camboya). Sin embargo, la especie no fue registrada en los conteos realizados en las áreas montañosas de Mondolkiri oriental (oriente de Camboya), y las provincias de Ratanakiri nororiental (nororiente de Camboya) y Stung Treng nororiental (noroccidente de Camboya) durante 2000 y 2003 (Stuart *et al.*, 2006).

**Tendencias y estado de la población:** La Autoridad Administrativa CITES de Camboya (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) observó que el estatus de la especie en Camboya es poco conocido.

**Amenazas:** Martin y Phipps (1996) informaron que las serpientes y productos derivados de las serpientes eran por lo común vendidos en los mercados locales, y describió la exportación de reptiles como no restringida. Sin embargo, no se localizó información específica con relación a la *P. mucosus*.

**Comercio:** Se han recibido los informes anuales de la CITES desde Camboya para todos los años 2002-2012. Camboya no ha publicado ninguna de las cuotas de exportación CITES para *P. mucosus*. De acuerdo a la información en la Base de Datos de Comercio CITES, el comercio de *P. mucosus* originaria de Camboya declarado durante el período 2002-2012 estaba compuesto de 4.000 animales vivos, de origen silvestre exportados directamente a Viet Nam con fines comerciales en 2003, declarado únicamente por Camboya; no se reportó comercio indirecto de la especie originario de Viet Nam durante 2002-2012.

Stuart (2004) consideró como considerable la exportación de serpientes desde Camboya a Viet Nam.

**Gestión:** *P. mucosus* es clasificada como una 'especie común' (una especie relativamente común y extendida) con una alta capacidad reproductiva y no se encuentra bajo amenaza significativa) bajo el Artículo 48 de la Ley Forestal de Camboya (2002) (Ministerio de Agricultura, Forestal y Pesca, 2007). El Artículo 49 de la Ley Forestal prohíbe la caza dentro de las áreas protegidas, y el Artículo 50 evita mantener especies comunes como mascotas, y transportarlas y comercializarlas en cantidades que excedan el "uso acostumbrado" a menos que se emita un permiso por la Administración Forestal (Camboya, 2002). Shepherd *et al.* (2007) y Martin y Phipps (1996) expresaron su preocupación la insuficiencia de las leyes y la administración del comercio de la vida silvestre en Camboya.

REPÚBLICA DEMOCRÁTICA POPULAR DE LAO

**Distribución en el País evaluado:** Bain y Hurley (2011) y Duckworth *et al.* (1999) informaron la presencia de *P. mucosus* RDP Lao central y sur. Teynié y David (2007) la registraron desde la Provincia de Champasakel en sur de RDP Lao.

**Tendencias y estatus de la población:** Se consideró que *P. mucosus* se encontraba "potencialmente en riesgo" en RDP Lao, aunque su estatus fue visto como poco conocido (Duckworth *et al.*, 1999). Auliya (2011) informó disminuciones de población de *Ptyas* spp. en RDP Lao.

**Amenazas:** Auliya (2011) informó que la extracción de las *Ptyas* spp. sucedía con regularidad y ha llevado a disminuciones en la población en RDP Lao.

**Comercio:** RDP Lao se hizo Parte de la CITES en 2004; se han recibido los informes anuales de la CITES desde el país solamente para los años 2006-2009. RDP Lao no ha publicado ninguna cuota de exportación CITES para *P. mucosus*. De acuerdo a la información en la Base de Datos de Comercio de CITES, no ha habido comercio directo de *P. mucosus* desde que RDP Lao declarado antes de 2005; el comercio directo durante el período 2005-2012 estaba compuesto de animales vivos comerciados con fines comerciales (Tabla 1). De acuerdo a la información suministrada por RDP Lao, la mayoría del comercio fue de granjas, mientras que la mayoría del comercio informado por los países importadores fue de animales criados en cautiverio. El principal país importador fue Viet Nam.

Durante 2002-2012, el comercio indirecto de *P. mucosus* originaria de la RDP Lao estaba compuesto de animales vivos procedentes de granjas, de origen silvestre y reproducidos en cautiverio comercializados con fines comerciales desde 2004; el comercio alcanzó su punto máximo en 2011 con 43.500 animales, sin embargo no se registró la fuente de estos especímenes y el comercio fue reportado solamente por el país re-exportador.

**Tabla 1. Exportaciones directas de la *Ptyas mucosus* desde República Democrática Popular Lao, 2005-2011. Todo el comercio fue de animales vivos con fines comerciales. (República Democrática Popular Lao pasó a formar parte de la CITES en 2004; se han recibido informes anuales solamente para los años 2006-2009; no se reportó comercio en 2002-2004, 2006 ó 2012.)**

Fuente	Informado por	2005	2007	2008	2009	2010	2011	Total
W	Importador	1200						1200
	Exportador							
R	Importador							
	Exportador		4000	10000				14000
C	Importador				3500	3500		7000
	Exportador				10000			10000
-	Importador						7600	7600
	Exportador							

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, UNEP-World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, Reino Unido

Stuart (2004) consideró como considerable la exportación de serpientes de la RDP Lao a Viet Nam. La extracción ilegal de reptiles para el comercio internacional se consideró generalizada en RDP Lao (The World Bank, 2005).

**Gestión:** *P. mucosus* no está protegida bajo las Normas de Área de Conservación de la Biodiversidad Nacional, Manejo de la Vida Silvestre y Acuática (No. 0360/AF.2003) (República Democrática Popular Lao, 2003). Singh (2008) observó muy poco conocimiento sobre las normas de vida silvestre relacionadas con las especies incluidas en la lista CITES entre extractores y comerciantes, y Berkmüller y Southammakoth (2001) informaron bajos niveles de capacidad entre los funcionarios administradores. La administración y las normas de comercio transfronterizas de vida silvestre fueron consideradas inadecuadas (Shepherd *et al.*, 2007) y, de acuerdo a Nash (1997), no habían puestos de control en las fronteras de China o Myanmar.

Se emitió una veda completa a la exportación de vida silvestre fuera de la RDP Lao en 1990 como medida precauteladora mientras que el estado de las poblaciones de animales silvestres estaba siendo evaluado (Nash, 1997). Se ha informado que la veda de exportación fue omitida en la revisión de las normas de comercio de vida silvestre en 2003 (Singh, 2008).

#### **D. Problemas identificados que no están relacionados con la implementación del Artículo IV párrafos 2(a), 3 o 6 (a)**

Se informó que el comercio ilegal ocurre tanto en Camboya como en la RDP Lao, y el cumplimiento de las normas relacionadas con el comercio de la vida silvestre ha sido considerado insuficiente en ambos países.

Auliya (2010) observó que *P. mucosus* puede ser comercializada como *Ptyas korros*, la cual no está incluida en la lista CITES, debido a su similitud en la apariencia.

Hay una notable discrepancia en el comercio informado por los países de importación y Camboya.

Aún no se han recibido los informes anuales de la CITES de la PRD Lao para los años 2005 ó 2010-2011.



## E. Referencias

- Ananjeva, N. B., Orlov, N. L., Khalikov, R. G., Darevsky, I. S., Ryabov, S. A. y Barabanov, A. V. 2006. *The reptiles of northern Eurasia: taxonomic diversity, distribution, conservation status*. Zoological Institute, Russian Academy of Sciences, p.-.
- Auliya, M. 2010. *Conservation status and impact of trade on the oriental rat snake Ptyas mucosa in Java, Indonesia*. Petaling Jaya, Selangor, Malaysia: TRAFFIC Sudeste asiático.
- Auliya, M. 2011. Topic 2: Trade and enforcement issues. En: *CITES Asian Snake Trade Workshop 11-14 April, Guangzhou, China. Background documents*, Ginebra, Suiza: Secretaría CITES.
- Autoridad Administrativa CITES de Camboya. 2013. Autoridad Administrativa CITES de Camboya, *in litt.* a UNEP-WCMC, 04/09/2013.
- Bain, R. H. y Hurley, M. M. 2011. A biogeographic synthesis of the amphibians and reptiles of Indochina. *Bulletin of the American Museum of Natural History*, 2011 (360), p.4-138.
- Berkmüller, K. y Southammakoth, S. 2001. Starting from scratch: Training for protected area management in Lao PDR. *ASEAN Biodiversity*, 1 (4), p.36-42.
- Boeadi, R. S., Sugardijto, J., Amir, M. y Sinaga, M. H. 1998. Biology of the commercially-harvested rat snake (*Ptyas mucosus*) and cobra (*Naja sputatrix*) in central Java. Erdelen, W. (ed.). *Conservation, trade and sustainable use of lizards and snakes in Indonesia - Mertensiella*, 9, Rheinbach, Alemania, p.99-104.
- Breen, J. F. 1974. Oriental rat snake (*Ptyas*). En: *Encyclopedia of reptiles and amphibians*, Neptune City, NJ, EEUU: T. F. H. Publications Inc., p.338-339.
- Camboya. 2002. *Preah Reach Kram - Cambodia Law on Forestry (2002)*, NS/RKM/0802/016.
- Cox, M. J., van Dijk, P. P., Nabhitabhata, J. y Thirakhupt, K. 1998. *A photographic guide to snakes and other reptiles of Peninsular Malaysia, Singapore and Thailand*. Londres, RU: New Holland.
- Da Nóbrega Alves, R. R., da Silva Vieira, W. L. y Gomes Santana, G. 2008. Reptiles used in traditional folk medicine: conservation implications. *Biodiversity Conservation*, 17, p.2037-2049.
- Daniel, J. C. 1983. *The book of Indian reptiles*. Bombay Natural History Society, Oxford University Press.
- Das, I. 2010. *Field guide to the reptiles of South-East Asia*. Londres, RU: New Holland Publishers Ltd.
- Duckworth, J. W., Salter, R. E. y Khounbolin, K. 1999. *Wildlife in Lao PDR: 1999 status report*. Vientiane, Lao PDR: IUCN, Wildlife Conservation Society, Centre for Protected Areas and Watershed Management.
- Grismer, L. L., Grismer, J. L., Wood, P. L., Ngo, V. T., Neang, T. y Chan, K. O. 2011. Herpetology on the fringes of the Sunda Shelf: A discussion of discovery, taxonomy, and biogeography. En: Schuchmann, K.-L. (ed.), *Tropical vertebrates in a changing world*, Bonn, Germany: Zoologisches Forschungsmuseum Alexander Koenig, p.57-97.
- Grismer, L. L., Neang, T., Chav, T. y Grismer, J. L. 2008a. Checklist of the amphibians and reptiles of the Cardamom region of southwestern Cambodia. *Cambodian Journal of Natural History*, 2008 (1), p.12-28.
- Grismer, L. L., Neang, T., Chav, T., Wood Jr, P. L., Oaks, J. R., Holden, J., Grismer, J. L., Szutz, T. R. y Youmans, T. M. 2008b. Additional amphibians and reptiles from the Phnom Samkos Wildlife Sanctuary in northwestern Cardamon Mountains, Cambodia, with comments on their taxonomy and the discovery of three new species. *The Raffles Bulletin of Zoology*, 56 (1), p.161-175.
- Jenkins, M. y Broad, S. 1994. *International trade in reptile skins: A review and analysis of the main consumer markets, 1983-1991*. Cambridge, RU: TRAFFIC International.
- Martin, E. B. y Phipps, M. 1996. A review of the wild animal trade in Cambodia. *TRAFFIC Bulletin*, 16 (2), p.45-60.
- Ministerio de Agricultura, Forestal y Pesca. 2007. *PRAKAS (Declaration) on classification and list of wildlife species*. Reino de Camboya.
- Nash, S. V. 1997. *Fin, feather, scale and skin: observations on the wildlife trade in Lao PDR and Vietnam*. Petaling Jaya, Selangor, Malaysia: TRAFFIC Sudeste asiático.
- República Democrática Popular de Lao. 2003. *National biodiversity conservation areas, aquatic and wildlife management regulations*.
- Saint-Girons, H. y Pfeffer, P. 1972. Notes sur l'écologie des serpents du Cambodge. *Zoologische Mededelingen*, 47 (6), p.65-87.

- Shepherd, C. R., Compton, J. y Warne, S. 2007. Transport infrastructure and wildlife trade conduits in the GMS: Regulating illegal and unsustainable wildlife trade. En: *Biodiversity Conservation Corridors Initiative, International Symposium Proceedings 27-28 April 2006, Bangkok, Thailand, 2007*, Banco Asiatico de Desarrollo.
- Singh, S. 2008. Contesting moralities: the politics of wildlife trade in Laos. *Journal of Political Ecology*, 15, p.1-20.
- Stuart, B. L. 2004. The harvest and trade of reptiles at U Minh Thuong National Park, southern Viet Nam. *TRAFFIC Bulletin*, 20 (1), p.25-34.
- Stuart, B. L., Sok, K. y Neang, T. 2006. A collection of amphibians and reptiles from hilly eastern Cambodia. *The Raffles Bulletin of Zoology*, 54 (1), p.129-155.
- Teynié, A. y David, P. 2007. Additions to the snake fauna of Southern Laos, with the second Laotian specimen of *Naja siamensis* (Laurenti, 1768) and the first country record of *Oligodon taeniatus* (Gunther, 1861) (Squamata, serpentes). *Russian Journal of Herpetology*, 14 (1), p.39-44.
- The World Bank. 2005. *Going, going, gone: the illegal trade in wildlife in east and southeast Asia*. Washington D.C., EEUU: The World Bank.
- TRAFFIC. 2008. Case study on *Ptyas mucosus* - a proposed NDF method for Indonesia (Java). Case Study 4. En: *NDF Workshop Case Studies, WG7 - Reptiles and Amphibians*, Cambridge, RU: TRAFFIC International.
- WCMC y IUCN/SSC Trade Specialist Group. 1992. *Review of significant trade in animal species included in CITES Appendix II: detailed reviews of 24 priority species*. Sexta reunión del Comité de Fauna CITES.
- Webb, G. J. W., Manolis, C. y Jenkins, R. W. G. 2012. *Improving international systems for trade in reptile skins based on sustainable use*. New York, EEUU: UNCTAD BioTrade Initiative.
- Welch, K. R. G. 1988. *Snakes of the Orient: a checklist*. Malabar, Florida: RE Krieger Pub. Co., p.-183.
- Whitaker, R. 1978. *Common Indian snakes - a field guide*. New Delhi, India: MacMillan India Limited.
- Yuwono, F. B. 1998. The trade of live reptiles in Indonesia. Erdelen, W. (ed.). *Conservation, trade and sustainable use of lizards and snakes in Indonesia - Mertensiella*, 9, Rheinbach, Germany, p.9-15.
- Zhou, Z. y Jiang, Z. 2004. International trade status and crisis for snake species in China. *Conservation Biology*, 18 (5), Blackwell Synergy, p.1386-1394.

## **Naja sputatrix (F. Boie, 1827): Indonesia**

**Elapidae**, Cobra Escupidora del Sur de Indonesia, Cobra Escupidora Ecuatorial, Cobra Escupidora de Javan, Cobra de Indonesia

### **Selección para el Examen de Comercio Significativo**

En su 25ª reunión, el Comité de Fauna incluyó a *Naja sputatrix* de Indonesia en el Examen de Comercio Significativo como una especie prioritaria para Examen según las consideraciones del documento AC25 Doc. 9.6 (Acta Resumida AC25). Tanto en 2008 y 2009, *N. sputatrix* fue identificada como una especie que presentó un umbral de volumen de comercio elevado y mostró un agudo incremento en el comercio, comparado con el promedio de los cinco años anteriores (Anexo 2, AC25 Doc. 9.6). En la 26ª reunión del CF, se había recibido respuesta de Indonesia (AC26 Doc. 12.3), pero el país fue retenido en el examen (Acta Resumida AC26).

#### **A. Resumen**

##### **Resumen de las recomendaciones para *Naja sputatrix*.**

<b>Estado del rango de distribución</b>	<b>Categoría provisional</b>	<b>Resumen</b>
Indonesia	Preocupación Menor	Altos niveles de comercio durante 2002-2011, principalmente de pieles de origen silvestre. En 2002 se registró un posible exceso de la cuota (vivos de origen silvestre). Explotada únicamente en Java oriental y central, y las cuotas de exportación toman en cuenta las recomendaciones de la Autoridad Científica basadas en la información biológica disponible. Especie endémica clasificada como de Preocupación Menor en la Lista Roja de la UICN y considerada localmente como común, incluyendo en hábitats alterados. Por tanto, ha sido clasificada como de Preocupación Menor.

#### **B. Generalidades de la especie**

**Nota taxonómica:** Especie asiática del género *Naja* ha sido reclasificada y renombrada varias veces (Wüster y Thorpe, 1989; Wüster *et al.*, 1997), habiendo sido considerada variedades de *Naja naja* hasta 1980 (Wüster *et al.*, 1995; Wüster, 1996a). Wüster y Thorpe (1989) usaron análisis multivariados de caracteres morfológicos para demostrar que las poblaciones desde Java hasta la isla Alor eran diferentes de aquellas en el resto de Asia suroriental. La Referencia Estándar CITES actual (Wüster, 1996a) considera a *N. sputatrix* como parte del complejo de la especie *N. naja*, junto con *N. atra*, *N. kaouthia*, *N. naja*, *N. oxiana*, *N. philippinensis*, *N. sagittifera*, *N. samarensis*, *N. siamensis* y *N. sumatrana*.

Wüster (1996a) observó que antes de 1990, el nombre *N. sputatrix* era ampliamente usado para *N. sumatrana* originaria de Malasia y *N. siamensis* originaria de Tailandia (Wüster, 1996a).

**Biología:** *N. sputatrix* es una serpiente venenosa terrestre con un cuello expandible (Hoser, 2009). Sus hábitats preferidos incluyen praderas, sabanas, pantanos, ecosistemas agrícolas, plantaciones y campos arrozeros, pero también puede encontrarse en bosques secundarios (Iskandar *et al.*, 2012) y con frecuencia se encuentra en áreas habitadas por humanos con poblaciones abundantes de ratas (NAVMED, 1968).

Los machos alcanzan su madurez a los 102 cm aproximadamente, las hembras a aproximadamente 97 cm (M. Auliya, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013). La evidencia disponible

sugiere que pone huevos una vez por año (M. Auliya, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) aunque la Autoridad Administrativa y la Autoridad Científica CITES de Indonesia (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) informaron que podía tener tres nidadas en dos años. El tamaño promedio de la nidada es de 12-22 huevos, pero se han registrado hasta 45 huevos (Daniel, 1983). El período de incubación es de 88 días (M. Auliya, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

### C. Examen por País:

#### INDONESIA

**Distribución en el País evaluado:** *N. sputatrix* es considerada endémica de Indonesia con registros confirmados de las islas de Java, Bali, Lombok, Sumbawa, Padar, Rinca, Komodo, Flores, Adonara, Lomblen (Lembata) y Alor (Mertens, 1930; Klemmer, 1963; Auffenberg, 1980; Wüster, 1996b; How y Kitchener, 1997; De Lang, 2011; Iskandar *et al.*, 2012) (Figura 9). Erdelen (1998) también incluyó la isla Bangka, Belitung y el Archipiélago Riau en la distribución de la especie, pero Wüster (1996b) consideró que *N. sumatrana* se encontraba en estas áreas. La presencia de *N. sputatrix* en Sulawesi fue considerada incierta por Wüster (1996b) y poco probable por De Lang y Vogel (2006) y Koch (2011), pero la Dirección Indonesia de Conservación de la Biodiversidad (2011) incluyó a Sulawesi en la distribución de la especie. Wüster y Thorpe (1989) también informaron una presencia sin confirmar en Timor.

Welch (1988) consideró que la especie se encontraba en Malasia Peninsular, pero de acuerdo con Wüster (1996a), cualquier espécimen identificado previamente en la Península malaya pertenece a *N. sumatrana*.



Figura 9. Distribución de *Naja sputatrix*. (Fuente: Iskandar *et al.*, 2012.)

**Tendencias y estado de la población:** *N. sputatrix* fue clasificada como de Preocupación Menor en la Lista Roja de la UICN, y considerada “muy común, especialmente en los hábitats hechos por el hombre” (Iskandar *et al.*, 2012). Las AA y AC CITES de Indonesia (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) confirmaron que la especie era generalizada y común, con una población estable a través del país. Fue considerada como abundante en Java (Yuwono, 1998), y de acuerdo a M. Auliya (com. pers. a UNEP-WCMC, 2013), los informes de los cazadores locales en Java sugieren que se ha adaptado bien al aumento de las poblaciones

humanas, aunque es rara en algunas áreas. Igualmente, Boeadi *et al.* (1998) observaron que la especie obtuvo buenos resultados en hábitats alterados en Java.

Varios autores observaron que faltaba información sobre niveles de comercio y la biología y ecología de la especie (Erdelen, 1998; Nijman y Shepherd, 2009; Iskandar *et al.*, 2012; Nijman *et al.*, 2012b).

**Amenazas:** La degradación del hábitat y la persecución por los humanos fueron consideradas como posibles amenazas para *N. sputatrix* (Autoridad Administrativa CITES de Indonesia, 2011), aunque Las AA y AC CITES de Indonesia (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) informaron que parece que la especie se beneficia de la alteración humana. M. Auliya (com. pers. a UNEP-WCMC, 2013) observó que eran poco conocidos los impactos potenciales de los cambios de uso de la tierra y del uso de veneno para ratas en las poblaciones de *N. sputatrix*. Sugardjito *et al.* (1998) consideraron la cantidad de 109.650 especímenes extraídos en 1996 de Java central y Yogyakarta como niveles moderados de extracción. Sin embargo, más recientemente, Auliya (2011) consideró los niveles de extracción de *N. sputatrix* para el comercio de la piel de Indonesia como “insostenibles en gran medida”. Las AA y AC CITES de Indonesia (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) observaron que aparte de ser extraída para el comercio, la especie también fue extraída por ser un animal molesto, y las pieles fueron recogidas como un subproducto (AA y AC CITES de Indonesia, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013). Schlaepfer *et al.* (2005) y Nijman *et al.* (2012) observaron la dificultad en la elaboración de dictámenes de extracción no perjudiciales para los reptiles indonesios debido a la falta de información sobre el estatus de las poblaciones y la biología de los reptiles.

**Comercio:** *N. sputatrix* fue enlistada en el Apéndice II de CITES el 18/01/1990. Se han recibido los informes anuales CITES de Indonesia para todos los años 2002-2011. Indonesia publicó cuotas de exportación para las pieles y especímenes vivos de *N. sputatrix* de origen silvestre cada año desde 1997 en adelante; desde 2003 en adelante, la cuota también aplicó a los productos derivados de las pieles (Tabla 1). La cuota para los especímenes vivos parece haber sido excedida de acuerdo a la información suministrada por Indonesia en 2002, pero no de acuerdo con los datos suministrados por los países importadores; el informe anual del 2002 de Indonesia parece estar basado en el comercio real. El comercio de pieles y productos de piel se mantuvo dentro de la cuota de cada año de acuerdo a los datos suministrados tanto por los países importadores como por el país exportador.

Las exportaciones directas de *N. sputatrix* desde Indonesia de 2002-2012 consistieron principalmente en pieles de origen silvestre comerciadas con fines comerciales; también se informó el comercio de cantidades considerables de productos de piel y carne, la mayoría de origen silvestre (Tabla 2). Las exportaciones de pieles y productos de piel mostraron una disminución global desde 2007 en adelante; el comercio de carne aumentó considerablemente durante este período, aunque las cifras informadas por los países importadores fueron significativamente inferiores a aquellas informadas por Indonesia. Las AA y AC CITES de Indonesia (2013) confirmaron la tendencia a la disminución en el comercio de pieles y observaron que esto sea probablemente debido a la demanda reducida del mercado. Los principales países importadores de pieles fueron México y Singapur, mientras que Estados Unidos fue el principal país importador de productos derivados de las pieles; el principal país importador de carne fue la República Popular China (incluyendo Hong Kong, SAR).

*Naja sputatrix*

Las exportaciones indirectas de *N. sputatrix* originarias de Indonesia en 2002-2012 estaban principalmente compuestas de pieles y productos derivados de las pieles, la mayoría de las cuales eran de origen silvestre y comerciadas con fines comerciales.

*Naja sputatrix*

**Tabla 1. Cuotas de exportación CITES para *Naja sputatrix* de origen silvestre desde Indonesia y exportaciones directas globales, según son informadas por los países importadores y el país exportador, 2002-2012. (Los datos de comercio de 2012-2013 aún no se encuentran disponibles) (Para cada año, el comercio en esos términos/ combinaciones de Términos para los cuales no aplica el cupo en ese año están en gris.)**

Informado por		2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
Cuota (vivos)		1350	500	450	450	450	450	450	450	450	450		450
Cuota (pieles y productos de piel)		135000♦	134500	134550	134550	134550	134550	134550	134550	134550	134550	135000■	134550
vivos	importadores	11	49	24	20		29	43	17	9	17		
	Indonesia	4344	162	259	232	113	162	315	137	123	226		
pieles	importadores	48000	37000	100175	100197	121022	109897	43902	54587	73525	52696		
	Indonesia	124680	103574	86638	98909	118984	109991	50526	86402	79454	63750		
Productos de piel	Piezas de piel		754	200			15	417					
	prendas					4							
	productos grandes de piel		107	21	87	29	15	46			2		
	Productos pequeños de piel		1228	1470	294	5085	5081	2669	767	792	1302		
Subtotal (productos de piel)	importadores	138	2944	1208	8805	4951	4445	3485	494	4539	2511		
	Indonesia		2089	1691	381	5118	5111	3132	767	792	1304		
Subtotales (pieles y productos de piel)	importadores	48000	39089	101866	100578	126140	115008	47034	55354	74317	54000		
	Indonesia	124818	106518	87846	107714	123935	114436	54011	86896	83993	66261		
Total (vivos, pieles y productos de piel)	importadores	48011	39138	101890	100598	126140	115037	47077	55371	74326	54017		
	Indonesia	129162	106680	88105	107946	124048	114598	54326	87033	84116	66487		

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, UNEP-World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, Reino Unido

Clave: ♦ = excluye productos de piel; ■ = incluye especímenes vivo

*Naja sputatrix*

**Tabla 2. Exportaciones directas de *Naja sputatrix* desde Indonesia (excluyendo términos comerciados en cantidades totalizando < 5 unidades), 2002-2011. La mayoría del comercio fue con fines comerciales. (Aún no se ha recibido el informe anual de Indonesia; no se reportó comercio en 2012.)**

Término	Unidades	Fuente	Informado por	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	Total		
pieles	-	W	Importador	48000	37000	100175	100197	121022	109897	43902	54587	73525	52696	741001		
			Exportador	124680	103574	86638	98909	118984	109991	50526	86402	79454	63750	922908		
		O	Importador											3000	3000	
			Exportador													
productos pequeños de piel	-	W	Importador		1228	1470	294	5085	5081	2669	767	792	1302	18688		
			Exportador	138	2944	1208	8805	4951	4445	3485	494	4539	2511	33520		
		C	Importador							32					32	
			Exportador													
		F	Importador							32					32	
			Exportador													
		I	Importador								19			4	23	
			Exportador													
		-	-	Importador									34			34
				Exportador												
carne	kg	W	Importador								900	5250		6150		
			Exportador						3500	20200	64692	63291	99061	269259		
		F	Importador											18515	18515	
			Exportador													
vivos	-	W	Importador	11	49	24	20		29	43	17	9	17	219		
			Exportador	4344	162	259	232	113	162	315	137	123	226	6073		
		C	Importador											1200	1200	
			Exportador										2400	1500	3900	
		F	Importador	1500	600							300			2400	
			Exportador	11160	8350	2900	4650	3500	5800	3957	2492				42809	
piezas de pieles	-	W	Importador		754	200			15	417				1386		
			Exportador													
productos grandes de piel	-	W	Importador		107	21	87	29	15	46			2	307		
			Exportador													
		C	Importador							62	3				65	
			Exportador													
		F	Importador							6					6	
			Exportador													
		I	Importador						97						97	
			Exportador													
cuerpos	-	W	Importador		200					40		66		306		
			Exportador		200		100	500	553	20				1373		
		I	Importador											2	2	
			Exportador													

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, UNEP-World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, Reino Unido



**Gestión:** *N. sputatrix* no está protegida en Indonesia (Regulación Gubernamental No. 7-1999 sobre la Preservación de Flora y Fauna), pero su extracción dentro de las áreas protegidas está prohibida (AA y AC CITES de Indonesia, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013). La caza furtiva de vida silvestre y otras formas de violación de la ley se ha indicado que se han convertido en problemas importantes en las áreas protegidas de (AA y AC CITES de Indonesia, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

Se informó que las cuotas anuales de extracción son establecidas por separado para cada provincia, teniendo en cuenta las recomendaciones de la AC y utilizando la información disponible sobre la biología y estatus de la especie y sus amenazas potenciales, así como la información recogida de varios implicados (AA y AC CITES de Indonesia, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013). Sin embargo, Amaliah y Pudyatmoko (2012) advirtieron que no era suficiente tener en cuenta solamente el estado de la población de la especie al fijar las cuotas.

Los explotadores y exportadores de serpientes necesitan tener licencia de la Dirección General de Protección Forestal y Conservación de la Naturaleza con el fin de aplicar para los permisos de exportación CITES, y se requiere un permiso separado para el transporte doméstico (AA y AC CITES de Indonesia, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013). Las AA y AC CITES de Indonesia (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) informaron que debido al establecimiento de permisos estandarizados para transporte doméstico, el monitoreo de la cadena de custodia fue “teóricamente posible hasta cierto grado de precisión” en Indonesia.

La conservación y el manejo de reptiles en Indonesia fueron considerados como un fenómeno relativamente reciente y las actividades de manejo existentes fueron vistas como inadecuadas (Iskandar y Erdelen, 2006). Nijman *et al.* (2012a) y Natusch y Lyons (2012) consideraron que el comercio ilegal de reptiles estaba extendido en Indonesia e hicieron el llamado para una mejor implementación de las leyes nacionales. Sin embargo, La Dirección de Conservación de la Biodiversidad (2011) observó que el comercio ilegal de serpientes había disminuido considerablemente desde 2006 debido a un aumento en su monitoreo. El Departamento Forestal de Indonesia y la Sociedad de Conservación de la Vida Silvestre establecieron la Unidad Delitos contra la Vida Silvestre en la isla de Sulawesi en 2001 con el objeto de frenar el comercio ilegal a través de Indonesia, pero no se pudo confirmar la efectividad del programa (Lee *et al.*, 2005). La AA CITES de Indonesia (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) informó que el Gobierno de Indonesia había iniciado la capacitación sobre la ejecución de las leyes de la CITES y vida silvestre a funcionarios, oficiales e investigadores de la Policía Estatal, Aduanas, Cuarentena y oficinas provinciales de la Autoridad Administrativa.

Las AA y AC CITES de Indonesia (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) informaron que existen dos operaciones de reproducción en cautiverio de *N. sputatrix* en Indonesia con fines comerciales. En 2012 se llevó a cabo una evaluación, realizada por AA y AC CITES de Indonesia, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) que informó una alta capacidad reproductiva de las *N. sputatrix* criadas en cautiverio con una tasa de eclosión del 90 por ciento y una tasa de supervivencia entre 70-80. La Producción Máxima Estimada (PME) de las dos operaciones de cría, con base en un estimativo de éxito para el año 2013, elaborado por La AA CITES, fue establecida en 22.500 individuos (AA y AC CITES de Indonesia, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013). Nijman y Shepherd (2009) estaban preocupados por el contrabando de especímenes capturados en el medio silvestre pasados como especímenes criados en cautiverio y observaron que esto era una práctica común en Indonesia. Se encontró que la mayoría de las instalaciones de reproducción en cautiverio inventariadas durante 2006 o eran inadecuadas para la crianza de reptiles o no estaban en uso (Nijman y Shepherd, 2009). Auliya (2011) expresó su preocupación sobre la falta de trabajos de reproducción e hizo un llamado a mejorar las estrategias de manejo. M. Auliya (com. pers. a UNEP-WCMC, 2013) informó

sobre una visita realizada en 2006 a una compañía en Java Oriental que estaba registrada como proveedora de *N. sputatrix* para el comercio de carne y muy probablemente para el comercio medicinal, y observó que de acuerdo al propietario, el número actual de especímenes vivos era de 5.249, y no se habían capturado individuos silvestres para la reproducción de crías. Sin embargo, con base en las irregularidades de la información suministrada por la compañía, en combinación con las observaciones hechas durante la visita, se concluyó que la compañía únicamente mantenía *N. sputatrix* capturadas en el medio silvestre y su reproducción no se estaba llevando a cabo (M. Auliya, com. pers. a UNEP-WCMC, 2013).

#### **D. Problemas identificados que no están relacionados con la implementación del Artículo IV parágrafos 2(a), 3 o 6 (a)**

Debido a los cambios en la taxonomía de la *Naja* spp., es posible que especímenes de *N. sputatrix* hayan sido registrados en el comercio bajo nombres diferentes.

#### **E. Referencias**

- Amaliah, N. y Pudyatmoko, S. 2012. *The export status of Indonesian Black Spitting Cobra (Naja sputatrix), Reticulated Python (Python reticulatus), and Oriental Rat Snake (Ptyas mucosus)* (resumen en inglés). Tesis de MSc, Gadjah Mada University.
- Auffenberg, W. 1980. The herpetofauna of Komodo, with notes on adjacent areas. *Bulletin of the Florida State Museum, Biological Sciences*, 25, p.39-156.
- Auliya, M. 2011. Topic 2: Trade and enforcement issues. En: *CITES Asian Snake Trade Workshop 11-14 April, Guangzhou, China. Background documents*, Ginebra, Suiza: Secretaría CITES.
- Auliya, M. 2013. Mark Auliya, com. pers. a UNEP-WCMC, 11/08/2013.
- Autoridad Administrativa CITES de Indonesia. 2011. *Country report of Indonesia: Snake trade and conservation*. Jakarta, Indonesia: Indonesian Ministry of Forestry.
- Autoridad Administrativa y Autoridad Científica CITES de Indonesia. 2013. Autoridad Administrativa y Autoridad Científica CITES de Indonesia, *in litt.* a UNEP-WCMC, 16/04/2013.
- Boeadi, R., Shine, J., Sugardijto, M., Amir, M. y Sinaga, M. H. 1998. Biology of the commercially-harvested Rat Snake (*Ptyas mucosus*) and Cobra (*Naja sputatrix*) in Central Java. *Mertensiella*, 9, p.99-104.
- Daniel, J. C. 1983. *The book of Indian reptiles*. Bombay Natural History Society, Oxford University Press, p.-.
- De Lang, R. 2011. The snakes of the Lesser Sunda Islands (Nusa Tenggara), Indonesia. *Asian Herpetological Research*, 2 (1), p.46-54.
- De Lang, R. y Vogel, G. 2006. The snakes of Sulawesi. En: Vences, M., Köhler, T. y Böhme, W. (eds.), *Proceedings of the 13th Congress of the Societas Europaea Herpetologica, 2006*, Herpetologia Bonnensis II, p.35-38.
- Erdelen, W. 1998. Trade in lizards and snakes in Indonesia: bio-geography, ignorance, and sustainability. Erdelen, W. (ed.). *Conservation, trade and sustainable use of lizards and snakes in Indonesia - Mertensiella*, 9, Rheinbach, Alemania, p.69-83.
- Hoser, R. 2009. A reclassification of the True Cobras; species formerly referred to the genera *Naja*, *Boulengerina* and *Paranaja*. *Australasian Journal of Herpetology*, 7, p.1-15.
- How, R. A. y Kitchener, D. J. 1997. Biogeography of Indonesian snakes. *Journal of Biogeography*, 24, p.725-735.
- Iskandar, D. T. y Erdelen, W. R. 2006. Conservation of amphibians and reptiles in Indonesia: issues and problems. *Amphibian and Reptile Conservation*, 4 (1), p.60-87.
- Iskandar, D., Auliya, M., Inger, R. F. y Lilley, R. 2012. *Naja sputatrix*. IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2. [En línea]. Disponible en: [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org) [Descargado: 20 de junio, 2013].
- Klemmer, K. 1963. Liste der rezenten Giftschlangen. En: Elwert, N. G. (ed.), *Die Giftschlangen der Erde*, Marburg: Behringwerke, p.255-464.

- Koch, A. 2011. The amphibians and reptiles of Sulawesi: Underestimated diversity in a dynamic environment. En: Zachos, F. E. y Habel, J. C. (eds.), *Biodiversity Hotspots: Distribution and protection of conservation priority areas*, Berlin, Germany: Springer Berlin Heidelberg, p.383–404.
- Lee, R. J., Gorog, A. J., Dwiyaheni, A., Siwu, S., Riley, J., Alexander, H., Paoli, G. D. y Ramono, W. 2005. Wildlife trade and implications for law enforcement in Indonesia: a case study from north Sulawesi. *Biological Conservation*, 123, p.477–488.
- Mertens, R. 1930. Die Amphibien und Reptilien der Inseln Bali, Lombok, Sumbawa und Flores (Beiträge zur Fauna der Kleinen Sunda-Inseln. *Abhandlungen herausgegeben von der Senckenbergischen Naturforschenden Gesellschaft*, 42, p.115–344.
- Natusch, D. J. D. y Lyons, J. A. 2012. Exploited for pets: the harvest and trade of amphibians and reptiles from Indonesian New Guinea. *Biodiversity and Conservation*, 21, p.2899–2911.
- NAVMED. 1968. Cobras. En: *Poisonous snakes of the world*, Washington D.C., EEUU: Department of the Navy Bureau of Medicine and Surgery, United States Government Printing Office, p.123–125.
- Nijman, V. y Shepherd, C. R. 2009. *Wildlife trade from ASEAN to the EU: Issues with the trade in captive-bred reptiles from Indonesia*. Bruselas, Bélgica: TRAFFIC Europe Report for the European Commission.
- Nijman, V., Shepherd, C. R., Sanders, K. L. y Sanders, M. 2012a. Over-exploitation and illegal trade of reptiles in Indonesia. *Herpetological Journal*, 22, p.83–89.
- Nijman, V., Todd, M. y Shepherd, C. R. 2012b. Wildlife trade as an impediment to conservation as exemplified by the trade in reptiles in southeast Asia. En: Gower, D. J., Richardson, J. E., Rosen, B. R., Rüber, L. y Williams, S. T. (eds.), *Biotic Evolution and Environmental Change in Southeast Asia*, Cambridge, RU: Cambridge University Press, p.390–405.
- Schlaepfer, M. A., Hoover, C. y Dodd Jr, C. K. 2005. Challenges in evaluating the impact of the trade in amphibians and reptiles on wild populations. *BioScience*, 55 (3), p.256–264.
- Sugardjito, J., Boedi, Amir, M. y Sinaga, M. H. 1998. Assessment of harvest levels and status for the Spitting Cobra (*Naja sputatrix*) and the Rat Snake (*Ptyas mucosus*) in Central Java. Erdelen, W. (ed.). *Conservation, trade and sustainable use of lizards and snakes in Indonesia - Mertensiella*, 9, Rheinbach, Alemania, p.105–110.
- Welch, K. R. G. 1988. *Snakes of the Orient: a checklist*. Malabar, Florida: RE Krieger Pub. Co., p.-183.
- Wüster, W. 1996a. Taxonomic changes and toxinology: systematic revisions of the Asiatic cobras (*Naja naja* species complex). *Toxicon*, 34 (4), p.399–406.
- Wüster, W. 1996b. The status of the Cobras of the genus *Naja* Laurenti, 1768 (Reptilia: Serpentes: Elapidae) on the Island of Sulawesi. *The Snake*, 27, p.85–90.
- Wüster, W. y Thorpe, R. S. 1989. Population affinities of the asiatic cobra (*Naja naja*) species complex in southeast Asia: Reliability and random resampling. *Biological Journal of the Linnean Society*, 1989 (36), p.391–409.
- Wüster, W., Thorpe, R. S., Cox, M. J., Jintakune, P. y Nabhitabhata, J. 1995. Population systematics of the snake genus *Naja* (Reptilia, Serpentes, Elapidae) in Indo-China - multivariate morphometrics and comparative mitochondrial-DNA sequencing (Cytochrome-Oxidase-I). *Journal of Evolutionary Biology*, 8 (4), p.493–510. [En línea]. Disponible en: WOS:A1995RN71200007.
- Wüster, W., Warrell, D. A., Cox, M. J., Jintakune, P. y Nabhitabhata, J. 1997. Redescription of *Naja siamensis* (Serpentes: Elapidae), a widely overlooked spitting cobra from SE Asia: geographic variation, medical importance and designation of a neotype. *Journal of Zoology (London)*, 243, p.771–788.
- Yuwono, F. B. 1998. The trade of live reptiles in Indonesia. Erdelen, W. (ed.). *Conservation, trade and sustainable use of lizards and snakes in Indonesia - Mertensiella*, 9, Rheinbach, Alemania, p.9–15.

**Python reticulatus (Schneider, 1801): Camboya, Indonesia, República Democrática Popular Lao, Malasia, Filipinas, Singapur, Viet Nam**

**Pythonidae**, Pitón reticulada

**Selección para el Examen de Comercio Significativo**

En su 25ª reunión, el Comité de Fauna incluyó a *Python reticulatus* (todos los países de su rango de distribución) en el Examen de Comercio Significativo como una especie prioritaria para Examen según las consideraciones del documento AC25 Doc. 9.6 (Acta Resumida AC25). El análisis en el Anexo 2 del AC25 Doc. 9.6 especifica que *P. reticulatus* presentó un umbral de volumen de comercio elevado en 2008 y 2009 y criterios de alta variabilidad en el comercio entre 1999 y 2008 y un agudo incremento en el comercio en 2009, comparado con el promedio de los niveles de 2004-2008. En la 26ª reunión del CF, se había recibido respuesta de Indonesia, Malasia y Myanmar (AC26 Doc. 12.3). Bangladesh, Brunei Darussalam, Camboya, India, Indonesia, República Democrática Popular Lao (en lo sucesivo denominada como RDP Lao), Malasia, Filipinas, Singapur y Viet Nam fueron retenidos en el Examen (Acta Resumida AC26). Después de la 26ª reunión del CF, Bangladesh, Brunei Darussalam e India fueron retiradas del proceso, sobre la base de no tener comercio durante los últimos 10 años, de acuerdo y en consulta con el CF.

**A. Resumen**

**Resumen de las recomendaciones para *Python reticulatus*.**

**Resumen General**

Amplia distribución pero con un estado poblacional poco conocido. Se ha informado sobre mermas poblacionales a nivel local. La recolección para el comercio de pieles se ve como la principal amenaza, aunque la especie está considerada como relativamente tolerante a la extracción.

<b>Estado del rango de distribución</b>	<b>Categoría provisional</b>	<b>Resumen</b>
Camboya	Preocupación Menor	Prácticamente no se registró comercio internacional durante 2002-2011. El estado de conservación no está claro. Clasificada como de Preocupación Menor en base a la ausencia de comercio internacional.
Indonesia	Preocupación Menor	Se registraron muy altos niveles de comercio durante 2002-2011, principalmente de pieles de origen silvestre. Las cuotas de exportación toman en cuenta las recomendaciones de la Autoridad Científica basada en la información biológica disponible. Ampliamente distribuida y al menos común localmente, pero con algunas disminuciones observadas como resultado de la extracción. Sin embargo, la extracción ocurre principalmente en plantaciones de palma de aceite y las poblaciones parecen soportar los niveles actuales de extracción. Por lo tanto, ha sido clasificada como de Preocupación Menor.
República Democrática Popular Lao	Preocupación Menor	Se registraron niveles relativamente altos y crecientes de comercio de pieles de individuos criados en cautividad durante 2009-2011 únicamente por los países importadores. Extendida en el país, pero se desconoce su estado de conservación, con información sobre algunas disminuciones poblacionales. En base a que no se ha registrado comercio de especímenes de origen silvestre, ha sido clasificada como de Preocupación Menor, aunque se mantienen las cuestiones no relacionadas con la implementación del Artículo IV, párrafos 2 (a), 3 o 6 (a).

Malasia	Posible Preocupación	Se registraron niveles muy altos de comercio durante 2002-2011, principalmente de pieles de origen silvestre. Ampliamente distribuida en el país, pero su estado de conservación no está claro. Dictámenes de extracción no perjudicial en curso pero aún no disponibles. La base para el establecimiento de las cuotas no está clara. Por lo tanto, ha sido clasificada como de Posible Preocupación, quedando pendientes los resultados de los estudios de los dictámenes de extracción no perjudicial.
Filipinas	Preocupación Menor	En 2002-2011 se registraron niveles muy bajos de comercio. Extendida en el país, pero su estado de conservación no está claro. En base a los niveles muy bajos de comercio internacional, ha sido clasificada como de Preocupación Menor.
Singapur	Preocupación Menor	No se registró comercio por parte de Singapur. Niveles relativamente bajos comercio registrados por los países importadores 2002-2011, principalmente de pieles procedentes de animales criados en cautividad. Común y protegida, con prohibición de la extracción comercial. En base a los bajos niveles de comercio, ha sido clasificada como de Preocupación Menor.
Viet Nam	Preocupación Menor	Se registraron altos niveles de comercio durante 2002-2011, principalmente en pieles de individuos criados en cautividad. Solamente se permiten las exportaciones comerciales de pieles de individuos criados en cautividad. Nacionalmente en Peligro Crítico. En base a los niveles muy bajos de comercio de pieles de origen silvestre, ha sido clasificada como de Preocupación Menor, aunque continúan las cuestiones no relacionadas con la implementación del Artículo IV, parágrafos 2 (a), 3 o 6 (a).

## B. Generalidades de la especie

**Nota taxonómica:** Además de la subespecie nominal, *P. reticulatus reticulatus*, han sido descritas dos subespecies morfológica y genéticamente diferentes de las islas de Selayar y Tanahjampea (Flores Sea, Indonesia): *P. r. jampeanus* y *P. r. saputrai*, respectivamente (Auliya *et al.*, 2002).

**Biología:** *Python reticulatus* es una serpiente del suroriente de Asia, comúnmente asociada con los bosques húmedos, pero encontrada también en áreas cultivadas y cerca de los asentamientos humanos (Hvass, 1975; Groombridge y Luxmoore, 1991; Cox *et al.*, 1998), con frecuencia cerca del agua (O'Shea, 2011). Se han observado longitudes de más de 7 m (O'Shea, 2011), y que las hembras maduran en tamaños más grandes y crecen a mayores longitudes que los machos (Shine *et al.*, 1998, 1999). Shine *et al.* (1999) observaron que las serpientes más pequeñas (incluyendo machos adultos y hembras recientemente maduras) se alimentan principalmente de ratas y, por tanto, son más abundantes en hábitats alterados, mientras que las hembras más viejas que se alimentan de mamíferos grandes pueden ser más comunes en hábitats no alterados. Stidworthy (1969) observó tamaños de nidadas de 10-100 huevos, aumentando con el tamaño y edad de la hembra (Groombridge y Luxmoore, 1991), aunque el tamaño medio de la nidada de las pitones silvestres se ha observado que es de 24 huevos, con las hembras reproduciéndose solamente una vez cada dos a cuatro años (Shine *et al.*, 1999).

**Distribución general y estatus:** Se informó que el rango de distribución de la especie abarca desde Assam (nororiente de India) hasta partes orientales de Indonesia y Filipinas (O'Shea, 2007), cubriendo las Islas Nicobar, Myanmar, Tailandia, RDP Lao, Camboya, Viet Nam, Malasia, Indonesia y el Archipiélago indo australiano (McDiarmid *et al.*, 1999). Groombridge y Luxmoore (1991) consideraron posible su presencia en India.

Groombridge y Luxmoore (1991) consideraron que el estatus de población de la especie no se conoce bien, pero observaron que muchas poblaciones pueden estar agotadas localmente. D. Natusch, (com. pers. a UNEP-WCMC, 2013) también reconoció la falta de información objetiva sobre el tamaño y estatus de la población de *P. reticulatus* a lo largo de su rango de distribución.

**Amenazas:** La recolección para el comercio de pieles fue vista como la principal amenaza para *P. reticulatus* (Groombridge y Luxmoore, 1991; Auliya, 2013; Natusch, D. com. pers. a UNEP-WCMC, 2013), aunque la especie fue considerada como relativamente tolerante a altas tasas de explotación debido a su rápido crecimiento, madurez temprana, altas tasas de reproducción, y naturaleza críptica (Shine *et al.*, 1999). Otros autores también han considerado que *P. reticulatus* tiene la habilidad de soportar relativamente la extracción (Webb *et al.*, 2000; D. Natusch, com. pers. a UNEP-WCMC, 2013).

Groombridge y Luxmoore (1991) también consideraron que la alteración del hábitat representaba una amenaza para la especie y Auliya (2006) sugirió que la especie puede depender considerablemente de hábitats de la periferia con una vegetación densa asociados con áreas cultivadas y que la conversión del suelo a monocultivos puede amenazar las poblaciones.

**Generalidades del comercio y la gestión:** D. Natusch (com. pers. a UNEP-WCMC, 2013) planteó preocupación sobre las grandes exportaciones de pieles de *P. reticulatus* procedentes de países donde la capacidad para dichos niveles de producción no está confirmada. Kasterine *et al.* (2012) sugirieron que el volumen de comercio ilegal de pitones desde el sudoriente asiático puede igualar el volumen del comercio legal.

Kasterine *et al.* (2012) observaron que las pieles de *Python* spp. estaban siendo contrabandeadas con otros cargamentos, mezcladas con pieles de fuentes legales a través del apilamiento, o exportadas sin registros de cantidades, procedencia o fuente.

D. Natusch (com. pers. a UNEP-WCMC, 2013) consideró que las leyes de extracción en la mayoría de los países fuentes son muy raramente ejecutadas y que las cuotas para las extracciones silvestres son arbitrarias y excedidas y regularmente.

### C. Examen por País:

#### CAMBOYA

**Rango de distribución en el país evaluado:** En los primeros registros se consideró que *P. reticulatus* se encontraba a lo largo de Camboya, especialmente en las áreas pantanosas (Bourret, 1939 en: Groombridge y Luxmoore, 1991). Más recientemente, la distribución de la especie en Camboya ha sido descrita como desigual (M. Auliya, com. pers. a UNEP-WCMC, 2013) y existen registros para la región noroccidental de Cardamom (suroccidente de Camboya) (Grismer *et al.*, 2008a, 2008b), para Trapeang Chan (Camboya occidental) (Saint Girons, 1972 en: Auliya, 2006), y para el área del Gran Lago Tonle Sap (Campbell *et al.*, 2006).

**Tendencias y estatus de la población:** M. Auliya (com. pers. a UNEP-WCMC, 2013) indicó que no se habían emprendido estudios en Camboya que proporcionasen información considerable sobre el estatus de la especie. Sin embargo, *P. reticulatus* fue clasificada como “una especie común” por el Ministerio de Agricultura, Forestal y de Pesca de Camboya (Camboya, 2007) y D. Natusch (com. pers. a UNEP-WCMC, 2013) observó que es probable que las poblaciones silvestres en Camboya sean estables.

**Amenazas:** Martin y Phipps (1996) incluyeron a *P. reticulatus* como una especie “notable en el comercio en Camboya”, usada con fines medicinales, para artículos de piel y como mascotas. Los autores estimaron que aproximadamente 200-300 kg de *Python* spp. fueron vendidos diariamente en Phnom Penh desde cada provincia de Camboya.

**Comercio:** Se han recibido los informes anuales CITES de Camboya para todos los años 2002-2012. Camboya no ha publicado cuotas de exportación CITES para *P. reticulatus*. Según los datos en la Base de Datos de Comercio CITES, Camboya no ha informado ningún comercio directo de *P. reticulatus* durante 2002-2012. El comercio directo de *P. reticulatus* procedente de Camboya, según lo informado por los países importadores, durante el período 2002-2012 estaba compuesto de una pieza de piel de fuente desconocida importada directamente por Estados Unidos desde Camboya con fines personales en 2007. Se informó que el comercio indirecto de la especie procedente de Camboya durante 2002-2012 estaba compuesto de una piel de origen silvestre re-exportada en 2002 vía Japón a Estados Unidos con fines comerciales, informado solamente por el país importador.

Martin y Phipps (1996) expresaron su preocupación sobre las exportaciones ilegales de vida silvestre desde Camboya, y la mayoría de las *Python* spp. según parece, han sido exportadas vivas a Viet Nam, frecuentemente para seguir en tránsito a China y Taiwán, Provincia de China, para el mercado de piel. D. Natusch (com. pers. a UNEP-WCMC, 2013) consideró que a pesar de las preocupaciones sobre las serpientes camboyanas recolectadas y llevadas a Viet Nam para ser vendidas a granjas de crianza, existía poca evidencia para apoyar este argumento.

**Gestión:** La Ley Forestal de 2002 establece que la exportación/ importación de cualquier especie “común” de vida silvestre requiere un permiso emitido por la Administración Forestal, previa aprobación del Ministerio de Agricultura, Silvicultura y Pesca (Camboya, 2002). Sin embargo, Auliya (2011) consideró que no es clara la ley existente que gobierna la caza y comercio de serpientes en Camboya

#### INDONESIA

**Rango de distribución en el país evaluado:** Groombridge y Luxmoore (1991) consideraron que *P. reticulatus* se extendía en Indonesia, con excepción de Nueva Guinea. Auliya (2006) informó su presencia en Sumatra y las islas asociadas, Sulawesi e islas costa afuera, Sundas Menores, Kalimantan Occidental y Oriental y las islas costa afuera, Java (incluyendo Yakarta) e islas asociadas, islas Molucca, y Papúa (registros no confirmados).

**Tendencias y estado de la población:** Auliya (2006) observó la falta de información disponible sobre el tamaño de la población de *P. reticulatus*, pero informó un mínimo de 19 individuos en un área de estudio de 4.4 km<sup>2</sup> en Kalimantan Occidental.

Iskandar y Erdelen (2006) observaron la dificultad en recoger información de campo relevante para estimar la sostenibilidad de la extracción de *P. reticulatus* en Indonesia.

Groombridge y Luxmoore (1991) observaron que diferentes autores habían informado que la especie era de común a no común en el país. La especie fue considerada como rara en Java Occidental por de Haas (1941), en Sulawesi por de Lang y Vogel (2006) y en las propiedades de cultivo de palma de aceite en el norte de Sumatra por Abel (1998). Sin embargo, la naturaleza críptica de la especie y la dificultad para atraparla fue reconocida Abel (1998) y Auliya (2006).

Los comerciantes de reptiles informaron disminuciones de *P. reticulatus* en Kalimantan Occidental (Auliya, 2006) y en Sumatra Norte (Shine *et al.*, 1999; Keogh *et al.*, 2001), que los autores sugieren pueden estar vinculadas a la expansión de las áreas agrícolas. Riquier (1998) informó altas tasas de

captura en Kalimantan Occidental, las cuales se pensó se debían a que la presión de la caza era inferior a aquellas en otras islas indonesias.

**Amenazas:** Se dice que la especie es capturada en áreas rurales, bosques y cerca del agua para el comercio de su piel (Groombridge y Luxmoore, 1991; Shine *et al.*, 1999; Auliya, 2006).

Groombridge y Luxmoore (1991) informaron que la extinción de la población local es causada por la extracción y observaron que “en Indonesia los comerciantes por lo general informan muy poco la disminución en la disponibilidad de pieles de *P. reticulatus*, pero hasta algún grado esto es debido a que el área en la cual son capturadas las serpientes continuamente se están expandiendo, y más gente está involucrada en la recolección”. Igualmente, Auliya (2006) informó que las disminuciones de *P. reticulatus* eran el resultado del aumento de las áreas de caza y que el cumplimiento de las cuotas establecidas era solamente posible porque la especie provenía de regiones más distantes que en los años 1990.

Luiselli *et al.* (2012) advirtieron que el rápido aumento en la cantidad de *P. reticulatus* exportadas legalmente desde Indonesia, combinadas con la disminución de la cobertura vegetal, puede indicar que las tasas de extracción actuales no son sostenibles y necesitan ser investigadas. Se pensó que la extracción tenía potencialmente impactos significativos sobre las poblaciones de Indonesia, debido a los grandes cantidades matadas antes de llegar a su madurez sexual (Kasterine *et al.*, 2012).

Sin embargo, Iskandar y Erdelen (2006) han dicho “sorpresivamente, estas altas tasas de extracción obviamente no han conducido a extinciones de gran escala de ciertas poblaciones”. Shine *et al.* (1999) concluyeron “es poco probable que el comercio de piel dé como resultado la extirpación de las pitones reticuladas de su rango indonesio. Es indudable que los grandes números de animales extraídos para el comercio de piel socavan la abundancia local de pitones, y pueden eliminar a estos animales de pequeñas secciones de hábitats altamente fragmentados. El asunto central, en términos de sostenibilidad del comercio, sin embargo, no involucra la posibilidad de extinción”. D. Natusch (com. pers. a UNEP-WCMC, 2013) consideró de forma similar que, aunque la extracción reduce los números absolutos de serpientes en su estado silvestre, no hay evidencia de una disminución continua, a largo plazo de *P. reticulatus* silvestre en Indonesia resultado de este comercio de pieles.

La Autoridad Administrativa y la Autoridad Científica CITES de Indonesia (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) observaron que la biología de la especie le permite resistir altos niveles de extracción y que, aunque las disminuciones locales en la especie han sucedido, una siniestralidad global en la población silvestre no ha tenido lugar, a pesar del comercio en curso durante seis décadas, el cual fue considerado indicaba que la sostenibilidad había sido lograda (AA y AC CITES de Indonesia, 2013).

Auliya (2006) observó que los cazadores y comerciantes locales de reptiles en el norte de Sumatra informaron una escasez de *P. reticulatus* en monocultivos extensos tales como las plantaciones de palma de aceite sin ambientes acuáticos y el autor sugirió que las copas de las palmas de aceite no representaban lugares de descanso favorable para *P. reticulatus*. Sin embargo, Shine *et al.* (1999) consideraron que las plantaciones de palma de aceite eran ventajosas para las pitones relativamente pequeñas debido a la abundancia de caza de roedores, y Las AA y AC CITES de Indonesia (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) resaltaron el papel de las plantaciones de palma de aceite en el mantenimiento de la sostenibilidad de las extracciones de *P. reticulatus*.

Además de la extracción para el comercio, *P. reticulatus* también es capturada por ser considerada peligrosa para el ganado y los niños y en algunas áreas representan una fuente de alimentación (AA y AC CITES de Indonesia, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013). Shine *et al.* (1999) informaron que aun cuando no son cazadas para el comercio de pieles, la mayoría de las *P. reticulatus* encontradas por los locales en Sumatra fueron matadas por su carne o debido a que se consideraban animales molestos. Shepherd *et al.* (2004) encontraron que, en Sumatra, individuos pequeños eran cazados para el comercio de mascotas, pero observaron



que el beneficio obtenido de la captura de individuos grandes para el comercio de pieles era mucho más alto.

**Comercio:** Se han recibido los informes anuales CITES de Indonesia para todos los años 2002-2011. Indonesia publicó cuotas de exportación para las pieles y especímenes vivos de *P. reticulatus* de origen silvestre cada año entre 1997-2013; desde 2005 en adelante, la cuota también aplicó a los productos derivados de las pieles (Tabla 1). De acuerdo a la información en la Base de Datos de Comercio CITES, la cuota para especímenes vivos parece haber sido excedida de acuerdo a la información suministrada por Indonesia en 2004 y 2008, pero no de acuerdo con los datos registrados por el país importador; Indonesia no especificó si sus informes anuales de 2004 ó 2008 estaban basados en los permisos emitidos o en el comercio real. La cuota para pieles y productos derivados de las pieles parece haber sido excedida en 2002 y en cada año de 2005-2011 de acuerdo a la información suministrada por Indonesia, y en 2005 y 2008-2011 de acuerdo a los datos registrados por los países importadores. El informe anual de 2002 de Indonesia parecía estar basado en el comercio real, mientras que su informe anual del 2011 fue recopilado sobre la base de los permisos emitidos; la base del resto de informes anuales no fue especificada.

Sin embargo, en sus informes anuales, Indonesia informa productos de piel (y ocasionalmente piezas de pieles) con dos cantidades: una cantidad representa el número de productos de piel/piezas de pieles comercializados, que es la cantidad que es ingresada en la Base de Datos de Comercio CITES; y una cantidad que representa el número de pieles de los cuales se derivaron los productos/piezas. Si esta última cantidad es agregada al número de pieles en bruto informada por Indonesia, los totales no exceden las cuotas de 2005-2009 ó 2011. La cuota de 2010 aún podría ser excedida en 400 unidades; sin embargo, en ese año Indonesia registró 400 piezas de pieles con un comentario “desperdicio del procesamiento de la piel de serpiente, no cuota adjudicada”. Si estas 400 piezas de pieles son excluidas, el comercio de 2010 estaría también dentro de la cuota.

Las exportaciones directas de *P. reticulatus* desde Indonesia durante 2002-2012 consistieron principalmente de pieles de origen silvestre comerciadas con fines comerciales; también fueron informadas cantidades considerables de productos de piel y especímenes vivos comerciadas, la mayoría de origen silvestre y comerciados con fines comerciales (Tabla 2). La cantidad de pieles exportadas permaneció relativamente constante, mientras que las exportaciones de productos de piel mostraron un incremento notorio; el comercio de especímenes vivos disminuyó durante el período de diez años, con cifras registradas por los países importadores considerablemente más bajas que aquellas reportadas por los países exportadores. El principal país importador de pieles fue Singapur, mientras que Francia y Japón fueron los principales importadores de productos de piel; el principal país importador de especímenes vivos fue Estados Unidos. También fueron registrados por los países importadores un número de especímenes decomisados/ confiscados durante el período 2004-2011, en particular 4.091 pieles y 1.785 productos pequeños de piel.

Las exportaciones indirectas de *P. reticulatus* desde Indonesia durante 2002-2012 consistieron principalmente de pieles y productos de piel, la mayoría de los cuales fueron de origen silvestre y comerciados con fines comerciales.

*Python reticulatus*

**Tabla 1. Cuotas de exportación CITES para *Python reticulatus* de origen silvestre desde Indonesia y exportaciones globales directas, según lo declarado por los países importadores y exportadores (excluyendo el comercio informado por longitud o peso), 2002-2013 (aún no está disponible la información de comercio para 2012-2013). (Para cada año, el comercio en aquellos términos para los cuales la cuota no aplica en dicho año, se encuentra en gris).**

		Informado por	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
cupo (vivos)			4500	5000	4500	4500	4500	4500	4500	4500	4500	4500		4500
cupo (pieles y productos de piel)			157500♦	157000♦	157500♦	157500	157500	157500	157500	157500	157500	157500	162000■	157500
vivos	Importador		2092	1778	1732	1988	2074	2111	1647	1246	540	521		
	Exportador		4425	3901	4887	4272	3869	4353	4599	3816	2912	3114		
pieles	Importador		71374	54271	77327	165924	147212	140523	156340	153753	141579	152852		
	Exportador		161408	153062	151479	152180	151425	154703	154655	154955	152997	151720		
productos de piel	piezas de pieles	Importador		115	69				142	25	331	206		
		Exportador	4600				1	2			80817			
	prendas	Importador				1		9	1		70	4		
		Exportador												
	productos de piel grandes	Importador			4	139	432	627	100	84	200	291		
		Exportador												
	productos de piel pequeños	Importador	1324	647	9448	3131	7409	14365	2508.5	21678	50319	31957		
		Exportador	7159	3641	9256	7588	10430	18531	14426	36649	52601	56627		
<b>Subtotales</b>		Importador	1324	762	9521	3271	7841	15001	2751.5	21787	50920	32458		
		Exportador	11759	3641	9256	7588	10431	18533	14426	36649	133418	56627		
<b>Subtotales (pieles y productos de piel)</b>		Importador	72698	55033	86848	169195	155053	155524	159091.5	175540	192499	185310		
		Exportador	173167	156703	160735	159768	161856	173236	169081	191604	286415	208347		
<b>Total (vivos, pieles y productos de piel)</b>		Importador	74790	56811	88580	171183	157127	157635	160738.5	176786	193039	185831		
		Exportador	177592	160604	165622	164040	165725	177589	173680	195420	289327	211461		

Fuente: Base de Datos de Comercio de la CITES, PNUMA-Centro de Monitoreo de la Conservación Mundial, Cambridge, RU  
Clave: ♦ = excluye productos de piel; ■ = incluye especímenes vivos

*Python reticulatus*

**Tabla 2. Exportaciones directas de *Python reticulatus* desde Indonesia (excluyendo incautaciones/confiscaciones y comercio en combinaciones Término/unidad totalizando <500 unidades), 2002-2011. La mayoría del comercio fue con fines comerciales. (Aún no se ha recibido el informe anual de Indonesia de 2012; no se reportó comercio en 2012.)**

Término	Unidades	Fuente	Informado por	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	Total		
vivos	-	W	Importador	2092	1778	1732	1988	2074	2111	1647	1246	540	521	15729		
			Exportador	4425	3901	4887	4272	3869	4353	4599	3816	2912	3114	40148		
		C	Importador		23	50	2				8	144	56	50	333	
			Exportador					33				416	256	57	762	
		F	Importador	13		121	487	149	87	95	127	20			1099	
			Exportador	77	129	946	888	340	203	636	139	159	226		3743	
		pieles	m	W	Importador			1100								1100
					Exportador											
-	W		Importador	71374	54271	77327	165924	147212	140523	156340	153753	141579	152852	1261155		
			Exportador	161408	153062	151479	152180	151425	154703	154655	154955	152997	151720		1538584	
C	Importador															
	Exportador		300												300	
F	Importador															
	Exportador		30												30	
O	Importador												400		400	
	Exportador															
piezas de pieles	-	W	Importador		115	69				142	25	331	206	888		
			Exportador	4600				1	2			80817		85420		
		C	Importador			8									8	
			Exportador													
carne	kg	W	Importador	6000	13230	20240	28470	15327.2	16730					99997.2		
			Exportador		19500	26250	31000	15750	12150		4000	2000	50		110700	
	-	W	Importador					500						500		
			Exportador	5000											7000	
productos de piel (pequeños y grandes)	-	W	Importador	1324	647	9452	3270	7841	14992	2608.5	21762	50519	32248	144663.5		
			Exportador	7159	3641	9256	7588	10430	18531	14426	36649	52601	56627	216908		
		R	Importador							4					4	
			Exportador													
		C	Importador					134	36	12					182	
			Exportador													
		F	Importador							12	11				23	
			Exportador													
		-	Importador											1278		1278
				Exportador												

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, UNEP-World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, Reino Unido

Las AA y AC CITES de Indonesia (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) observaron que la extracción y comercio de *P. reticulatus* en Indonesia era extensa e involucraba quizá a 28 de las 32 provincias de Indonesia.

Kasterine *et al.* (2012) describieron el comercio ilegal de *P. reticulatus* en Indonesia de la siguiente manera: “los cazadores, por necesidad de ingresos, ignoran las cuotas y continúan con la extracción ilegal de serpientes a lo largo del año y las venden a los mataderos. Con el fin de mantener buenas relaciones comerciales con los mataderos, los comerciantes continúan comprando pieles aún después de haber llenado la cuota”. Shepherd *et al.* (2004) realizaron encuestas mensuales de los mercados de vida silvestre en Medan (provincia de Sumatra Norte) entre 1997 y 2001, observando que las *P. reticulatus* comercializadas en esos mercados no estaban incluidas en el sistema de cuotas de Indonesia.

Existen informes de comercio ilegal de pieles de *P. reticulatus* de Indonesia vía Singapur (TRAFFIC, 2011; Kasterine *et al.*, 2012). Sin embargo, la AA CITES de Indonesia (2011) informó el éxito en el monitoreo del comercio ilegal de serpientes entre 2006 y 2010 y las AA y AC CITES de Indonesia (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) observaron que mientras las extracciones ilegales no eran registradas, el número era considerado insignificante, puesto que tales especímenes no pueden ser vendidos a los intermediarios, recolectores o exportadores.

**Gestión:** La extracción dentro de las áreas protegidas está prohibida (AA CITES de Indonesia, 2011), aunque se informó que la caza furtiva de la vida silvestre y otras formas de infracción se habían convertido en problemas mayores en las áreas protegidas de Indonesia (AA y AC CITES de Indonesia, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

Con base en estudios en el norte de Sumatra y Kalimantan Central llevados a cabo en 2012, Las AA y AC CITES de Indonesia, (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) informaron que más del 70 por ciento de las extracciones fueron realizadas en plantaciones de palma de aceite y que existían alrededor de 7 millones de hectáreas de plantaciones de palma de aceite explotadas en Indonesia en 2012, principalmente en Sumatra y Kalimantan. Las AA y AC CITES de Indonesia, (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) consideraron que, fuera de las áreas protegidas, los hábitats más tradicionales tales como los bosques, que son menos accesibles para los cazadores, efectivamente actúan como “zonas de prohibición total” y también informó que algunas plantaciones de palma de aceite no permiten la extracción de *P. reticulatus*.

En Indonesia la industria de serpientes está representada por una sola organización (IRATA), la cual adopta un papel de liderazgo en ayudar al gobierno con la supervisión e investigación (AA y AC CITES de Indonesia, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013). Las AA y AC CITES de Indonesia, (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) observaron que IRATA y las autoridades indonesia han realizado esfuerzos considerables para mejorar las normas y el monitoreo de las extracciones de reptiles en años recientes y que los comerciantes son ahora conscientes de la necesidad de asegurar extracciones sostenibles y han apoyado voluntariamente el trabajo de investigación, y que se han emprendido un número de estudios de campo.

Las cuotas anuales para la exportación de pieles son fijadas por separado para cada provincia y, aunque están basadas en gran parte en la cantidad histórica de capturas, se dice que han tomado en cuenta las recomendaciones del CF y la información sobre el tamaño y tendencias de la población, edad y clase de tamaño, cuando esté disponible, y las condiciones ambientales (Autoridad Administrativa CITES de Indonesia, 2011; AA y AC CITES de Indonesia, 2013). Se informó que las cuotas son muy similares a los números de *P. reticulatus* extraídas para comercio, con aproximadamente el 99 por ciento de todas las pieles de *P. reticulatus* extraídas siendo exportadas (AA y AC CITES de Indonesia, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

Los recolectores y exportadores de serpientes necesitan estar registrados y tener licencia de la Dirección General de Protección de Bosques y Conservación de la Naturaleza con el fin de solicitar permisos de exportación de la CITES (AA y AC CITES de Indonesia, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

Se informó que *P. reticulatus* no era reproducida en cautiverio para el comercio de pieles, debido a los altos costos de producción (AA CITES de Indonesia, 2011).

Kasterine *et al.* (2012) recomendaron que Indonesia debía monitorear el almacenamiento de pieles y establecer posiblemente un sistema de etiquetado para controlar el potencial contrabando de pieles de fuente ilegal durante el acopio. Las AA y AC CITES de Indonesia (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) informaron que en 1994 se introdujo un sistema de etiquetado que permitió que se asignara el año de extracción, y que ahora existen pocas áreas de acopio, siendo la mayoría de las pieles de *P. reticulatus* exportadas poco después de haber sido obtenidas.

En el Taller de Comercio de Serpientes Asiáticas de la CITES en 2011, La AA CITES de Indonesia (2011) consideró que investigación adicional sobre el estado de la población, el control de la destrucción del hábitat y del comercio, y los programas educativos sobre *P. reticulatus* eran importantes necesidades de conservación.

REPÚBLICA DEMOCRÁTICA POPULAR LAO

**Rango de Distribución en el país evaluado:** Referencias iniciales de Groombridge y Luxmoore (1991) observaron que *P. reticulatus* se encontraba a lo largo de la República Democrática Popular Lao (en lo sucesivo denominada como RDP Lao), especialmente en las áreas pantanosas, y era más común en las provincias centrales y del sur (Bourret, 1939 y Deuve, 1970 en: Groombridge y Luxmoore, 1991). Duckworth *et al.* (1999) consideraron que *P. reticulatus* estaba extendida en la RDP Lao, y Stuart (1998) registró a *P. reticulatus* en conteos del Área de Conservación Nacional de la Biodiversidad Phou Luey, Provincia de Houaphanh (nororiente RDP Lao).

**Tendencias y estado de la población:** El estatus general de las poblaciones silvestres de *P. reticulatus* en RDP Lao es desconocido (D. Natusch, com. pers. a UNEP-WCMC, 2013).

De acuerdo a Deuve (1970), en: Groombridge y Luxmoore (1991), *P. reticulatus* no era desconocida en RDP Lao, aunque se describió que las poblaciones habían disminuido marcadamente debido al uso local y al comercio de exportación (Groombridge y Luxmoore, 1991). Duckworth *et al.* (1999) listaron a *P. reticulatus* como “potencialmente en riesgo en RDP Lao”. En un conteo en el Área de Conservación Nacional de la Biodiversidad Phou Luey, (NBCA) (nororiente de la RDP Lao) en 1998, se informó que la abundancia de *P. reticulatus* era “mucho más rara” que hace diez años (Stuart, 1998). En encuestas a hogares de 24 aldeas en el Área Nacional Protegida de Nam Ha (noroccidente de la RDP Lao) en 2002-2003, el 13 por ciento de los hogares informó que *P. reticulatus* se encontraba “disminuyendo en abundancia” (Johnson *et al.*, 2003).

**Amenazas:** Duckworth *et al.*, (1999) consideraron el grado de amenaza de *P. reticulatus* elevado debido a la alta extracción y comercio en la RDP Lao. Stuart (1998) observó que en Phou Luey NBCA las *P. reticulatus* eran capturadas para alimento y por su piel y también porque se creía que se comían a los perros domésticos (Stuart, 1998 en: Duckworth *et al.*, 1999).

D. Natusch (com. pers. a UNEP-WCMC, 2013) consideraron que *P. reticulatus* en la RDP Lao se encontraba bien situada para soportar altos niveles de extracción

**Comercio:** La RDP Lao se hizo Parte de la CITES en 2004; se han recibido los informes anuales CITES para los años 2006-2009. La República Democrática Popular Lao no ha publicado ninguna cuota CITES para *P. reticulatus*. De acuerdo con la información en la Base de Datos de Comercio CITES, la República Democrática Popular Lao no ha informado ningún comercio directo en la especie. El comercio directo de *P. reticulatus* desde la República Democrática Popular Lao informado por los países importadores (Malasia y Singapur) durante el período 2002-2012 consistió de pieles de especímenes reproducidos en cautiverio comercializadas con fines comerciales en 2009 (5.000 pieles), 2010 (20.000 pieles) y

2011 (96.000 pieles), y se registró un producto grande derivado de piel como incautado/confiscado en 2007.

No se reportó comercio indirecto de *P. reticulatus* procedente de la República Democrática Popular Lao con anterioridad a 2009. El comercio indirecto durante 2009-2011 estaba compuesto principalmente de pieles de individuos reproducidos en cautiverio, totalizando 91.010 pieles según fue informado por la RDP Lao y 90.304 pieles según fue informado por los países importadores; también se informó la re-exportación de 1.000 pieles más de origen silvestre en 2010 (declarado únicamente por el país re-exportador).

Nash (1997) informó que las pieles de *P. reticulatus* eran comercializadas regularmente en el sur de la RDP Lao y los especímenes eran comercializados para alimento y para ingredientes de medicinas tradicionales. También se vendieron pequeñas cantidades de *P. reticulatus* a comerciantes en Pakse (suroccidente de la RDP Lao), antes de ser contrabandeadas hasta Tailandia (Nash, 1997). De acuerdo a Groombridge y Luxmoore (1991), los comerciantes en Tailandia informaron estar recibiendo pieles de la *Python* spp. desde la RDP Lao para su reexportación regularmente. Chazee (1990) en: Srikosamatara *et al.* (1992) registró que *P. reticulatus* estaba siendo vendida en los mercados de la Provincia de Attapeu, sur de la RDP Lao.

**Gestión:** La legislación principal que protege la flora y fauna amenazadas en la RDP Lao es la Norma 360, implementada a través del Ministerio de Agricultura y Silvicultura (Auliya, 2011). *P. reticulatus* está incluida en el Artículo 18 de la Norma 360, “Lista 1”, “Lista de Especies Silvestres y Acuáticas Restringidas”; las especies en esta lista se dice son estrictamente manejadas y cualquier actividad relacionada con ellas requiere la aprobación del Ministerio de Agricultura y Silvicultura (Auliya, 2011). Se informó que era ilegal cualquier caza de especie “restringida” ya sea para comercio u otros propósitos (Singh, 2008).

Sin embargo, Johnson *et al.* (2003) observaron que se requería mayor rigor tanto en los centros urbanos como en las aldeas alrededor del Área Nacional Protegida Nam Ha (noroccidente de la RDP Lao) para detener la caza y el uso de animales que estaban protegidos por la ley, mientras Nash (1997) consideró que las leyes relacionadas con el comercio de vida silvestre “probablemente no tenían ningún impacto profundo o extendido sobre tal comercio entre las comunidades donde sucede o es iniciado dicho comercio, ya que muchos cazadores y comerciantes rurales no pueden hablar o leer el idioma oficial Lao”.

Kasterine *et al.* (2012) observaron que todas las pieles exportadas desde la RDP Lao en 2009 y 2010 de *P. reticulatus* fueron declaradas como reproducidas en una sola granja en la RDP Lao y que se han planteado dudas por parte de TRAFFIC sobre la legitimidad de las exportaciones desde la RDP Lao de pieles de *P. reticulatus* reproducidas en cautiverio. Estas dudas se deben a las preocupaciones sobre la capacidad de una sola granja para producir números tan grandes de animales (más de 70.000 *Python* spp. reproducidas en cautiverio pueden ser producidas anualmente), siendo el costo aparente de la reproducción, alimentación y mantenimiento de las serpientes hasta alcanzar el tamaño para ser matados, mucho más alto que el precio del mercado (Kasterine *et al.*, 2012). Kasterine *et al.* (2012) hicieron arreglos para visitar la granja en 2012 con miras de encontrarse allí a los funcionarios de CITES de la RDP Lao e informaron lo siguiente:

“Los funcionarios de CITES de la RDP Lao suministraron alguna información sobre la granja en forma de fotografías, sin embargo, éstas no probaban que las pitones de hecho estaban siendo reproducidas en cautiverio. Se hicieron esfuerzos para organizar una visita a la granja, no obstante, a pesar de ser informados con suficiente anticipación sobre nuestro estudio y habiendo obtenido una carta de permiso firmada por el departamento

gubernamental apropiado, el propietario de la granja no nos permitió visitar las instalaciones. Se dieron dos razones. Primero, que todas las serpientes habían sido removidas de la instalación para su limpieza y, segundo, que el propietario se encontraba en Viet Nam para un tratamiento médico y no podía supervisar la visita, a pesar de haber sido notificado sobre la visita de los equipos de investigación. Adicionalmente, el hijo del propietario en cuestión, también trabajaba en el negocio, es un empleado del Ministerio de Comercio de la RDP Lao (com. pers. AA CITES de la RDP Lao,). Con base en la experiencia de esta visita de campo, el comportamiento evasivo del propietario de la granja en cuestión y la falta de cualquier evidencia al contrario, esta investigación sugiere que es poco probable que la reproducción en cautiverio en la RDP Lao se esté llevando a cabo en cualquier escala cercana a las cifras oficiales de exportación. Es posible, mas no probado, que esta granja podría estar actuando como un frente para un contrabando ilegal de pieles, utilizando permisos dudosos. Consideradas todas las cosas, el comercio de pieles de pitón reticulada desde la RDP Lao es “altamente sospechoso”.

De acuerdo a D. Natusch (com. pers. a UNEP-WCMC, 2013), esta granja no es de reproducción de serpientes y no contrabandea pitones cazadas en su medio silvestre pero está vendiendo permisos a los países vecinos para facilitar la exportación de pieles indonesias y malayas.

#### MALASIA

**Rango de distribución en el país evaluado:** Se informó se encontraba en Malasia Peninsular, Sabah y Sarawak (Groombridge y Luxmoore, 1991; McDiarmid *et al.*, 1999). Aparentemente se encuentra en Malasia Peninsular en hábitats adecuados a lo largo de toda la Península (Groombridge y Luxmoore, 1991; Cox *et al.*, 1998) y en Sabah presuntamente está presente en a lo largo de todas las áreas boscosas (Groombridge y Luxmoore, 1991). Se ha registrado la especie en Gunung Bubu (noroccidente de Malasia Peninsular) (Grismer *et al.*, 2010), Pulau Tioman (Lim y Lim, 1999; Grismer *et al.*, 2004) y Pulau Langkawi (Grismer *et al.*, 2006).

**Tendencias y estado de la población:** Groombridge y Luxmoore (1991) afirmaron: “Cantor (1847) informó que la especie era “muy numerosa en las colinas y valles malayos” a mediados del siglo diecinueve. Al final del siglo diecinueve dijo que era una de las serpientes más comunes, siendo las pitones de hasta 6 m (20 pies) ‘de ningún modo poco comunes’ en ese entonces (Ridley, 1899). Las observó como muy comunes a finales de los 1950s en Asahan, Malacca. [...] Igualmente, dijo que aún eran bastante comunes a pesar de la explotación, y aún se veían con regularidad (B. H. Kiew *in litt.*, 25 de febrero de 1986). Aún son abundantes en Perlis, dentro del área segura al norte de Malasia Peninsular (S. Ambu *in litt.*, 17 de febrero de 1986), pero la alteración, pérdida del hábitat, persecución y explotación como alimento se dice ocasiona una mortalidad apreciable en otras partes de la península, donde como consecuencia, la especie puede ser con frecuencia menos que abundante. [...]

Se informó que en una época era común en Sarawak (Shelford, 1916), y dijo que aún estaba generalizada y era común (H. Watson *in litt.*, 17 de marzo de 1986). Sin embargo, durante el trabajo de campo herpetológico intensivo en tres lugares de bosques primarios en Sarawak (Nanga Tekalit, 366 días; Labang, 128 días; Sengai Pesu, 160 días), los números observados de *P. reticulatus* fueron solamente de 8, 10 y 4, respectivamente (R.F. Inger *in litt.*, 5 de marzo de 1986). En Sabah son desconocidos los niveles de población, aunque se dice que *P. reticulatus* es más común que la *P. curtus* (AA CITES de Malasia, 1985).”

D. Natusch (com. pers. a UNEP-WCMC, 2013) consideró que no había evidencia de una disminución sostenida a largo plazo en las poblaciones silvestres de *P. reticulatus* en Malasia causada por el comercio de la piel.

**Amenazas:** Se ha informado por parte del Departamento de Vida Silvestre y Parques Nacionales (DWNP) que *P. reticulatus* era la especie más explotada en Malasia Peninsular tanto en 2006 como en 2007, con 148.207 y 125.650 especímenes registrados como extraídos, respectivamente (DWNP, 2006, 2007).

**Comercio:** Se han recibido los informes anuales CITES de Malasia para todos los años 2002-2011. El Grupo de Científicos CITES del Examen de la Unión Europea (SRG) suspendió el comercio de *P. reticulatus* de origen silvestre desde Malasia en 2002; esta suspensión bajo la Regulación de la Comisión (EC) No. 757/2012 de 10/09/2012 permanece vigente. Malasia publicó las cuotas de exportación para especímenes de *P. reticulatus* de origen silvestre en 2002 y 2011-2013; se publicaron cuotas separadas para Malasia Peninsular y Sabah (Tabla 3). Malasia distingue entre el comercio desde Malasia Peninsular y Sabah en sus informes anuales; sin embargo, los países importadores no hacen esta distinción, lo cual complica el análisis de la cuota. De acuerdo a la información en la Base de Datos de Comercio CITES, el comercio de especímenes vivos y pieles permaneció dentro de la cuota en 2002, de acuerdo a la información suministrada por Malasia para Malasia Peninsular y por los países importadores. El comercio informado por Malasia para Sabah estaba dentro de la cuota de 2011; parece que el comercio informado por los países importadores excedía la cuota, sin embargo esta cifra incluye el comercio desde todas partes de Malasia. Aún no está disponible la información de comercio para 2012-2013.

**Tabla 3. Cuotas de exportación CITES para *Python reticulatus* de origen silvestre desde Malasia y exportaciones directas globales, según lo declarado por los países importadores y el país exportador, 2002-2013. (No se publicaron cuotas en 2003-2010; los datos de comercio del 2012 y 2013 aun no están disponibles.)** (Para cada año, el comercio en esos Términos a los cuales la cuota no aplica en ese año se encuentran en gris; 'otro' incluye productos de piel pequeños, carne y vesículas y excluye el comercio informado por peso.)

Informado por		2002	2011	2012	2013
cupo (vivos)		1000■	-	-	500■
cupo (pieles)		280000■	-	-	162000■
cupo (todos)		-	12000♦	12000♦	12000♦
Vivos	Importador	75			
	Exportador	110■	♦		
Pieles	Importador	170529	99904		
	Exportador	168627■	12000♦		
Otros	Importador	46	9		
	Exportador	1■	♦		
<b>Subtotales</b>	Importador	170650	99913		
	Exportador	168738■	12000♦		

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, UNEP-World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, Reino Unido

Clave: ■ = aplica solamente a Malasia Peninsular / información solamente para Malasia Peninsular; ♦ = aplica solamente para Sabah/ información solamente para Sabah

Las exportaciones directas de *P. reticulatus* desde Malasia durante 2002-2012 consistieron principalmente de pieles de origen silvestre comercializadas con fines comerciales; también se negociaron cantidades considerables de carne, todas las cuales eran de origen silvestre (Tabla 4). El comercio de pieles registrado por los países exportadores aumentó entre 2010 y 2011, mientras que el registrado por los países importadores disminuyó ligeramente; ambos el comercio de carne registrado tanto por los países exportadores como por los importadores aumentó entre 2010 y 2011. El principal país importador de pieles fue Singapur, mientras que Hong Kong, SAR importó la gran mayoría de la carne.

Las exportaciones indirectas de *P. reticulatus* procedentes de Malasia 2002-2012 consistieron principalmente de productos de piel y pieles, la mayoría de origen silvestre y comercializadas con fines comerciales.



*Python reticulatus*

**Tabla 4. Exportaciones directas de *Python reticulatus* desde Malasia (excluyendo el comercio en Términos totalizando <100 unidades), 2002-2011. La mayoría del comercio fue con fines comerciales. (Aún no se ha recibido el informe anual de Malasia para 2012; no se declaró comercio en 2012.)**

Término	Unidades	Fuente	Informado por	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	Total		
pieles	-	W	Importador	170529	87637	133123	174625	182411	179871	174250	90093	119961	99904	1412404		
			Exportador	168627	71342	121270	147472	166508	113721	168787	120401	105874	128639	1312641		
		C	Importador	2							600		400	1740	2742	
			Exportador	1500	1500											3000
			O	Importador												
				Exportador									360			360
piezas de pieles	-	W	Importador		1				50		350			401		
			Exportador													
productos de piel grandes	-	W	Importador		6				1303					1309		
			Exportador													
		I	Importador				1								1	
productos de piel pequeños	-	W	Importador	46	126	6			7	28	38	1316	9	1576		
			Exportador	1	1	3	660	4					1		670	
		C	Importador								2	36			38	
			Exportador													
		I	Importador	3	4										7	
			Exportador													
carne	-	W	Importador													
			Exportador				10078	19501				12000	12500	6254	60333	
	kg	W	Importador	4617	1378	3254	10538	20227	35001.5	12520	22750	10890	22434	143609.5		
			Exportador	6147	840	4154	1327		13549	1230	11950	5560	17200		61957	
vivos	-	W	Importador	75	23	12	20	64	4	6	1			205		
			Exportador	111	22	30	101	107	19	9	41	3	9		452	
		R	Importador													
			Exportador				40								40	
		C	Importador	3				50	24	140	32				249	
			Exportador					50	24		11				85	
vesículas	-	W	Importador													
			Exportador					83.5					73		156.5	
	kg	W	Importador				57	74	60	496.8		260.8	72.8	1021.4		
hiel	-	W	Importador													
			Exportador				57		60						117	
	kg	W	Importador							12	421.1			433.1		
			Exportador				29.4			698.8		200			928.2	
derivados	kg	W	Importador													
			Exportador								375.1			375.1		

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, UNEP-World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, Reino Unido

La Autoridad Administrativa CITES de Malasia (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) registró la exportación de 149.193 pieles en 2012. Las cifras de exportación de piel suministradas por la AA CITES de Malasia (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) para el periodo 2005-2011 fueron en promedio un 22 por ciento más bajas que aquellas registradas en la Base de Datos de Comercio CITES como se informó en los correspondientes Informes Anuales CITES de Malasia.

La Unión Europea ha prohibido el comercio de *P. reticulatus* de origen silvestre de Malasia Peninsular desde 2002.

**Gestión:** *P. reticulatus* está protegida en Malasia Peninsular – ‘Vida silvestre protegida’ en el Listado I de la Ley de Conservación de la Vida Silvestre 2010 (AA CITES de Malasia *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013); Sabah - Listado 2 Parte I (‘Animales protegidos – caza y recolección limitados a licencia’) de la Promulgación de la Conservación de la Vida Silvestre de 1997 (SWD, 1997); y Sarawak - Listado I Parte II de la Ordenanza de Protección de la Vida Silvestre 1998 (SFC, 2006). En consecuencia, la recolección, posesión y comercio de la especie son regulados por un sistema de licencias emitidas por el Departamento de Vida Silvestre y Parques Nacionales (DWNP) de Malasia Peninsular, el Departamento de Vida Silvestre de Sabah y la Comisión de Silvicultura de Sarawak, respectivamente.

La AA CITES de Malasia (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) informó que el Departamento de Vida Silvestre y Parques Nacionales (DWNP) ha establecido cuotas de exportación voluntarias para *P. reticulatus* de 180.000 pieles durante 2005-2010 y 162.000 pieles durante 2011-2012, mientras que la cuota de exportación para animales vivos fue de 500 durante 2005-2012, excepto en 2007 cuando fue de 450 (AA CITES de Malasia, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013). La AA CITES de Malasia (com. pers. a UNEP-WCMC, 2013) observó además que había sido impuesta una cuota de cero exportaciones en el estado de Sarawak y que una cuota de 12.000 pieles estaba en vigencia para el estado de Sabah. Se espera que la cuota de Sabah sea revisada sobre la base de los resultados de un estudio en curso de los dictámenes de extracción no perjudicial (AA CITES de Malasia, com. pers. a UNEP-WCMC, 2013).

La AA CITES de Malasia (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) indicó que, en Malasia Peninsular, aunque la especie es extraída a lo largo de la península, las extracciones ocurren principalmente en Perak, Pahang y Johor. De acuerdo a la información suministrada por DWNP (2007), en 2007 estos tres últimos estados representaron cerca del 60 por ciento de los especímenes extraídos de Malasia Peninsular, con la mayoría de los demás procedentes de los estados de Selangor, N. Sembilan y Kedah.

Se informó que la DWNP estaba llevando a cabo un estudio de tres fases sobre los dictámenes de extracción no perjudicial de *P. reticulatus* en Malasia Peninsular, con la fase 1 realizada en Selangor, Perak y Terengganu durante mayo a noviembre de 2011, la fase 2 llevada a cabo en Pahang y Kedah durante mayo a noviembre de 2012 y la fase 3 en curso en 2013 (AA CITES de Malasia, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013). Sin embargo, los resultados no estaban disponibles en septiembre de 2013.

#### FILIPINAS

**Rango de Distribución en el País Evaluado:** *P. reticulatus* está extendida en Filipinas y ha sido registrada en Basilan, Bohol, Cebu, Jolo, Leyte, Luzon, Masbate, Mindoro, Mindanao, Negros, Palawan, Panay, Polillo, Samar y Tawi-Tawi (Leviton, 1963 en: Groombridge y Luxmoore, 1991). Mientras que previamente se consideró se encontraba al norte solamente hasta Luzon, O’Shea (2011) observó que también se ha encontrado en la isla de Itbayat en las islas al norte de Batanes.

**Tendencias y estado de la población:** Alcalá (1986), en: Groombridge y Luxmoore (1991), informó que *P. reticulatus* era común a través de Filipinas, aunque también se observó que no se habían registrado serpientes de más de 2 m de longitud al oriente de Negros durante la década anterior, sugiriendo que la estructura de la población estaba cambiando (Groombridge y Luxmoore, 1991).

En 2004, el Departamento de Recursos Ambientales y Naturales incluyó a *P. reticulatus* bajo “otra especie amenazada”, lo cual se refiere a especies que no están críticamente en peligro,

en peligro, ni vulnerables pero se encuentran bajo la amenaza de factores adversos, tales como sobre explotación, a través de su área y probablemente sean movidas a la categoría de vulnerables en el futuro cercano (Filipinas, 2004). La *P. reticulatus* está incluida en la Lista Roja Nacional de la Fauna Silvestre de Filipinas (Auliya, 2011).

**Amenazas:** Los cambios en la estructura de la población de *P. reticulatus* en Negros se atribuyeron a la destrucción forestal y al hábito de los habitantes de matar a todas las serpientes que se encuentren (Alcala *in litt.*, 1986 en: Groombridge y Luxmoore, 1991). Mientras se dice que la gente en el interior come ocasionalmente pitón, se sospecha que su caza para la piel es insignificante (Alcala *in litt.*, 1986 en: Groombridge y Luxmoore, 1991). Sin embargo, otros conteos observaron que *P. reticulatus* era cazada como alimento por comunidades tribales y para pieles, que tienen precios altos, y que la presión de la caza puede haber sido excesiva (Alcala, 1986 en: Groombridge y Luxmoore, 1991).

Scheffers *et al.* (2012) incluyeron a *P. reticulatus* en una lista de animales cazados furtivamente en parte del bosque de un Parque Nacional en el sur de Luzon, y observaron que la caza (para toda la especie enumerada) era promovida tanto por el consumo directo como por la venta y que la aplicación de las leyes era limitada en el área de estudio.

**Comercio:** Aún no han sido recibidos los informes anuales CITES de Filipinas para los años 2008 ó 2010-2012. Las Filipinas no ha publicado ninguna cuota de exportación CITES para *P. reticulatus*. De acuerdo a la información en la Base de Datos de Comercio CITES, el comercio directo en *P. reticulatus* desde Filipinas durante el período 2002-2012 se informó que consistió principalmente de productos de piel y pieles comercializados con fines comerciales; los productos de piel eran principalmente de origen silvestre, mientras que la mayoría de las pieles eran de especímenes reproducidos en cautiverio (Tabla 5). La mayoría del comercio en estos términos solamente fue informado por Filipinas. El único país importador que informó importaciones directamente desde Filipinas fue Estados Unidos; Filipinas según se informa, ha exportado *P. reticulatus* a nueve socios comerciales en total; la mayoría del comercio va a Italia (pieles) y al Reino Unido (productos de piel).

El único comercio indirecto en *P. reticulatus* originario de Filipinas durante 2002-2012 consistió de una pieza de piel de origen silvestre re-exportado en 2008 vía Estados Unidos al Reino de Bahrein para propósitos personales.

**Tabla 5. Exportaciones directas de *Python reticulatus* desde Filipinas (excluyendo comercio en Términos totalizando <10 unidades), 2004-2011. (No se reportó comercio en 2002-2003, 2005 ó 2011-2012; aún no se han recibido los informes anuales de Filipinas para 2008 ó 2010-2012.)**

Término	Fuente	Propósito	Informado por	2004	2006	2007	2008	2009	2010	Total	
pieles	W	T	Importador								
			Exportador				108			108	
	C	T	Importador								
			Exportador				294			294	
	I	P	Importador	1						1	2
			Exportador								
productos de cuero (pequeños y grandes)	W	T	Importador		52	243			2	297	
			Exportador					331		331	
	C	T	Importador								
			Exportador					95		95	
	I	P	Importador	1			1		1	3	
			Exportador								
	I	P	Importador	1			1		1	3	
			Exportador								

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, UNEP-World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, Reino Unido

En marzo de 2006, fueron decomisados dos guacales de serpientes y reptiles en el Aeropuerto Internacional Ninoy Aquino, los cuales incluían tres *P. reticulatus*, que se cree fueron capturados del medio silvestre (TRAFFIC, 2010). El embarque no estaba acompañado de documentos de exportación y estaba dirigido a ser comercializado en Penang, Malasia (TRAFFIC, 2010).

**Gestión:** De acuerdo a TRAFFIC (2010), toda la vida silvestre en Filipinas está protegida y solamente se permite la exportación de reptiles reproducidos en cautiverio, siempre y cuando se obtengan los respectivos permisos.

SINGAPUR

**Rango de distribución en el país evaluado:** Presencia informada por Cox *et al.* (1998) y Das (2010). La AC CITES de Singapur (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) indicó que la especie se encontraba por todo el país, incluyendo muchas islas costa afuera tales como Tekong, Ubon y Sentosa.

**Tendencias y estatus de la población:** En 1922 se dijo que se encontraba “lejos de ser rara aún”, cuando se capturaron varios especímenes dentro de los límites municipales (Sworder, 1922 en: Luxmoore *et al.*, 1988). De acuerdo a Luxmoore *et al.* (1988), la especie aún era relativamente común a mediados de los 1980s. La AC CITES de Singapur (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) informó que la especie era común en el país.

**Amenazas:** De acuerdo a la AC CITES de Singapur (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013), la principal amenaza para *P. reticulatus* en el país es el conflicto con los humanos como resultado de la especie alimentándose de las mascotas y ganado. La pérdida del bosque no fue considerada como una amenaza debido a la versatilidad de la especie en el uso del hábitat (AC CITES de Singapur, *in litt.* a UNEP-WCMC 2013).

**Comercio:** Se han recibido los informes anuales CITES de Singapur para todos años 2002-2011. Singapur no ha publicado ninguna cuota de exportación CITES para *P. reticulatus*. El Grupo de Científicos CITES del Examen de la Unión Europea (SRG) suspendió el comercio de *P. reticulatus* de origen silvestre desde Singapur entre 1997 y 2011. De acuerdo a la información en la Base de Datos de Comercio CITES, el comercio directo en *P. reticulatus* informado desde Singapur durante el período 2002-2012 consistió principalmente de pieles de procedentes de individuos reproducidos en cautiverio y productos pequeños de piel con fines comerciales, la inmensa mayoría declarada solamente por los países importadores (F).

De acuerdo a la información suministrada por los países importadores, el principal país importador fue Estados Unidos.

El comercio indirecto en *P. reticulatus* procedente de Singapur 2002-2012 consistió principalmente de productos de piel pre-Convención de origen silvestre y reproducidos en cautiverio comercializados con fines comerciales.

**Tabla 6. Exportaciones directas de *Python reticulatus* desde Singapur (excluyendo especímenes comercializados para propósitos científicos), 2008-2011. (No se registró comercio en 2002-2007 ó 2012; aún no se ha recibido el informe anual de Singapur para 2012).**

Término	Fuente	Propósito	Informado por	2005	2007	2008	2009	2010	2011	Total
pieles	W	T	Importador							
			Exportador							
	C	T	Importador			300				300
			Exportador							
productos en cuero pequeños (incluyendo prendas)	W	T	Importador					6		6
			Exportador							
	C	T	Importador		2		4	5	18	27
			Exportador							
	O	P	Importador				1			1
	-	-	Importador						9	
Exportador										

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, UNEP-World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, Reino Unido

No se informó sobre la evidencia de comercio ilegal (AC CITES de Singapur, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013). Kasterine *et al.* (2012), sin embargo, expresaron sus preocupaciones sobre la procedencia y legalidad de las pieles reexportadas desde Singapur.

**Gestión:** La AC CITES de Singapur (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) informó que *P. reticulatus* está protegida en Singapur bajo la Ley de Animales y Aves Silvestres, que su extracción comercial está prohibida y que no existe un manejo activo de la especie o monitoreo de la población.

VIET NAM

**Rango de distribución en el país evaluado:** Sang *et al.* (2009) registraron a la especie a lo largo de la costa norte central (provincias de Ha Tinh, Quang Binh y Thua Thien-Hue), costa sur central (municipalidad de la ciudad de Da Nang y provincias de Quang Nam, Binh Dinh y Khanh Hoa), tierras altas centrales (provincias de Kon Tum, Gia Lai y Dak Lak), suroriente de Viet Nam (provincias de Binh Phuoc, Ba Ria-Vung Tau y Dong Nai), suroccidental (provincia de Tay Ninh) y sur de Viet Nam (ciudad de Ho Chi Minh y las provincias de Long An, Kien Giang y Ca Mau). Szyndlar y Nguyen (1996) registraron la especie desde las provincias de Gia Lai y Kon Tum en Viet Nam central. De acuerdo a la AA CITES de Viet Nam (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) la especie es conocida en las partes central a sur de Viet Nam (desde la ciudad de Da Nang hasta la provincia de Ca Mau).

**Tendencias y estado de la población:** La especie fue clasificada como ‘Vulnerable’ en el Libro Rojo de Datos de Viet Nam en 1994 (Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente, 1992), y se informó que su estado había sido elevado a ‘Críticamente en Peligro’ en 2004 (WWF y TRAFFIC, 2012; AA CITES de Viet Nam, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

La AA CITES de Viet Nam (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) observó que la ausencia de inventarios integrales suponía que el tamaño de la población y tendencias de *P. reticulatus* en Viet Nam eran desconocidos, pero sin embargo era considerada muy rara en su medio silvestre debido a la pérdida de hábitat y a la degradación ambiental.

**Amenazas:** Se informó que las amenazas a *P. reticulatus* en Viet Nam incluían la pérdida y fragmentación del hábitat, la sobre explotación y el comercio ilegal (Nguyen, 2006; AA

CITES de Viet Nam, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013). Se informó que la especie era utilizada como alimento y para propósitos medicinales, así como por su piel (Ministerio de Tecnología de Ciencia y Medio Ambiente, 1992; Venkataraman, 2007; Van y Tap, 2008).

**Comercio:** Se han recibido los informes anuales CITES de Viet Nam para todos años 2002-2011. Viet Nam no ha publicado ninguna cuota de exportación CITES para *P. reticulatus*. De acuerdo a la información en la Base de Datos de Comercio CITES, el comercio directo de *P. reticulatus* desde Viet Nam registrado durante el período 2002-2012 consistió principalmente de pieles de especímenes reproducidos en cautiverio, con cantidades considerables de productos de piel reproducidos en cautiverio también comercializadas; la mayoría del comercio fue con fines comerciales (Tabla 7). El comercio de pieles mostró un aumento notable durante el período 2002-2011, mientras que el comercio de productos de piel alcanzó su máximo en 2008 y posteriormente declinó. El principal país importador de pieles fue Singapur, mientras que Japón importó la gran mayoría de los productos de piel.

El comercio indirecto de *P. reticulatus* procedente de Viet Nam en 2002-2012 consistió principalmente de productos de piel, pieles y piezas de pieles comercializados con fines comerciales, de los cuales la mayoría fueron reproducidos en cautiverio, y una cantidad notable de origen silvestre; la proporción de pieles de origen silvestre mostró una disminución global durante este período.

Se cree que los individuos silvestres capturados ilegalmente, habían sido exportados desde Indonesia y Malasia, y re-exportados vía Singapur como reproducidos en cautiverio desde Viet Nam (Kasterine *et al.*, 2012).

*Python reticulatus*

**Tabla 7. Exportaciones directas de *Python reticulatus* desde Viet Nam, 2002-2011. La mayoría del comercio fue con fines comerciales (Aún no se ha recibido el informe anual de Viet Nam para 2012; no se declaró comercio en 2012.)**

Término	Unidades	Fuente	Informado por	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	Total	
pieles		C	Importador	38242	47458	34626	46952	59215	129586	120648	73097	114581	126916	791321	
			Exportador		36940	33061	43082	75182	97954	93248	98854	111958	121763	712042	
	m	C	Importador	2000	275	1000	5500	500						9275	
			Exportador	102000	34275	8000	19500								163775
piezas de pieles	-	W	Importador									30		30	
			Exportador												
		C	Importador									193	25	218	
			Exportador												
productos de piel grandes	-	C	Importador				265							265	
			Exportador				265								265
productos de piel pequeños	-	W	Importador					788	1	2	3			794	
			Exportador							6254					6254
		C	Importador	40	6	5578	600	14430	18729	3397	1049	149		43978	
			Exportador		9	6865	214	11096	14077	4677	272				37210
		I	Importador							1					1
			Exportador												
vivos	-	W	Importador	120	6									126	
			Exportador		6										6
		C	Importador	363	231										594
			Exportador	2540	1112	150		60		200	5	50			4117
	-		Importador												
			Exportador									40		40	

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, UNEP-World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, Reino Unido

**Gestión:** La AA CITES de Viet Nam (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) informó que no hay un programa específico de seguimiento para las poblaciones silvestres de *P. reticulatus* en Viet Nam, aunque la especie es manejada y monitoreada como parte de los planes de manejo de la biodiversidad de las áreas protegidas individuales.

La *P. reticulatus* está incluida como una especie del Grupo II (especie valiosa que tiene pequeñas poblaciones en el medio silvestre o que estén en riesgo de extinción) bajo el Decreto Gubernamental 32/2006/ND-CP (Viet Nam, 2006a). El Decreto especifica que la especie tan sólo puede ser explotada para propósitos científicos o bajo licencia en bosques designados para proyectos aprobados por el Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural o el Comité Provincial del Pueblo (Viet Nam, 2006a).

La AA CITES de Viet Nam (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) confirmó que solamente los especímenes de las granjas de reproducción en cautiverio administradas y monitoreadas por el Departamento de Protección Forestal les es permitido ser exportados con fines comerciales.

Todas las instalaciones de reproducción en cautiverio de especies CITES deben ser registradas y aprobadas por la AC CITES bajo el Decreto Gubernamental 82/2006/ND-CP, el cual implementa CITES en el país (Viet Nam, 2006b).

Thomson (2008) informó que la especie estaba siendo reproducida con fines comerciales desde al menos los años 1980, con una población fundadora obtenida principalmente de los mercados locales de alimentos y países vecinos, y siendo "intensivamente manejada en su mayoría en sistemas de producción confinados. Se informó que la mayoría de la crianza de pitones se llevaba a cabo en el Delta del Mekong (Thomson, 2008).

Se informó que la reproducción en cautiverio estaba principalmente destinada al mercado de pieles, principalmente a Europa, aunque también se comercializa localmente la crianza de reproductores, carne y derivados. (Thomson, 2008) y se observó también que la especie estaba siendo criada con fines medicinales (Van y Tap, 2008). Se informó que el precio de los individuos maduros había aumentado significativamente de USD6.30/kg en 2000 a USD12.60/kg en 2005 debido a la alta demanda de pieles en el mercado mundial (Thomson, 2008).

#### **D. Problemas identificados que no están relacionados con la implementación del Artículo IV parágrafos 2(a), 3 o 6 (a)**

El contrabando de *P. reticulatus* de origen silvestre como reproducidos en cautiverio fue considerado un problema potencial (Kasterine *et al.*, 2012), puesto que la producción de grandes serpientes en cautiverio a escalas comerciales ha sido considerado como no económico (Webb *et al.*, 2012) y el costo de criar *P. reticulatus* a un tamaño aceptable para el mercado de piel parecía sobrepasar los precios alcanzados en el mercado (Kasterine *et al.*, 2012).

Surgieron preocupaciones sobre el alto número de individuos reproducidos en cautiverio exportados desde una sola granja en la RDP Lao, y también desde Viet Nam (Kasterine *et al.*, 2012), considerando que las operaciones de reproducción de serpientes en Viet Nam requieren una "investigación exhaustiva" (Auliya, 2011). Sin embargo, D. Natusch (com. pers. a UNEP-WCMC, 2013) informó que Viet Nam tenía muchas granjas que genuinamente criaban grandes números de *P. reticulatus* y que las preocupaciones de que algunas de estas granjas están contrabandeando animales silvestres no han sido corroboradas.

Se informó que el comercio ilegal era motivo de preocupación en Indonesia, la RDP Lao y Viet Nam, y el potencial contrabando de pieles de fuente ilegal en el acopio, fue igualmente considerado un motivo de preocupación en Indonesia.

Aún no se han recibido los informes anuales CITES de la RDP Lao para los años 2005, 2010 ó 2011 o desde Filipinas para los años 2008, 2010 ó 2011.



## E. Referencias

- AA y AC CITES de Indonesia. 2013. Autoridad Administrativa y Científica CITES de Indonesia, *in litt.* a UNEP-WCMC, abril 2013.
- Abel, F. 1998. Status, population biology and conservation of the water monitor (*Varanus salvator*), the reticulated python (*Python reticulatus*), and the blood python (*Python curtus*) in Sumatra and Kalimantan, Indonesia - project report North Sumatra. *Conservation, trade and sustainable use of lizards and snakes in Indonesia - Mertensiella*, 9, Rheinbach, Alemania, p.111-117.
- Alcala, A.C. 1986. *Guide to Philippine Flora and Fauna, Vol. X, Amphibians and Reptiles*. Natural Resource Management Centre (Ministry of Natural Resources) and University of the Philippines.
- Auliya, M. 2009. *Trade impact and conservation status of Python reticulatus in Peninsular Malaysia*. Petaling Jaya, Selangor, Malaysia: TRAFFIC Sudeste asiático.
- Auliya, M. 2011. Topic 2: Trade and enforcement issues. En: *CITES Asian Snake Trade Workshop 11-14 April, Guangzhou, China. Background documents*, Ginebra, Suiza: Secretaría CITES.
- Auliya, M. 2013. Mark Auliya, com. pers. a UNEP-WCMC, 03/08/2013.
- Auliya, M. A. 2006. *Taxonomy, life history and conservation of giant reptiles in West Kalimantan (Indonesian Borneo)*. Münster, Germany: Natur und Tier Verlag GmbH.
- Auliya, M., Mausfeld, P., Schmitz, A. y Böhme, W. 2002. Review of the reticulated python (*Python reticulatus* Schneider, 1801) with the description of new subspecies from Indonesia. *Naturwissenschaften*, 89, p.201-213.
- Autoridad Administrativa CITES de Indonesia. 2011. *Country report of Indonesia: Snake trade and conservation*. Yakarta, Indonesia: Indonesian Ministry of Forestry.
- Autoridad Administrativa CITES de Malasia. 2013. Autoridad Administrativa CITES de Malasia, *in litt.* a UNEP-WCMC, 08/04/2013.
- Autoridad Administrativa CITES de Malasia. 2013. Autoridad Administrativa CITES de Malasia, com. pers. a WCMC, 25/09/2013.
- Autoridad Administrativa CITES de Viet Nam. 2013. Autoridad Administrativa CITES de Viet Nam, *in litt.* a UNEP-WCMC, 04/03/2013.
- Autoridad Científica CITES de Singapur. 2013. Autoridad Científica CITES de Singapur, *in litt.* a UNEP-WCMC, 11/04/2013.
- Bourret, R. 1939. Notes herpétologiques sur l'Indochine Française, XX, Liste des Reptiles et Batraciens actuellement connus en Indochine Française. *Bulletin Général de l'Instruction Publique*. 4. p.49-60
- Camboya. 2002. *Preah Reach Kram - Cambodia Law on Forestry (2002)*, NS/RKM/0802/016.
- Camboya. 2007. *Prakas on Classification and List of Wildlife Species. Reference to the Law on Forestry (2002)*, Chapter 10, *Conservation of Wildlife*.
- Campbell, I. C., Poole, C., Giesen, W. y Valbo-Jorgensen, J. 2006. Species diversity and ecology of Tonle Sap Great Lake, Camboya. *Aquatic Sciences*, 68 (3), p.355-373.
- Chazee, L. 1990. *La province d'Attopeu* (Monographie provinciale et etude de districts et villages). UNDP, Vientiane.
- Cox, M. J., van Dijk, P. P., Nabhitabhata, J. y Thirakhupt, K. 1998. *A photographic guide to snakes and other reptiles of Peninsular Malaysia, Singapore and Thailand*. Londres, RU: New Holland.
- Das, I. 2010. *Field guide to the reptiles of South-East Asia*. Londres, RU: New Holland Publishers Ltd.
- De Haas, C. P. J. 1941. Some notes on the biology of snakes and on their distribution in two districts of West Java. *Treubia*, 18 (2), p.327-375.
- De Lang, R. y Vogel, G. 2006. The snakes of Sulawesi. En: Vences, M., Köhler, T. y Böhme, W. (eds.), *Proceedings of the 13th Congress of the Societas Europaea Herpetologica*, 2006, Herpetologia Bonnensis II, p.35-38.
- Duckworth, J. W., Salter, R. E. y Khounbolin, K. 1999. *Wildlife in Lao PDR: 1999 status report*. Vientiane, Lao PDR: IUCN, Wildlife Conservation Society, Centre for Protected Areas and Watershed Management.
- Dueve, J. 1970. Serpentes du Laos. *Mémoire O.R.S.T.O.M* No. 39. Paris.
- DWNP. 2006. *2006 Annual Report*. Kuala Lumpur, Malasia: Department of Wildlife and National Parks Peninsular Malaysia.
- DWNP. 2007. *2007 Annual Report*. Kuala Lumpur, Malasia: Department of Wildlife and National Parks Peninsular Malaysia.

- DWNP. 2009. *Law and enforcement*. [En línea]. Disponible en: [http://www.wildlife.gov.my/webpagev4\\_en/bhg\\_ukkPenguatkuasaan.html](http://www.wildlife.gov.my/webpagev4_en/bhg_ukkPenguatkuasaan.html) [Descargado: 15 de julio, 2013].
- Erdelen, W. 1998. Trade in lizards and snakes in Indonesia: bio-geography, ignorance, and sustainability. Erdelen, W. (ed.). *Conservation, trade and sustainable use of lizards and snakes in Indonesia - Mertensiella*, 9, Rheinbach, Alemania, p.69–83.
- Filipinas. 2004. *Administrative order No. 2004-15 establishing the list of terrestrial threatened species and their categories, and the list of other wildlife species pursuant to Republic Act No. 9147, otherwise known as the Wildlife Resources Conservation and Protection*.
- Grismer, J., Grismer, L., Das, I., Yaakob, N., Liat, L., Leong, T., Youmans, T. y Kaiser, H. 2004. Species diversity and checklist of the herpetofauna of Pulau Tioman, Peninsular Malaysia, with a preliminary overview of habitat utilization. *Asiatic Herpetological Research*, 10 (1990), p.247–279.
- Grismer, L. L., Neang, T., Chav, T. y Grismer, J. L. 2008a. Checklist of the amphibians and reptiles of the Cardamom region of southwestern *Cambodian Journal of Natural History*, 2008 (1), p.12–28.
- Grismer, L. L., Neang, T., Chav, T., Wood Jr, P. L., Oaks, J. R., Holden, J., Grismer, J. L., Szutz, T. R. y Youmans, T. M. 2008b. Additional amphibians and reptiles from the Phnom Samkos Wildlife Sanctuary in northwestern Cardamon Mountains, Cambodia, with comments on their taxonomy and the discovery of three new species. *The Raffles Bulletin of Zoology*, 56 (1), p.161–175.
- Grismer, L. L., Onn, C. K., Grismer, J. L., Wood, P. L. y Norhayati, A. 2010. A checklist of the herpetofauna of the Banjaran Bitang, Peninsular Malaysia. *Russian Journal of Herpetology*, 17 (2), p.147–160.
- Grismer, L. L., Youmans, T. M., Wood, P. L., Ponce, A., Wright, S. B., Jones, B. S., Johnson, R., Sanders, K. L., Gower, D. J. y Yaakob, N. S. 2006. Checklist of the herpetofauna of Pulau Langkawi, Malaysia, with comments on taxonomy. *Hamadryad*, 30 (1/2), p.61–74.
- Groombridge, B. y Luxmoore, R. 1991. *Pythons in South-East Asia: A review of distribution, status and trade in three selected species*. Ginebra, Suiza: Secretaría CITES.
- Harman, A. J. E. 1961. A collection of snakes from Singapore. *Malayan Nature Journal*, 15, p.181–183.
- Hvass, H. 1975. *Reptiles and amphibians of the world*. Londres, RU: Methuen & Co Ltd.
- Iskandar, D. T. y Erdelen, W. R. 2006. Conservation of amphibians and reptiles in Indonesia: issues and problems. *Amphibian and Reptile Conservation*, 4 (1), p.60–87.
- Johnson, A., Singh, S., Dongdala, M. y Vongsa, O. 2003. *Wildlife hunting and use in the Nam Ha National Protected Area: Implications for rural livelihoods and biodiversity conservation*. Vientiane, Lao PDR: Wildlife Conservation Society.
- Kasterine, A., Arbeid, R., Caillabet, O. y Natusch, D. 2012. *The trade in south-east asian python skins*. Ginebra, Suiza: International Trade Centre.
- Keogh, J. S., Barker, D. G. y Shine, R. 2001. Heavily exploited but poorly known: systematics and biogeography of commercially harvested pythons (*Python curtus* group) in Southeast Asia. *Biological Journal of the Linnean Society*, 73 (1), p.113–129.
- Leviton, A.E. 1963. Remarks on the zoogeography of Philippine terrestrial snakes. *Proceedings of the California Academy of Sciences 4<sup>th</sup> series*. 31 (15). p.369–416
- Lim, K. K. P. y Lim, L. J. 1999. The terrestrial herpetofauna of Pulau Tioman, Peninsular Malaysia. *The Raffles Bulletin of Zoology*, Supplement, p.131–155.
- Luiselli, L., Bonnet, X., Rocco, M. y Amori, G. 2012. Conservation implications of rapid shifts in the trade of wild African and Asian pythons. *Biotropica*, 44, p.569–573.
- Luxmoore, R., Groombridge, B. y Broad, S. 1988. *Significant trade in wildlife: A review of selected species in CITES Appendix II, Vol. 2. Reptiles and invertebrates*. Gland, Suiza:UICN.
- Martin, E. B. y Phipps, M. 1996. A review of the wild animal trade in Camboya. *TRAFFIC Bulletin*, 16 (2), p.45–60.
- McDiarmid, J. W., Campbell, J. A. y Toure, T. A. 1999. *Snake species of the world: a taxonomic and geographic reference. Volume 1*. Washington D.C., EEUU: Herpetologists' League.
- Ministry of Science Technology and Environment. 1992. *Red Data Book of Viet Nam*. Vol. 1. Hanoi, Viet Nam: Animals, Science and Technology Publishing House.
- Nash, S. V. 1997. *Fin, feather, scale and skin: observations on the wildlife trade in Lao PDR and Viet Nam*. Petaling Jaya, Selangor, Malaysia: TRAFFIC Sudeste asiático.

- Natusch, D. 2013. Daniel Natusch (IUCN/SSC BPSG member) com. pers. a UNEP-WCMC 21/07/2013.
- Nguyen, Q. T. 2006. Herpetological collaboration in Viet Nam. En: Vences, M., Köhler, J., Ziegler, T. y Böhme, W. (eds.), *Proceedings of the 13th Congress of the Societas Europaea Herpetologica*, 2006, *Herpetologia Bonnensis II*, p.233–240.
- O’Shea, M. 2007. *Boas and pythons of the world*. Londres, RU: New Holland.
- O’Shea, M. 2011. *Boas and pythons of the world*. Londres, RU: New Holland.
- Riquier, M. A. 1998. Status, population biology and conservation of the water monitor (*Varanus salvator*), the reticulated python (*Python reticulatus*), and the blood python (*Python curtus*) in Sumatra and Kalimantan, Indonesia - project report Kalimantan. *Conservation, trade and sustainable use of lizards and snakes in Indonesia - Mertensiella*, 9, Rheinbach, Alemania, p.119–129.
- Saint-Girons, H. 1972. Les Serpentes du Cambodge. *Mémoires du Muséum national d'histoire naturelle*. 74. Paris.
- Sang, N. V, Cuc, H. T. y Truong, N. Q. 2009. *Herpetofauna of Viet Nam*. Frankfurt am Main, Germany: Edition Chimaira.
- Scheffers, B. R., Corlett, R. T., Diesmos, A. y Laurance, W. F. 2012. Local demand drives a bushmeat industry in a Philippine forest preserve. *Tropical Conservation Science*, 5 (2), p.133–141.
- SFC. 2006. Protected species in Sarawak. *Sarawak Forestry Corporation*. [En línea]. Disponible en: <http://www.sarawakforestry.com/> [Descargado: 26 de julio, 2013].
- Shepherd, C. R., Sukumaran, J. y Wich, S. A. 2004. *Open season: An analysis of the pet trade in Medan, Sumatra 1997-2001*. Petaling Jaya, Selangor, Malaysia: TRAFFIC Sudeste asiático.
- Shine, R., Ambariyanto, Harlow, P. S. y Mumpuni. 1999. Reticulated pythons in Sumatra: biology, harvesting and sustainability. *Biological Conservation*, 87 (3), p.349–357.
- Shine, R., Harlow, P. S., Keogh, J. S. y Boeadi. 1998. The allometry of life-history traits: insights from a study of giant snakes (*Python reticulatus*). *Journal of the Zoological Society of London*, (244), p.405–414.
- Singh, S. 2008. Contesting moralities: the politics of wildlife trade in Lao PDR. *Journal of Political Ecology*, 15, p.1–20.
- Srikosamatara, S., Siripholdej, B. y Suteethorn, V. 1992. Wildlife trade in Lao PDR and between Lao PDR and Thailand. *Natural History Bulletin of the Siam Society*, 40 (1), p.1–47.
- Stidworthy, J. 1969. *Snakes of the world*. Londres, RU: Hamlyn Publishing Group Ltd.
- Stuart, B. 1998. *A survey of amphibians and reptiles in Phou Louey National Biodiversity Conservation Area, Houaphanh Province, Lao PDR*. Vientiane, Lao PDR: Wildlife Conservation Society.
- SWD. 1997. *Wildlife Conservation Enactment 1997*. Kota Kinabalu, Malaysia: Sabah Wildlife Department.
- Sworder, G. H. 1922. A list of the snakes of Singapore Island. *Singapore Naturalist* 1(2), p.55-73
- Szyndlar, Z. y Nguyen, V. S. 1996. Terrestrial snake fauna of Viet Nam: Distributional records. *The Snake*, 27 (2), p.91–98.
- Thomson, J. 2008. *Captive breeding of selected taxa in Cambodia and Viet Nam: A reference manual for farm operators and CITES Authorities*. Ha Noi, Viet Nam: TRAFFIC Sudeste asiático, Programa del Gran Mekong.
- TRAFFIC. 2010. *TRAFFIC Bulletin seizures and prosecutions, March 1997-December 2010*. Cambridge, RU: TRAFFIC International.
- TRAFFIC. 2011. *Singapore incinerates seized reptile skins from Indonesia*. 31 de agosto. [En línea]. Disponible en: <http://www.traffic.org/home/2011/8/31/singapore-incinerates-seized-reptile-skins-from-indonesia.html> [Descargado: 16 de julio, 2013].
- Van, N. D. N. y Tap, N. 2008. *An overview of the use of plants and animals in traditional medicine systems in Viet Nam*. Ha Noi, Viet Nam: TRAFFIC Sudeste asiático, Programa del Gran Mekong.
- Venkataraman, B. 2007. *A matter of attitude: The consumption of wild animal products in Ha Noi, Viet Nam*. Ha Noi, Viet Nam: TRAFFIC Sudeste asiático, Programa del Gran Mekong.
- Viet Nam. 2006a. *Decree No. 32/2006/ND-CP of March 30, 2006, on Management of Endangered, Precious and Rare Forest Plants and Animals*.
- Viet Nam. 2006b. *Decree No. 82/2006/ND-CP of August 10, 2006, on management of export, import, re-export, introduction from the sea, transit, breeding, rearing and artificial propagation of endangered species of precious and rare wild fauna and flora*.

*Python reticulatus*

- Webb, G. J. W., Manolis, C. y Jenkins, R. W. G. 2012. *Improving international systems for trade in reptile skins based on sustainable use*. New York, EEUU: UNCTAD BioTrade Initiative.
- Webb, G. J. W., Manolis, S. C. y Jenkins, H. 2000. *Sustainability of reticulated python (*Python reticulatus*) harvest in Indonesia: A discussion of issues*. Asian Conservation and Sustainable Use Group.
- WWF y TRAFFIC. 2012. *Most commonly traded protected animal species in Viet Nam*. Ha Noi, Viet Nam: WWF y TRAFFIC Sudeste asiático, Programa del Gran Mekong.

**Podocnemis unifilis Troschel, 1848: Brasil, Ecuador, Perú, Surinam, Venezuela (República Bolivariana de)**

Podocnemididae, Tortuga de Río de Manchas Amarillas

**Selección para el Examen de Comercio Significativo**

*Podocnemis unifilis* fue seleccionada para su inclusión en el Examen de Comercio Significativo como una especie prioritaria para examen en la 25ª reunión del Comité de Fauna (Acta Resumida AC25) basándose en la información presentada en el AC25 Doc. 9.6. tanto en 2008 como en 2009, *P. unifilis* fue identificada como una especie que cumple los criterios de comercio de alto volumen para una especie globalmente amenazada o casi amenazada y mostró un aumento agudo en su comercio comparado con el promedio de los cinco años anteriores (AC25 Doc. 9.6). En la 26ª reunión del AC, se habían recibido respuestas desde Colombia, Guyana y Perú (AC26 Doc. 12.3). El estado Plurinacional de Bolivia (en lo sucesivo denominada como Bolivia), Brasil, Ecuador, Perú, Surinam y la República Bolivariana de Venezuela (en lo sucesivo denominada como Venezuela) fueron retenidos en la revisión (Acta Resumida AC26). Tras la 26ª reunión del AC, Bolivia fue retirada del proceso sobre la base de no tener comercio durante los últimos 10 años, con el acuerdo de, y en colaboración con, el AC.

**A. Resumen**

**Resumen de las recomendaciones para *Podocnemis unifilis*.**

Resumen general		
Estado del rango de distribución	Categoría provisional	Resumen
		Especie distribuida ampliamente, con un rango de distribución total de hasta 7 millones km <sup>2</sup> . Clasificada como Vulnerable en la Lista Roja de la UICN. Al menos común localmente pero con disminuciones poblacionales registradas en muchas áreas.
Brasil	Preocupación Menor	Bajos niveles de comercio durante 2002-2011 de especímenes de origen silvestre; no se registró comercio con fines comerciales. Está prohibida la exportación de especímenes de origen silvestre con fines comerciales. Generalizada pero con poblaciones en disminución. Con base en los bajos niveles de comercio, clasificada como de Preocupación Menor.
Ecuador	Preocupación Menor	Se registró el comercio de un espécimen de origen silvestre con fines científicos en 2008, y la AA CITES confirmó que la especie no es recogida con fines comerciales. Se distribuye en el oriente de Ecuador, y está clasificada como Vulnerable en la Lista Roja nacional. Con base en el comercio muy bajo, clasificada como de Preocupación Menor.
Perú	Preocupación Menor	Niveles muy altos de comercio durante 2002-2011, principalmente de individuos vivos procedentes de criaderos, con tendencia al alza. Se informó sobre un posible exceso en la cuota en 2009 (procedentes de criaderos). Las exportaciones de origen silvestre están prohibidas, sin embargo los países importadores registraron en 2007 la exportación de 1500 individuos vivos de origen silvestre. Parece generalizada, pero clasificada como Amenazada en la Lista Roja nacional. Se informaron disminuciones en su población en algunas áreas. Existe información detallada disponible sobre la administración de criaderos

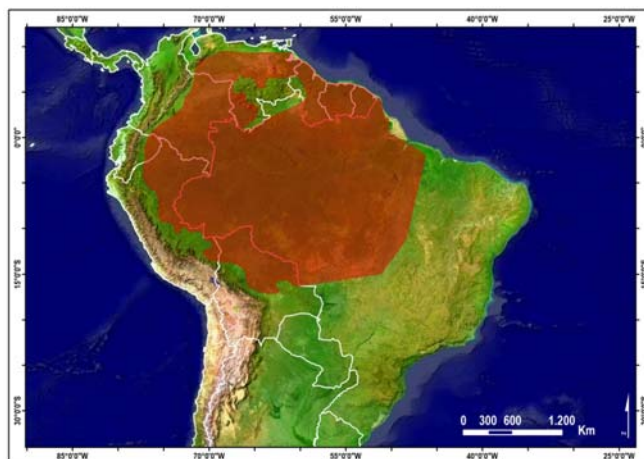
		y el seguimiento de las poblaciones explotadas. Por lo tanto, clasificada como de Preocupación Menor.
Surinam	Preocupación Menor	Se registró el comercio de ocho y diez especímenes de origen silvestre vivos en 2002 y 2005, respectivamente. Aparentemente raras y la extracción de ejemplares jóvenes para el comercio de mascotas fue considerada una amenaza importante. Sin embargo, con base en el comercio muy bajo, clasificada como de Preocupación Menor.
Venezuela (República Bolivariana de)	Preocupación Menor	Se reportaron niveles de comercio moderados en 2002-2012 principalmente de individuos vivos, de criaderos y reproducidos en cautividad. Se informó sobre el seguimiento a las operaciones de los criaderos; no se otorgaron licencias para criaderos durante 2010-2012. Generalizada y al menos abundante localmente. Clasificada como Vulnerable en la Lista Roja nacional con una tendencia a la disminución de su población, aunque la AA CITES informó la recuperación de la población en algunas áreas. Con base en la no comercialización de individuos de origen silvestre con fines comerciales, clasificada como de Preocupación Menor.

## B. Generalidades de la especie

**Nota taxonómica:** Fritz y Havaš (2007) (CITES Referencia estándar para Testudíneos) y Bickham *et al.* (2007) observaron que se había usado *Emys cayennensis* como un sinónimo de *Podocnemis unifilis* así como de *P. erythrocephala*, y consideraron *P. unifilis* como el nombre válido. Bonin *et al.* (2006) trataron la especie como *P. cayennensis*.

**Biología:** *P. unifilis* es una tortuga acuática suramericana que habita en grandes ríos y lagos principalmente (Bonin *et al.*, 2006), pero también en selvas inundadas, pantanos y lagunas (Ojasti, 1996). La especie tiene una longitud de caparazón de hasta 50 cm (Barrio-Amorós, 2004).

Se considera que la edad de madurez de la hembra varía entre 4 y 15 años (Ojasti, 1996). La temporada de la época reproductiva generalmente se sobrepone con la época seca (Almeida *et al.*, 2005). Las hembras por lo común desovan durante la noche en los bancos expuestos de los ríos (Hernández *et al.*, 2010b), frecuentemente en grupos pequeños (Bonin *et al.*, 2006). Pritchard (1979) y Soini (1996) informaron que la especie era capaz de reproducirse varias veces al año, y Bonin *et al.* (2006) consideraron común dos posturas por temporada; sin embargo, Ojasti (1996) observó que no había una evidencia clara para confirmarlo, y Moll y Moll (2004) señalaron que la evidencia disponible sugiere una sola nidada anual. El tamaño promedio de la nidada es de 15-25 huevos (Pritchard, 1979; Almeida *et al.*, 2005), sin embargo se han informado nidadas de hasta 40 huevos (Almeida *et al.*, 2005; Hernández *et al.*, 2010b). Se informó que el número de huevos aumentaba con el tamaño de la hembra (Escalona 2010), y el sexo de las crías era determinado por la temperatura de incubación (Hernández *et al.*, 2010b). Vanzolini (2003) informó que el éxito de la eclosión era de más del 90 por ciento de los huevos en nidos no alterados.



**Figura 10. Distribución global de la *Podocnemis unifilis*.** (Fuente: V. Uhlig, NGeo-RAN/ICMBio, 2012; el polígono representa puntos de observación en Brasil; otros países de Rueda-Almonacid *et al.*, 2007).

**Distribución general y estado:** Se consideró que *P. unifilis* estaba generalizada (Hernández *et al.*, 2010b), su rango de distribución cubre la cuenca del Caribe y los tributarios del Alto Amazonas (Moll y Moll, 2004; Ernst *et al.*, 2013) (Figura 10). Uetz (2013) informó una posible presencia en Trinidad y Tobago y poblaciones introducidas en la Florida. Con base en un estudio utilizando micro satélites, Escalona *et al.* (2009) sugirieron que las poblaciones de las cuencas del Amazonas y del Orinoco representan linajes genéticamente diferentes.

Buhlmann *et al.* (2009), utilizando mapas de rango de distribución proyectado, estimaron que su extensión total era de 7.184.705 km<sup>2</sup>. Con base en los inventarios realizados a lo largo de la cuenca del Amazonas, Norris *et al.* (2011) estimaron abundancias máximas de 2-20 de *P. unifilis*/km de río.

*P. unifilis* fue clasificada como Vulnerable en la Lista Roja de la UICN, sin embargo se consideró que esta evaluación requiere de actualización (Grupo Especialista en Tortugas y Tortugas de Agua Dulce, 1996). Groombridge (1982) consideró a la especie como “aún relativamente común en unas cuantas áreas pero agotada localmente”, mientras que Johns (1987) observó que en muchas áreas, las poblaciones de *P. unifilis* eran tan bajas que “la extinción está a la vista”. Ojasti (1996) consideró que la especie era “relativamente común en los ríos más remotos”. Sin embargo, los estudios recientes confirman una disminución en la población. Escalona *et al.* (2009) encontraron evidencia genética de una “disminución considerable reciente de la población” en diez localidades, y Escalona (2010) estimó que las poblaciones habían disminuido al menos en un 80 por ciento durante 2000-2010. Mittermeier *et al.* (2010) observaron que la especie había desaparecido de algunas playas donde anteriormente había anidado.

**Amenazas:** Se consideró que la sobreexplotación era la principal amenaza (Groombridge, 1982; Johns, 1987; Conway-Gómez, 2007; Escalona, 2010; Mittermeier *et al.*, 2010; Pineda-Catalán *et al.*, 2012). La evidencia histórica indica una alta sobreexplotación de *Podocnemis* spp. de Suramérica (Moll y Moll, 2004), que lleva a una rápida disminución de la población de la especie más grande *P. expansa* y a la presión del aumento de la caza de *P. unifilis* (Escalona y Fa, 1998; Bock *et al.*, 2001; Caputo *et al.*, 2005). *P. unifilis* es cazada por su carne y huevos (Bonin *et al.*, 2006; Franklin, 2007). Forma gran parte de la dieta local a lo largo de los ríos Amazonas y Orinoco (Ojasti, 1996), y es una gran fuente de ingresos (Kemeny y Pezzuti, 2007). Durante la época de reproducción, las hembras que están anidando son capturadas manualmente en la playa, y en otras oportunidades son capturadas utilizando anzuelos o carnadas de frutas, y otros artículos de pesca (Ojasti, 1996; Moll y Moll, 2004).

Bonin *et al.* (2006) observaron que *P. unifilis* fue previamente capturada en grandes números para el comercio de mascotas, y Weaver (1973, en Moll y Moll, 2004) informó que decenas de miles de crías eran transportadas al mercado de mascotas durante los 1960s-1970s, anotando que las tasas de mortalidad durante su transporte eran muy altas en algunas oportunidades. Sin embargo, se consideró que el comercio de mascotas había disminuido durante comienzos de los 2000s como resultado de regulaciones más estrictas (Bonin *et al.*, 2006). Altherr y Freyer (2001) consideraron a *P. unifilis* “como no apropiada para la cría privada” debido a los requisitos específicos de su hábitat y a la alta mortalidad en cautiverio.

Escalona (2010) consideró la destrucción del hábitat como una amenaza significativa, y Vanzolini (2003) observó que la especie era sensible al represamiento de los ríos para proyectos hidroeléctricos.

**Generalidades del comercio y la gestión:** *P. unifilis* fue enlistada en el Apéndice II de CITES el 01/07/1975.

Según se informa, los criaderos y granjas comerciales fueron establecidos en varios países para producir crías para el comercio de mascotas e individuos maduros para el consumo como alimento (Moll y Moll, 2004). Moll y Moll (2004) advirtieron que aunque los esfuerzos de su reproducción en cautiverio podrían reducir la presión sobre las poblaciones silvestres, los individuos que se escapasen podrían tener impactos negativos en las poblaciones silvestres. Páez y Bock (2004) sugirieron que debido a las lentas tasas de crecimiento de *P. unifilis*, su cría en cautiverio podría no ser viable económicamente, y Fachín-Terán *et al.* (2004) señalaron que las condiciones socioeconómicas y ecológicas que prevalecen limitan el éxito de los criaderos en muchas áreas.

Se sugirió que la recolección e incubación artificial de huevos era un medio eficiente para conservar a las poblaciones anidantes (Ortega *et al.*, 1998; Fachín Terán y von Mülhen, 2003), y la conservación de *P. unifilis* está comúnmente enfocada hacia la protección de las playas clave de anidación y/o reubicando los huevos para protegerlos de las inundaciones y depredadores (Bock *et al.*, 2001). Bock *et al.* (2001) advirtieron que los proyectos de relocalización de las crías pueden interferir con el comportamiento migratorio de la especie.

### C. Examen por País:

#### BRASIL

**Distribución en el País Evaluado:** La presencia de la especie en Brasil fue confirmada por el Grupo Especialista en Tortugas y Tortugas de Agua Dulce (1996), Fritz y Havaš (2007) y Bérnils y Costa (2012). Bonin *et al.* (2006) informaron que la distribución de *P. unifilis* cubre la Cuenca del Amazonas Brasileño, llegando cerca del mar, y Moll y Moll (2004) informaron que ésta se encuentra en los ríos Guaporé (Brasil occidental), Trombetas (norte de Brasil) y Tapajós (Brasil oriental).

**Tendencias y estatus de la población:** Scabin *et al.* (2010) consideraron el estatus de las tortugas de río de Brasil como de “alta preocupación”, señalando que el estatus de la población de *P. unifilis* no es bien conocida. En 1985, se informó que la especie era común en algunas áreas, pero las poblaciones estaban disminuyendo y siendo sobreexplotadas (Johns, 1987). Fachín Terán *et al.* (2004) informaron que *P. unifilis* era históricamente abundante en la Reserva de Desarrollo Sostenible Mamirauá, pero que las entrevistas con los habitantes locales realizada en 1996-1997 reveló que las poblaciones habían “disminuido drásticamente” debido a la caza. Bonin *et al.* (2006) observaron extirpaciones locales como resultado de la caza.

Scabin *et al.* (2010) realizaron conteos en once lagos desde octubre de 2009 hasta octubre de 2010 utilizando cuatro redes de trasmallo para recoger, marcar y recapturar a las tortugas de río. Durante los conteos se capturaron 53 individuos de *P. unifilis*, pero no se recapturó a ninguno (Scabin *et al.*, 2010).

**Amenazas:** Se informó que *P. unifilis* se cazaba comúnmente como alimento y era también ampliamente vendida en los mercados (Torres, 1992; Fachín Terán *et al.*, 2004). Johns (1987) informó que en Tefé (noroccidente de Brasil) estaban siendo vendidas grandes cantidades de carne y huevos y observó que las hembras de *P. unifilis* alcanzaban particularmente altos precios. Más recientemente, Fachín Terán *et al.* (2004) informaron que la especie continuaba siendo cazada en los ríos adyacentes Tefé, Japurá y Juruá para los mercados en Tefé.

Los estudios realizados en la Reserva Extractora del Río Unini (nororiente de Brasil) por Scabin *et al.* (2010) durante 2009-2010 y en la Reserva de Desarrollo Sostenible Mamirauá (noroccidente de Brasil) durante 1996-1998 por Fachín-Terán *et al.* (2004) y en la misma localidad en 2005 por Lopes *et al.* (2012) sugirieron que la explotación por las comunidades



locales podría ser insostenible. Scabin *et al.* (2010) observaron que la extracción intensiva y no regulada puede conducir a la extirpación local, y Fachín-Terán *et al.* (2004) informaron que la especie estaba siendo capturada ilegalmente en grandes cantidades. Lopes *et al.* (2012) la consideraron como una de las especies más frecuentemente cazadas.

En Brasil, el género, en su conjunto, ha sido considerado susceptible a la destrucción de los nidos debido al dragado de ríos (Rodrigues, 2005), con la falta de lugares para anidar que algunas veces lleva a la postura de huevos en claros agrícolas con alta vulnerabilidad de depredación (Almeida *et al.*, 2005).

**Comercio:** Se han recibido los informes anuales CITES de Brasil para todos los años 2002-2011. Brasil no ha publicado ninguna cuota de exportación para *P. unifilis*. De acuerdo a la información en la Base de Datos de Comercio CITES, las exportaciones directas desde Brasil durante 2002-2012 consistieron principalmente de cuerpos de origen silvestre y especímenes comercializados con fines científicos, la mayoría de los cuales no fueron confirmados por país el importador (Tabla 1). El principal país importador fue Estados Unidos. Las exportaciones indirectas de *P. unifilis* originaria de Brasil durante 2002-2012 consistieron de números pequeños de caparazones y tallas comercializados con fines educativos en 2004-2005.

**Tabla 1. Exportaciones directas de *Podocnemis unifilis* desde Brasil, 2002-2011. Todo el comercio fue de origen silvestre. (Aún no se ha recibido el informe anual de 2012; no se registró comercio en 2006 ó 2012.)**

Término	Propósito	Informado por	2002	2003	2004	2005	2007	2008	2009	2010	2011	Total
especímenes	S	Importador					150			3		153
		Exportador	41			150					16	207
cuerpos	S	Importador										
		Exportador					150	150	40	3	92	435
caparazón	E	Importador										
		Exportador		1		2						3
	S	Importador									18	18
tallas	E	Importador			2							2
		Exportador										
cráneos	E	Importador										
		Exportador		1								
no especificados	E	Importador										
		Exportador				1						

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, UNEP-World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, Reino Unido

La Autoridad Administrativa CITES de Brasil (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) confirmó que no se habían emitido permisos para la exportación de la especie con fines comerciales entre 1975 y 2012. R. Vogt (com. pers. a UNEP-WCMC, 2013) dijo que no había evidencia de comercio ilegal y la AA CITES de Brasil (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) confirmó que no fueron registradas exportaciones ilegales.

**Gestión:** *P. unifilis* no está incluida en la lista de especies amenazadas de extinción (Orden No. 1.522 de 1989, modificada por la Orden No. 45-N de 1992 y la Orden No. 062 de 1997) (IBAMA, 1989), pero toda caza y comercio de animales y sus huevos, sin las licencias apropiadas, están prohibidos bajo la Ley de Crímenes Ambientales desde 1999 (Brasil, 1999). La AA CITES de Brasil (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) declaró que la extracción de la especie de su estado silvestre con fines comerciales está prohibida, pero observó que no está regulado el uso de especímenes de procedentes de criaderos con fines comerciales.

También se informó que la exportación con fines comerciales está permitida para las fuentes C o F (AA CITES de Brasil, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013). Mittermeier *et al.* (2010) informaron que el gobierno brasilero ha fomentado la crianza en criaderos de *Podocnemis* spp., y puso en vigencia normas que prohíben la caza de individuos silvestres. Se han establecido programas para suministrar *P. unifilis* a los criaderos para su crianza, sin embargo, se recomendó que debe evaluarse la sostenibilidad a largo plazo de estos programas (Mittermeier *et al.*, 2010). La Orden No 142/92 de 1992 regula la reproducción de *P. unifilis* con fines comerciales, y enumera los requisitos que un criadero necesita cumplir para obtener una licencia para la reproducción de la especie (IBAMA, 1992).

Sin embargo, Scabin *et al.* (2010) afirmaron que las prohibiciones de extracción de origen silvestre “no eran seguidas”, y observaron que la inspección de barcos que transportan tortugas era un reto, especialmente en la Amazonia brasilera que cubre un área muy grande. Se informó que la extracción ilegal de quelonios era particularmente común a lo largo del Río Purus (Kemenes y Pezzuti, 2007). Fachín Terán *et al.* (2004) pidieron una mayor participación de la Agencia Brasilera para el Medio Ambiente y Recursos Naturales Renovables (IBAMA) en la inspección y monitoreo del comercio de tortugas.

#### ECUADOR

**Distribución en el País Evaluado:** Se confirmó su presencia en Ecuador (Grupo Especialista en Tortugas y Tortugas de Agua Dulce, 1996; Bonin *et al.*, 2006), y Fritz y Havaš (2007) registraron a la especie en el oriente de Ecuador. *P. unifilis* fue observada en conteos realizados a lo largo del río Tiputini en la Provincia de Orellana (oriente de Ecuador) entre 1997-2001 (Cisneros-Heredia, 2006), y también a lo largo de la cuenca del río Aguarico (oriente de Ecuador) (Townsend *et al.*, 2005). No fue observada durante un conteo de 1.117 horas de esfuerzo durante 1986-2007 en la reserva Jatun Sacha en el oriente de Ecuador (Vigle, 2008).

**Tendencias y estado de la población:** *P. unifilis* fue clasificada como ‘Vulnerable’ en la Lista Roja de Reptiles de Ecuador en 2005 (Rodríguez-Guerra, 2012). La AA CITES de Ecuador (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) informó que el tamaño total de la población era desconocido, aunque se han realizado estudios en algunas áreas. Cisneros-Heredia (2006) la consideraron como “la tortuga más observada” a lo largo del Río Tiputini, anotando que “se observaron con frecuencia grupos de hasta 12 individuos adultos o jóvenes”. Sin embargo, disminuciones en la población en la cuenca del río Aguarico han sido observadas por Townsend *et al.* (2005) y Caputo *et al.* (Caputo *et al.*, 2005).

**Amenazas:** La sobreexplotación de huevos y animales para carne han sido consideradas como la principal amenaza (AA CITES de Ecuador, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013). Un estudio realizado en el Río Aguarico por Caputo *et al.* (2005) encontró que la inundación había destruido más del 60 por ciento de los nidos.

**Comercio:** No se han recibido aún los informes anuales CITES de Ecuador para los años 2006, 2011 o 2012. Ecuador no ha publicado cuotas de exportación para *P. unifilis*. Según los datos en la Base de Datos de Comercio CITES, Ecuador no ha registrado ninguna exportación directa de la especie durante 2002-2012. El comercio directo registrado por los países importadores consistió de un espécimen de origen silvestre comercializado con fines científicos en 2008. No se registraron exportaciones indirectas de *P. unifilis* procedentes de Ecuador durante 2002-2012. La AA CITES de Ecuador (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) confirmó que no hubo exportaciones autorizadas con fines comerciales desde Ecuador.

**Gestión:** La AA CITES de Ecuador (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) confirmó que *P. unifilis* no estaba siendo extraída con fines comerciales de exportación. Se informó que se encontraba

en el Parque Nacional Yasuní Parque Nacional (oriente de Ecuador) (Bass *et al.*, 2010). Se informó que los programas de seguimientos apoyados por las comunidades mostraban un aumento en *P. unifilis* como resultado de la veda de caza de adultos, la regulación de la recolección de huevos y la crianza de las recién nacidas (Townsend *et al.*, 2005).

PERÚ

**Distribución en el País Evaluado:** Iverson (1992) y Fritz y Havaš (2007) confirmaron la presencia de la especie en el nororiente Perú. Sobre la base en registros anteriores, Ferronato y Morales (2012) informaron sobre su presencia en las regiones de Loreto (norte de Perú), Ucayali, Madre de Dios (oriente de Perú), Huánuco y Pasco (centro de Perú), y la AA CITES de Perú (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) informó que también se encontraba en Amazonas y San Martín (norte de Perú). Ferronato *et al.* (2011) informaron sobre su presencia en Pasco (centro de Perú), y Tropical Rainforest Coalition (2004) informó que la especie se encontró en el río Manu (oriente de Perú).

**Tendencias y estado de la población:** *P. unifilis* fue clasificada como ‘Amenazada’ en la Lista Roja peruana (Pulido, 1991) y Tropical Rainforest Coalition (2004) informaron que la especie estaba enfrentando una “enorme reducción” en Perú. Yallico y Suarez de Freitas (1995) indicaron que el Parque Nacional Manú (suroriente Perú) hospedó a las “últimas poblaciones buenas” de *P. unifilis* que estaban “en peligro de extinción”, y Pineda-Catalán *et al.* (2012) observaron que pescadores cerca de Iquitos (nororiente Perú) estaban informando que *P. unifilis* se estaba volviendo más difícil de capturar, indicando una declinación en la población. Soini (1996) consideró que la especie era escasa en las áreas donde se había capturado intensamente, pero abundante a lo largo del río Pacaya (Reserva Nacional Pacaya-Samiria, PSNR, nororiente de Perú), donde se informó de un mínimo de 14 hembras adultas por km de río y un promedio de 29 nidos por km de río.

Según conteos más recientes, los esfuerzos de conservación han resultado en el aumento de la población dentro de la PSNR (Murrieta y Ruiz, 2006; Sánchez *et al.*, 2006), y la AA CITES de Perú (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) confirmó que la población total dentro de la Reserva había aumentado significativamente en años recientes (AA CITES de Perú, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013). Se informó que el número de hembras ponedoras en la cuenca Yanayacu-Pucate había aumentado de menos de 500 individuos en 1994 a más de 5.000 individuos en 2009; se consideró que el aumento estaba relacionado con la implementación de planes de manejo para la especie después de 2004, con el número promedio de nidos encontrado por km por persona aumentando de 0.045 durante 1997-2004 a 0.124 durante 2005-2009 (AA CITES de Perú, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

**Amenazas:** Se consideró que la sobreexplotación es la causa principal de la disminución de la población (Yallico y Suarez de Freitas, 1995; AA CITES de Perú, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013). *P. unifilis* es cazada como alimento (Tropical Rainforest Coalition, 2004; Chirif, 2005; Ferronato y Morales, 2012), para subsistencia y fines comerciales (Soini, 1996). Soini (1996) estimó que a lo largo del Río Pacaya, más del 90 por ciento de los huevos y 200-300 hembras ponedoras eran capturados anualmente, y Kvist *et al.* (2001) informaron que miles de huevos fueron extraídos durante un período de dos meses en 1997. Los análisis genéticos realizados por Pineda-Catalán *et al.* (2012) durante 2007-2008 confirmaron que los individuos de *P. unifilis* cazados ilegalmente de la Reserva Nacional Pacaya Samiria estaban siendo vendidos en los mercados de Iquitos.

La pérdida del hábitat para anidamiento fue considerada como una amenaza adicional (AA CITES de Perú, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013). La AA CITES de Perú (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) consideró que el comercio internacional no representa una amenaza significativa para la especie en Perú.

**Comercio:** No se han recibido aún los informes anuales CITES de Perú para los años 2006 o 2012. Perú publicó una cuota de exportación anual de 13 810 especímenes procedentes de criaderos en 2008 y 2009. Según los datos en la Base de Datos de Comercio CITES, parece que la cuota fue excedida en 2009, según los datos registrados tanto por el país exportador (22.608 especímenes vivos procedentes de criaderos) como los registrados por los países importadores (18.734 especímenes vivos procedentes de criaderos). El comercio en 2008 estuvo dentro de la cuota de acuerdo a los datos registrados tanto por los países exportadores como importadores (10.272 y 7.104 especímenes vivos procedentes de criaderos, respectivamente).

Las exportaciones directas de *P. unifilis* desde Perú durante 2002-2012 consistieron principalmente de especímenes vivos comercializados con fines comerciales, la mayoría de los cuales provenían de criaderos (Tabla 2). El comercio de especímenes de criaderos fue únicamente declarado desde 2007 en adelante, y alcanzó su máximo en 2011. Todo el comercio de especímenes reproducidos en cautiverio se llevó a cabo antes de 2004, mientras que todo el comercio de especímenes de origen F fue declarado desde 2005 en adelante. También se informó sobre números pequeños de huevos y cuerpos decomisados/confiscados. El principal país importador fue Hong Kong, SAR.

La AA CITES de Perú (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) informó sobre la autorización de exportaciones desde criaderos, con cifras crecientes de 3.160 en 2008 a 15.266 en 2011 (18.585 en 2012) y las exportaciones desde la Reserva Nacional Pacaya-Samiria aumentaron de 8.672 en 2008 a 61 540 en 2011 (109.983 en 2012). Esto se refleja en el fuerte incremento en el comercio de especímenes procedentes de criaderos desde 2007 a 2011 (Tabla 2).

Las exportaciones indirectas de *P. unifilis* procedentes de Perú durante 2002-2012 consistieron principalmente de individuos reproducidos en cautiverio comercializados con fines comerciales; no se realizó comercio indirecto en 2002-2003, 2005, 2008 ó 2011. En 2009, Estados Unidos informó sobre la importación de 1.000 especímenes vivos decomisados/confiscados procedentes de Perú y re-exportados vía Hong Kong, SAR.

**Tabla 2. Exportaciones directas de *Podocnemis unifilis* desde Perú, 2002-2011. (Aún no se han recibido los informes anuales de Perú para los años 2006 ó 2012; no se registró comercio en 2012.)**

Término	Fuente	Propósito	Informado por	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	Total	
vivos	W	T	Importador						1500					1500	
			Exportador												
	R	T	Importador						3518	7104	4	2394	7	87467	
			Exportador						6418	2	8	2	0	0	
	C	T	Importador	118	430	193								741	
			Exportador	145	1588	100									1833
	F	T	Importador				198	330	1657	3700	2939	2640	3475	14939	
			Exportador				249		1276	3160	8440	3640	6	32031	
	I	T	Importador		50									50	
			Exportador												
	especímenes	W	S	Importador							261				261
				Exportador								261			
cuerpos	I	P	Importador									1		1	
			Exportador												
caparazón	W	Q	Importador												
			Exportador								6				6
huevos	I	P	Importador								13			13	
			Exportador												
patas	W	S	Importador												
			Exportador												372

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, UNEP-World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, Reino Unido

**Gestión:** *P. unifilis* es clasificada como ‘Vulnerable’ bajo el Decreto 034-2004-AG (Perú, 2004). El Decreto prohíbe la caza, captura, transporte y exportación con fines comerciales sin una licencia (Perú, 2004). La AA CITES de Perú (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) informó que todas las *P. unifilis* exportadas desde Perú son producidas en criaderos autorizados o en la Reserva Pacaya-Samiria, donde existen planes de manejo apoyados en las comunidades y un dictamen de extracción no perjudicial basándose en inventarios que indican un aumento continuo de la población. La prohibición de exportaciones de especímenes de origen silvestre fue resaltada en la respuesta de Perú a la Secretaría de la CITES con respecto al proceso del Examen de Comercio Significativo (AA CITES de Perú, *in litt.* a la Secretaría de la CITES, 2011).

Los planes de manejo para el uso sostenible de *P. unifilis* en Perú incluyen la transferencia de huevos desde los lugares naturales de anidación a playas artificiales, donde un porcentaje de crías son regresadas al medio silvestre (AA CITES de Perú, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013). Se informó que se habían liberado al medio silvestre aproximadamente 1.4 millones de crías en la PSNR entre 1994 y 2012 en diferentes partes de la reserva: 628.139 en la Cuenca de Pacaya 1995-2012, 546.744 en la cuenca Yanayacu-Pucate 1994-2012, 184.548 en la cuenca del Samiria 2007-2012 y 26.848 en la cuenca del Yanayacu Grande 2010-2012 (Vásquez Ruesta *et al.*, 2013). En 2012, se informó que habían sido transferidos un total de 13.947 nidos a playas artificiales, dando como resultado 123.754 crías comercializadas y 252.292 crías devueltas al medio silvestre (Vásquez Ruesta *et al.*, 2013).

Se consideró que el régimen de manejo actual en Perú ha jugado un papel clave en la recuperación de la especie y es un ejemplo de un uso sostenible exitoso (AA CITES de Perú, *in litt.* a la Secretaría de la CITES, 2011; Vásquez Ruesta *et al.*, 2013).

Se informó que la especie se encuentra en varias áreas protegidas: Reserva de Biosfera Manú (Yallico y Suarez de Freitas, 1995), Reserva Nacional Pacaya-Samiria (Soini, 1996; Murrieta y Ruiz, 2006), en la cuenca del río Tambopata en la Reserva Nacional Tambopata y Parque Nacional Bahuaja-Sonene (ParksWatch, 2002), y la Reserva Comunal Amaraeri (ParksWatch, 2003). El Programa de Manejo y Programa de Conservación de Tortugas Cuello de Lado en el Parque Nacional Manú fue establecido para mejorar la sostenibilidad de uso por comunidades locales a través de i) reubicación de huevos desde playas de anidamiento propensas a inundación, ii) prevención de inundaciones, iii) liberación de tortugas producidas en criaderos y monitoreo de su supervivencia, y iv) establecimiento de un programa de adopción de tortugas (Tropical Rainforest Coalition, 2004).

*SURINAM*

**Distribución en el País Evaluado:** Groombridge (1982) consideraron que la población en Surinam consistía de “rezagados de los tributarios del Amazonas”. Sin embargo, Fritz y Havaš (2007) consideraron que la extensión de su distribución incluía “Cuencas caribeñas de las Guayanas”, y su presencia en el país fue confirmada por TFTSG (1996), De Ávila Pires (2005), Bonin *et al.* (2006) y Ernst *et al.* (2013). El mapa de distribución de Iverson (1992) incluye tres localidades; dos en la parte suroriente del país, y una (sin confirmar) registrada en la costa norte. Sin embargo, la AA CITES de Surinam (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) informó sobre el avistamiento de uno o dos especímenes en el río Sipaliwini (sur de Surinam) y río Nickerie (noroccidente de Surinam).

**Tendencias y estatus de la población:** *P. unifilis* fue considerada como “muy rara” en Surinam (Tropenbos, 2004; AA CITES de Surinam, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013). La AA CITES de Surinam (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) informó que durante más de 30 años de trabajo de campo en el país, solamente se localizaron tres especímenes y ningún lugar de anidamiento.

**Amenazas:** De acuerdo a la AA CITES de Surinam (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013), la extracción de adultos y huevos para alimentación, y ejemplares jóvenes para el comercio de mascotas, son las principales amenazas para la especie. La destrucción del hábitat fue considerada una amenaza adicional, pero menos importante (AA CITES de Surinam, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

**Comercio:** Se han recibido los informes anuales CITES de Surinam para todos años 2002-2011. Surinam publicó cupos de exportación para *P. unifilis* de origen silvestre cada año desde 1997 en adelante; a partir de 1999 en adelante la cuota aplicó para los especímenes vivos solamente (750 individuos en 2002 y 630 individuos cada año 2003-2013). De acuerdo a los datos en la Base de Datos de Comercio CITES, las únicas exportaciones directas de *P. unifilis* desde Surinam durante 2002-2012 consistieron de especímenes vivos de origen silvestre comercializados con fines comerciales en 2002 (ocho) y 2005 (diez), cada una declarada por los dos socios comerciales; por lo tanto, el comercio permaneció dentro de la cuota en cada año (aún no está disponible la información del comercio para 2012-2013). Además, Estados Unidos informó sobre la importación de ocho especímenes decomisados/confiscados desde Surinam en 2002. No se declararon exportaciones indirectas de *P. unifilis* procedentes de Surinam durante 2002-2011.

La AA CITES de Surinam (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) informó que no se habían realizado exportaciones desde 2002, y no se ha registrado evidencia de comercio ilegal de *P. unifilis*.

La Unión Europea suspendió el comercio de *P. unifilis* de origen silvestre desde Surinam en 1999; esta suspensión bajo el Reglamento de la Comisión (EC) No. 578/2013 del 17 junio de 2013 sigue vigente.

**Gestión:** *P. unifilis* es manejada como una ‘especie de jaula’ bajo la Ley de Caza de Surinam (AA CITES de Surinam, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013). En la zona norte de Surinam aplica un límite de captura de dos individuos (Surinam, 2012), sin embargo, la extracción de adultos y huevos para alimento no está regulada (AA CITES de Surinam, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

VENEZUELA (REPÚBLICA BOLIVARIANA DE)

**Distribución en el País evaluado:** Se informó que *P. unifilis* se encuentra ampliamente distribuida a lo largo de la cuenca del río Orinoco, así como los ríos Caura, Caroni (sur de Venezuela) y Unare (norte de Venezuela) (AA CITES de Venezuela, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013). Fritz y Havaš (2007) informaron su presencia en el sur de Venezuela, y Barrio-Amorós y Narbaiza (2008), la consideraron extendida en el Estado Amazonas (sur de Venezuela). En un estudio realizado en la parte suroriente del Estado de Cojedes en Venezuela central, Polisar *et al.* (2008) encontraron que *P. unifilis* tenía una distribución más restringida comparada con la *P. voglii*. Staton y Dixon (1977) sugirieron que probablemente se encuentra en los Llanos (praderas penetradas por el río Orinoco en el centro y suroccidente de Venezuela), aunque no la observaron durante su inventario de 11 meses en 1973-1974.

**Tendencias y estatus de la población:** La especie fue clasificada como ‘Vulnerable’ en la Lista Roja de Venezuela (Ojasti *et al.*, 2008), y se consideró que la tendencia de la población era hacia la disminución (Thorbjarnarson *et al.*, 1993; Ojasti *et al.*, 2008).

De acuerdo a La AA CITES de Venezuela (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013), las observaciones de campo indicaron que los especímenes maduros son relativamente abundantes y que no había ninguna indicación de una disminución significativa de la población. Thorbjarnarson *et al.* (1993) consideraron que *P. unifilis* era “aún abundante en muchos hábitats ribereños de tierras bajas en Venezuela”, y Escalona (2010) y Escalona y Loiselle (2003) la consideraron abundante en los hábitats ribereños del río Caura y sus tributarios. Barrio-Amorós y Narbaiza (2008) llevaron a cabo conteos y observaciones directas en cuatro expediciones en el Estado de Amazonas en 1998, concluyendo que aunque la especie era cazada como alimento en la región, ésta “mantiene alguna abundancia demográfica”. Sin embargo, Rodríguez (2001, com. pers. a Fidenci, en Fidenci, 2002) informó que “según las capturas de pesca y observaciones y personales, las poblaciones de *P. unifilis* en el Río Caura se están [...] tornando vulnerables”. Fidenci (2002) describió las poblaciones del Orinoco como “desconocidas, pero probablemente considerablemente reducidas”.

**Amenazas:** La explotación fue vista como la principal amenaza (Thorbjarnarson *et al.*, 1993; Ojasti *et al.*, 2008; Escalona, 2010; AA CITES de Venezuela, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013), siendo consumidos tanto los huevos como la carne en Amazonas (Barrio-Amorós y Narbaiza, 2008), y se consideró cultural y económicamente importante en el área del río Caura (Escalona, 2010a). La AA CITES de Venezuela (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) consideró que la especie tenía una baja demanda en los centros urbanos. Sin embargo, Escalona y Loiselle (2003) realizaron un estudio sobre la caza de tortuga en el río Mato (tributario del río Caura) en 2000, y encontraron que la demanda de *P. unifilis* era alta en las áreas urbanas. Sus resultados confirmaron que mientras que eran cazadas de todas las edades y tamaños para consumo local, su captura con fines comerciales se enfocaba básicamente en las hembras maduras buscando precios altos en los mercados (Escalona y Loiselle, 2003). Ojasti *et al.* (2008) informaron que en 2000, se les pagaba a los cazadores locales BS 5.000 (ca. USD 8 al momento de escribir) por *P. unifilis* adulto, y el mismo individuo podía ser vendido en la capital del estado por BS 30.000 (ca. USD 35-45).

En un estudio realizado en los ríos Nichare y Tawadu, Escalona y Fa (1998) encontraron que la recolección de huevos era la causa principal del fracaso de las nidadas y que en las playas

explotadas, solamente el 17 por ciento de los nidos producían crías. Hernández *et al.* (2010a) encontraron que en 2009, la depredación de los huevos por humanos y animales era la principal amenaza a lo largo del río Manapire, ocasionando la pérdida del 80 por ciento de los nidos; mientras que a lo largo del río Cojedes, el 28 por ciento de los nidos fue destruido por la depredación y la inundación.

La depredación de huevos por perros y cerdos silvestres fue considerada una amenaza significativa por la AA CITES de Venezuela (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013). Hernández *et al.* (2010b) descubrieron en los inventarios realizados en 2009 en los ríos Cojedes y Manapire que el 28 por ciento y el 85 por ciento de los huevos, se perdieron debido a la depredación e inundación respectivamente. Escalona (2010) observó que la destrucción del hábitat era una amenaza importante a lo largo del río Caura y sus tributarios.

**Comercio:** Se han recibido los informes anuales CITES de Venezuela para todos los años 2002-2012. Venezuela no ha publicado cuotas de exportación para *P. unifilis*. Según los datos en la Base de Datos de Comercio CITES, las exportaciones directas de *P. unifilis* desde Venezuela 2002-2012 consistieron principalmente de individuos vivos procedentes de criaderos y reproducidos en cautiverio comercializados con fines comerciales; no se declaró comercio durante 2002 ó 2010-2011 (Tabla 3). El único comercio de especímenes de origen silvestre fue con fines científicos, todos importados por Estados Unidos. Los principales países importadores de animales procedentes de criaderos y reproducidos en cautiverio fueron México y Taiwán, Provincia de China. No se informó sobre exportaciones indirectas de *P. unifilis* procedentes de Venezuela durante 2002-2012.

**Tabla 3. Exportaciones directas de *Podocnemis unifilis* desde Venezuela (República Bolivariana de), 2003-2012 (no se declaró comercio en 2002 ó 2010-2011). (Las cantidades han sido redondeadas al primer decimal, donde aplique).**

Término	Unidades	Fuente	Propósito	Informado por	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2012	Total
vivos	-	R	T	Importador			250			1550			1800
				Exportador	100	300	775	880		900	500		3455
	C	T	Importador		150	200	120	1750					2220
			Exportador		150	450	900	2400			700	4600	
especímenes	l	W	S	Importador									
				Exportador					<0.1			<0.1	
	m3	W	S	Importador					<0.1			<0.1	
				Exportador									
	-	W	S	Importador				40					40
				Exportador		40		80					120

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, UNEP-World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, Reino Unido

La AA CITES de Venezuela (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) informó que no se habían otorgado licencias para recoger huevos para criaderos durante 2010-2012, debido a razones económicas. Se informó que no había evidencia de comercio ilegal (AA CITES de Venezuela, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013). Sin embargo, Hernández y Espín (2003) estimaron las tasas de explotación ilegal de *Podocnemis* spp. en la mitad de la región de Orinoco de Venezuela a través de la recolección de conchas y obteniendo información de incautaciones de la Guardia Nacional y el Ministerio de Asuntos Ambientales, y se concluyó que *P. unifilis* era la segunda especie más comúnmente capturada después de la *P. expansa*.

**Gestión:** *P. unifilis* está incluida en la lista de animales cazados (Resolución MARNR No 102 de 1996, modificada en 2002) (AA CITES de Venezuela, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013). Su captura es permitida desde marzo hasta abril con un límite de captura de dos individuos, y requiere una licencia emitida por el Ministerio del Medio Ambiente y de los Recursos Naturales (MARN) (Hernández y Espín, 2003).



La AA CITES de Venezuela (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) informó que para obtener una licencia para recoger huevos del medio silvestre, los criaderos deben suministrar un informe técnico con detalles sobre la estructura de la población local y abundancia de nidos. El diez por ciento de los especímenes nacidos debe ser liberado al medio silvestre a la edad de 12 meses, lo cual fue considerado superior a las tasas naturales de supervivencia, con un potencial para aumentar las tasas de reclutamiento totales de las poblaciones explotadas (AA CITES de Venezuela, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013). Igualmente se informó que las autoridades del Ministerio están involucradas en el monitoreo para asegurar que los criaderos cumplan con los requisitos (AA CITES de Venezuela, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013). En la respuesta de la AA CITES de Venezuela al cuestionario del Comité de Fauna sobre la fuente código R, la cría de *P. unifilis* ha sido considerada de reducir la presión de la caza, mantener los recursos genéticos, reforzar las poblaciones silvestres y generar recursos económicos (AC24 Doc. 8.1, Anexo 4).

La AA CITES de Venezuela (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) informó que varios proyectos de conservación gubernamentales y no gubernamentales para conservar la especie a través de la colección e incubación artificial estaban vigentes. Las acciones para conservar la especie en la reserva de tortuga silvestre Arrau, en la cuenca del río Orinoco, fueron consideradas exitosas, y el número de nidos de *P. unifilis* había aumentado de 103 en 2006 a 980 en 2012 (AA CITES de Venezuela, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013). Se informó que *P. unifilis* se encontraba en varias áreas protegidas (Ojasti *et al.*, 2008), incluyendo el Parque Nacional Capanaparo-Cinaruco, aunque está siendo “excesivamente explotada como alimento” (Thorbjarnarson *et al.*, 1993).

#### **D. Problemas identificados que no están relacionados con la implementación del Artículo IV párrafos 2(a), 3 o 6 (a)**

Se informó sobre la evidencia de comercio ilegal desde Brasil, Perú y Venezuela.

Aún no han sido recibidos los informes anuales CITES de Ecuador para 2006 ó 2011 y Perú para 2006.

#### **E. Referencias**

- Almeida, S. S., Pezzuti, J. C. B. y Silva, D. F. 2005. Notes on nesting of *Podocnemis unifilis* (Chelonia: Pelomedusidae) in small agricultural clearings in eastern Amazonia, Caxiuanã, Pará, Brazil. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi Ciências Naturais*, Belém, 1 (1), p.243-245.
- Altherr, S. y Freyer, D. 2001. *Morbidity and mortality in private husbandry of reptiles*. West Sussex, RU: RSPCA and Pro Wildlife.
- Autoridad Administrativa CITES de Brasil. 2013. Autoridad Administrativa CITES de Brasil, *in litt.* a UNEP-WCMC, 15/03/2013.
- Autoridad Administrativa CITES de Ecuador. 2013. Autoridad Administrativa CITES de Ecuador, *in litt.* a UNEP-WCMC, 05/08/2013.
- Autoridad Administrativa CITES de La República Bolivariana de Venezuela. 2013. Autoridad Administrativa CITES de La República Bolivariana de Venezuela, *in litt.* a UNEP-WCMC, 25/04/2013.
- Autoridad Administrativa CITES de Perú. 2011. Autoridad Administrativa CITES de Perú, *in litt.* a la Secretaría CITES 08/11/2011.
- Autoridad Administrativa CITES de Perú. 2013. Autoridad Administrativa CITES de Perú, *in litt.* a UNEP-WCMC, 07/06/2013.
- Autoridad Administrativa CITES de Surinam. 2013. Autoridad Administrativa CITES de Surinam, *in litt.* a UNEP-WCMC, 04/04/2013.
- Barrio-Amorós, C. L. 2004. *Herpetological approach to the Venezuelan Llanos*. Arassari and Andígena Technical Report No. 1.

- Barrio-Amorós, C. L. y Narbaiza, Í. 2008. Turtles of the Venezuelan Estado Amazonas. *Radiata*, 17 (1), p.2-19.
- Bass, M. S., Finer, M., Jenkins, C. N., Kreft, H., Cisneros-Heredia, D. F., McCracken, S. F., Pitman, N. C. A., English, P. H., Swing, K., Villa, G., Di Fiore, A., Voigt, C. C. y Kunz, T. H. 2010. Global conservation significance of Ecuador's Yasuní National Park. *PLoS ONE*, 5 (1).
- Bérnils, R. S. y Costa, H. C. 2012. Brazilian reptiles: List of species. Version 2012.2. *Sociedade Brasileira de Herpetologia*. [En línea]. Disponible en: <http://www.sbherpetologia.org.br/> [Descargado: 12 de febrero, 2013].
- Bickham, J. W., Iverson, J. B., Parham, J. F., Philippen, H.-D., Rhodin, A. G. J., Shaffer, H. B., Spinks, P. Q. y van Dijk, P. P. 2007. An annotated list of modern turtle terminal taxa with comments on areas of taxonomic instability and recent change. *Chelonian Research Monographs*, 173 (4), p.173-199.
- Bock, B. C., Paez, V. P. y White, M. M. 2001. Genetic population structure of two threatened South American river turtle species, *Podocnemis expansa* and *Podocnemis unifilis*. *Chelonian Conservation and Biology*, 4 (1), p.1-6.
- Bonin, F., Devaux, B. y Dupré, A. 2006. *Turtles of the world*. Londres, RU: A&C Black.
- Brazil. 1999. *Law 9, 605 (1998) Environmental crimes law of Brazil*.
- Buhlmann, K. A., Akre, T. S. B., Iverson, J. B., Karapatakis, D., Mittermeier, R. A., Georges, A., Rhodin, A. G. J., van Dijk, P. P. y Gibbons, J. W. 2009. A global analysis of tortoise and freshwater turtle distributions with identification of priority conservation areas. *Chelonian Conservation and Biology*, 8 (2), p.116-149.
- Caputo, F. P., Canestrelli, D. y Boitani, L. 2005. Conserving the terecay (*Podocnemis unifilis*, Testudines: Pelomedusidae) through a community-based sustainable harvest of its eggs. *Biological Conservation*, 126, p.84-92.
- Chirif, A. 2005. Biodiversidad Amazónica y gastronomía regional. *Folia Amazónica*, 14 (2), p.91-98.
- Cisneros-Heredia, D. F. 2006. Turtles of the Tiputini Biodiversity Station with remarks on the diversity and distribution of the Testudines from Ecuador. *Biota Neotropica*, 6 (1).
- Conway-Gómez, K. 2007. Effects of human settlements on abundance of *Podocnemis unifilis* and *P. expansa* turtles in northeastern Bolivia. *Chelonian Conservation and Biology*, 6 (2), p.199-205.
- De Ávila Pires, T. C. S. 2005. Reptiles. En: Hollowell, T. y Reynolds, R. P. (eds.), *Checklist of the terrestrial vertebrates of the Guiana shield*, Bulletin of the Biological Society of Washington no. 13, p.25-42.
- Ernst, C. H., Altenburg, R. G. M. y Barbour, R. W. 2013. *Podocnemis unifilis*. *Turtles of the World*. [En línea]. Disponible en: <http://wbd.etibioinformatics.nl/bis/turtles.php?> [Descargado: 8 de febrero, 2013].
- Escalona, T. 2010. Uso local, ecología reproductiva y genética de la "terecay" (*Podocnemis unifilis*) en el Bajo Caura, Venezuela. En: Machado-Allinson, A., Hernández, O., Aguilera, M., Eloy Seijas, A. y Rojas, F. (eds.), *Simposio investigación y manejo de fauna silvestre en Venezuela en homenaje al Dr. Juhani Ojasti*, 2010, Caracas, Venezuela: Queiroz Publicidad C.A., p.85-96.
- Escalona, T. y Fa, J. E. 1998. Survival of nests of the terecay turtle (*Podocnemis unifilis*) in the Nichare-Tawadu Rivers, Venezuela. *Journal of Zoology*, 244, p.303-312.
- Escalona, T. y Loisele, B. 2003. *Podocnemis unifilis*, a valuable freshwater turtle used as a local and commercial food resource in the lower Caura basin. *Scientia Guianae*, 12, p.419-440.
- Escalona, T., Engstrom, T. N., Hernandez, O. E., Bock, B. C., Vogt, R. C. y Valenzuela, N. 2009. Population genetics of the endangered South American freshwater turtle, *Podocnemis unifilis*, inferred from microsatellite DNA data. *Conservation Genetics*, 10, p.1683-1696.
- Fachín Terán, A. y von Mülhen, E. M. 2003. Reproducción de la taricaya *Podocnemis unifilis* Troschel 1848 (Testudines: Podocnemididae) en la várzea del medio Solimões, Amazonas, Brasil. *Ecología Aplicada*, 2 (1), p.125-132.
- Fachín Terán, A., Vogt, R. C. y Thorbjarnarson, J. B. 2004. Patterns of use and hunting of turtles in the Mamirauá sustainable development reserve, Amazonas, Brazil. En: Silvius, K. M., Bodmer, R. E. y Frago, J. M. V. (eds.), *People in Nature: Wildlife Conservation in South and Central America*, New York, EEUU: Columbia University Press, p.362-377.
- Ferronato, B. O. y Morales, V. M. 2012. Biology and conservation of the freshwater turtles and tortoises of Peru. *IRCF Reptiles & Amphibians*, 19 (2), p.103-116.

- Ferronato, B. O., Molina, F. B., Molina, F. C., Espinosa, R. A. y Morales, V. R. 2011. New locality records for chelonians (Testudines: Chelidae, Podocnemididae, Testudinidae) from Departamento de Pasco, Peru. *Herpetology Notes*, 4, p.219–224.
- Fidenci, P. 2002. Chelonian notes along the Caura River, Venezuela, 2001. *Turtle and Tortoise Newsletter*, 2002 (5), p.6–8.
- Franklin, C. J. 2007. *Turtles: An extraordinary natural history 245 million years in the making*. Ibister, D. J. (ed.). St. Paul, US: Voyageur Press.
- Fritz, U. y Havaš, P. 2007. Checklist of chelonians of the world. *Vertebrate Zoology*, 57 (2), p.148–368.
- Groombridge, B. 1982. *The IUCN amphibia-reptilia Red Data Book Part 1: Testudines, Crocodylia, Rhynchocephalia*. Gland, Suiza: IUCN.
- Hernández, O. y Espín, R. 2003. Consumo ilegal de tortugas por comunidades locales en el Río Orinoco medio, Venezuela. *Acta Biologica Venezuelica*, 23 (2-3), p.17–26.
- Hernández, O., Espinosa Blanco, A. S., Lugo Castillo, M., Jiménez-Oraá, M. y Seijas, A. E. 2010a. Manejo de nidadas de terecay (*Podocnemis unifilis*) en los ríos Cojedes y Manapire, como medida para evitar su pérdida por inundación y depredación. En: De Oliveira-Miranda, R., Lessmann, J., Rodríguez-Ferraro, A. y Rojas-Suárez, F. (eds.), *Ciencia y conservación de especies amenazadas en Venezuela: Conservación basada en evidencias e intervenciones estratégicas*, Houston, EEUU: Provita, ConocoPhillips, p.207–212.
- Hernández, O., Espinosa-Blanco, A. S., Lugo, M. C., Jiménez-Oraa, M. y Seijas, A. E. 2010b. Artificial incubation of yellow-headed sideneck turtle *Podocnemis unifilis* eggs to reduce losses to flooding and predation, Cojedes and Manapire Rivers, southern Venezuela. *Conservation Evidence*, 7, p.100–105.
- IBAMA. 1989. *Portaria nº 1.522, de 19 de dezembro de 1989. Lista Oficial de Espécies da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção*. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis.
- IBAMA. 1992. *Portaria n.º 142/92, de 30 de dezembro de 1992 considerando a importância sócio-econômica da tartaruga-da-amazônia Podocnemis expansa e do tracajá Podocnemis unifilis para as comunidades que residem nas áreas de distribuição geográfica d*. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis.
- Iverson, J. B. 1992. *A revised checklist with distribution maps of the turtles of the world*. Richmond, EEUU: Earlham College.
- Johns, A. D. 1987. Continuing problems for Amazon river turtles. *Oryx*, 21 (1), p.25–28.
- Kemenes, A. y Pezzuti, J. C. B. 2007. Estimate of trade traffic of *Podocnemis* (Testudines, podocnemididae) from the middle Purus River, Amazonas, Brazil. *Chelonian Conservation and Biology*, 6 (2), p.259–262.
- Kvist, L. P., Gram, S., Cácares, A. C. y Ore, I. B. 2001. Socio-economy of flood plain households in the Peruvian Amazon. *Forest Ecology and Management*, 150, p.175–186.
- Lopes, G. P., Valsecchi, J., Vieira, T. M., do Amaral, P. V. y da Costa, E. W. M. 2012. Hunting and hunters in lowland communities in the region of the Middle Solimões, Amazonas, Brazil. *UAKARI*, 8 (1), p.7–18.
- Mittermeier, R. A., Buhlmann, K. A., Rhodin, A. G. J. y Pritchard, P. C. H. 2010. Giant river turtles: efforts around the world are underway to recover declining turtle populations. *Reptile Channel*. [En línea]. Disponible en: [www.reptilechannel.com](http://www.reptilechannel.com) [Descargado: 5 de febrero, 2013].
- Moll, D. y Moll, E. O. 2004. *The ecology, exploitation, and conservation of river turtles*. New York, EEUU: Oxford University Press.
- Murrieta, J. N. y Ruiz, C. G. 2006. *Conservation of aquatic biodiversity in Pacaya-Samiria National Reserve, Peru, July – September 2006. Third narrative report*. París, Francia: Foundation Ensemble.
- Norris, D., Pitman, N. C. A., Gonzales, J. M., Torres, E., Pinto, F., Collado, H., Concha, W., Thupa, R., Quispe, E., Pérez, J. y Flores del Castillo, J. C. 2011. Abiotic modulators of *Podocnemis unifilis* (Testudines: Podocnemididae) abundances in the Peruvian Amazon. *Zoologia*, 28 (3), p.343–350.
- Ojasti, J. 1996. *Wildlife utilization in Latin America: Current situation and prospects for sustainable management*. Roma, Italia: Food and Agriculture Organisation of the United Nations.
- Ojasti, J., Arteaga, A. y Lacabana, P. 2008. Terecay: *Podocnemis unifilis* Troschel 1848. En: Rodríguez, J. P. y Rojas-Suárez, F. (eds.), *Libro rojo de la fauna Venezolana*, Caracas, Venezuela: Provita y Shell Venezuela, p.173.

- Ortega, A. M., Bock, B. C. y Páez, V. P. 1998. Efecto del estado de desarrollo en el momento de la transferencia de nidos sobre la tasa de eclosión de la tortuga Terecay (*Podocnemis unifilis*). *Vida Silvestre Neotropical*, 7 (2-3), p.126-131.
- Páez, V. P. y Bock, B. C. 2004. Pre- and post-hatching factors affecting juvenile growth rates in the yellow-spotted river turtle (*Podocnemis unifilis*). *Actualidades biológicas*, 26 (81), p.137-151.
- ParksWatch. 2002. *Park profile - Peru Amarakaeri Communal Reserve*. Durham, EEUU: Center for Tropical Conservation, Duke University.
- ParksWatch. 2003. *Park Profile - Peru Tambopata National Reserve and Bahuaaja-Sonene National Park*. Durham, EEUU: Center for Tropical Conservation, Duke University.
- Perú. 2004. *Decreto Supremo N° 034-2004-AG*.
- Pineda-Catalan, O., Mendez, M., Gleizer, A., García-Dávila, C., Aguirre, A. A., Pinedo-Vasquez, M. y Amato, G. 2012. Conservation genetics of harvested river turtles, *Podocnemis expansa* and *Podocnemis unifilis*, in the Peruvian Amazon: All roads lead to Iquitos. *Mitochondrial DNA*, 23 (3), p.230-238.
- Polisar, J., Scognamillo, D., Maxit, I. E. y Sunquist, M. 2008. Patterns of vertebrate abundance in a tropical mosaic landscape. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 43 (2), p.85-98.
- Pritchard, P. C. H. 1979. *Encyclopedia of turtles*. Neptune, EEUU: TFH Publishing Inc.
- Pulido, V. 1991. *El libro rojo de la fauna silvestre del Perú*. Lima, Perú: Instituto Nacional de Investigación Agraria y Agroindustrial.
- Rodrigues, M. T. 2005. The conservation of Brazilian reptiles: challenges for a megadiverse country. *Conservation Biology*, 19 (3), p.659-664.
- Rodríguez-Guerra, A. 2012. *Podocnemis unifilis*. *ReptiliaWeb Ecuador*. Version 2013.0. [En línea]. Disponible en: <http://zoologia.puce.edu.ec/vertebrados/reptiles/FichaEspecie.aspx?Id=1808> [Descargado: Marzo 1, 2013].
- Rueda-Almonacid, J. V., Carr, J. L., Mittermeier, R. A., Rodríguez-Mahecha, J. V., Mast, R. B., Vogt, R. C., Rhodin, A. G. J., Ossa-Velásquez, J. de la, Rueda, J. N. y Mittermeier, C. G. 2007. *Las tortugas y los cocodrilianos de los países Andinos del trópico*. Bogotá, Colombia: Conservation International.
- Sánchez, N., Tantaleán, M., Vela, D. y Méndez, A. 2006. Parásitos gastrointestinales de la taricaya, *Podocnemis unifilis* (Troschel, 1848) (Testudines: Podocnemididae) de Iquitos, Perú. *Revista Peruana de biología*, 13 (1), p.119-120.
- Scabin, A., Ferrara, C. R., Ribeiro do Nascimento, F., Schneider, L., Santos, L. J., Gama, L. y Diniz Bernardes, V. C. 2010. *Conservation and management of Amazon turtles, Brazil*. Cambridge, RU: Conservation Leadership Programme.
- Soini, P. 1996. Reproduccion, abundancia y situacion de quelonios acuaticos en la Reserva Nacional Pacaya-Samiria, Peru. *Folia Amazónica*, 8 (1), p.145-162.
- Staton, M. A. y Dixon, J. R. 1977. The herpetofauna of the Central Llanos of Venezuela: Noteworthy records, a tentative checklist and ecological notes. *Journal of Herpetology*, 11 (1), p.17-24.
- Suriname. 2012. *Jachtkalender*. *Ministerie van Ruimtelijke Ordening, Grond- en Bosbeheer*. [En línea]. Disponible en: <http://www.gov.sr/sr/ministerie-van-rgb/documenten/jachtkalender.aspx> [Descargado: 20 de marzo, 2013].
- Thorbjarnarson, J., Perez, N. y Escalona, T. 1993. Nesting of *Podocnemis unifilis* in the Capanaparo river, Venezuela. *Journal of Herpetology*, 27 (3), p.344-347.
- Torres, H. 1992. *Biological diversity in South America: Conservation, management and sustainable use*. Gland, Switzerland: IUCN Species Survival Commission.
- Tortoise and Freshwater Turtle Specialist Group. 1996. *Podocnemis unifilis*. *IUCN 2013. IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2013.1. [En línea]. Disponible en: [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org) [Descargado: 4 de febrero, 2013].
- Townsend, W. R., Borman, R. A., Yiyoguaje, E. y Mendua, L. 2005. Cofán Indians' monitoring of freshwater turtles in Zábalo, Ecuador. *Biodiversity and Conservation*, 14, p.2743-2755.
- Tropenbos. 2004. *Issues paper: information issues in the Suriname forest sector*.
- Tropical Rainforest Coalition. 2004. *Save-a-turtle (Taricayas)*. [En línea]. Disponible en: <http://www.rainforest.org/projects/turtle/saveaturtle> [Descargado: 12 de febrero, 2013].
- Uetz, P. y Hallermann, J. 2013. *Podocnemis unifilis* Troschel, 1848. *The Reptile Database*. [En línea]. Disponible en: <http://reptile-database.reptarium.cz> [Descargado: 4 de febrero, 2013].

- Vanzolini, P. E. 2003. On clutch size and hatching success of the South American turtles *Podocnemis expansa* (Schweigger, 1812) and *P. unifilis* Troschel, 1848 (Testudines, Podocnemididae). *Anais da Academia Brasileira de Ciencias*, 75 (4), p.415-430.
- Vásquez Ruesta, P., Giuseppe, L.A. y Urrutia, G. 2013. Dictament de extracci3n no perjudicial de las poblaciones de taricaya (*Podocnemis unifilis*) para el cupo de exportaci3n 2013. Lima (Perú): Direcci3n General de Diversidad Biol3gica.
- Vigle, G. O. 2008. The amphibians and reptiles of the Estaci3n Biol3gica Jatun Sacha in the lowland rainforest of Amazonian Ecuador: A 20-year record. *Breviora*, 514 (1), p.1-30.
- Vogt, R. C. 2013. *Richard Vogt (Instituto Nacional de Pesquisas da Amazonia)*, com. pers. a UNEP-WCMC.
- Weaver, J. 1973. Profits, politics, and Podocnemis. *International Turtle and Tortoise Society Journal*, 7, p.10-15.
- Yallico, L. y Suarez de Freitas, G. 1995. *The Manu Biosphere Reserve, Peru. Working Paper no. 8*. Ginebra, Suiza: South-South Cooperation Programme on Environmentally Sound Socio-Economic Development in the Humid Tropics.

## Kinixys homeana Bell, 1827: Benín, Costa de Marfil, República Democrática del Congo, Guinea Ecuatorial Guinea, Gabón, Togo

Testudinidae, Tortuga Bisagra

### Selección para el Examen de Comercio Significativo

En su 25ª reunión, el Comité de Fauna incluyó a *Kinixys homeana* en el Examen de Comercio Significativo como una especie prioritaria para Examen según las consideraciones del documento AC25 Doc. 9.6 (Acta Resumida AC25). El análisis en el Anexo 2 del AC25 Doc. 9.6 especifica que *K. homeana* presentó un umbral de volumen de comercio elevado para una especie amenazada o casi amenazada globalmente en 2008 y 2009. Durante la 26ª reunión del CF, se había recibido respuesta de la República Democrática del Congo (en lo sucesivo denominada como RD Congo) (AC26 Doc. 12.3). Benín, Camerún, Congo, Costa de Marfil, RD Congo, Guinea Ecuatorial, Gabón, Ghana, Liberia, Nigeria, Sierra Leona y Togo fueron retenidos en el Examen (Acta Resumida AC26). Después de la 26ª reunión del CF, Camerún, Congo, Liberia, Nigeria y Sierra Leona fueron eliminados del proceso sobre la base de ausencia de comercio comercial durante los 10 años más recientes, de acuerdo y en consulta con el CF. Ghana fue retirada del proceso en acuerdo con el CF, aunque se registró comercio desde el país.

#### A. Resumen

##### Resumen de las recomendaciones para *Kinixys homeana*

Resumen general		
Estado del rango de distribución	Categoría provisional	Resumen
		El rango de distribución actual cubre hasta 9235 km <sup>2</sup> , con un tamaño de población de hasta 4.2 millones de individuos. Clasificada como Vulnerable en la Lista Roja de la UICN con una tendencia a la disminución de su población.
Benín	Posible Preocupación	Niveles moderados de comercio 2002-2012 principalmente de individuos vivos de criaderos. En 2010 se informó un posible exceso de la cuota (silvestres). Se presentaron preocupaciones sobre la administración de los criaderos. Rango de distribución limitado y disminución continua de la población. Por lo tanto, clasificada como de Posible Preocupación.
Costa de Marfil	Preocupación Menor	Se informó el comercio en 2003 de 250 individuos vivos de origen silvestre y 200 reproducidos en cautiverio, aunque esto no fue informado por Costa de Marfil. Se distribuye en el sur de Costa de Marfil pero su estado poblacional es desconocido. Sobre la base de bajos niveles de comercio, clasificada como de Preocupación Menor.
República Democrática del Congo	Preocupación Menor	Se distribuye en el norte de la República Democrática del Congo, con posibles subpoblaciones aisladas en la parte oriental del país. Sin embargo, no se registró comercio internacional durante 2002-2011 y, por lo tanto, clasificada como de Preocupación Menor.
Guinea Ecuatorial	Preocupación Menor	Se registró el comercio de 25 individuos vivos de origen silvestre, aunque esto no fue registrado por el país importador. Relativamente abundante, al menos localmente, aunque se informó la disminución de la población. Sobre la base de bajos niveles de comercio, clasificada como de Preocupación Menor.
Gabón	Preocupación Menor	La distribución en el país es cuestionada, aunque la AA CITES confirma su presencia. Con base en los niveles muy bajos de

		comercio internacional durante 2002-2011, clasificada como de Preocupación Menor.
Togo	Posible Preocupación	Altos niveles de comercio en 2002-2011, principalmente de especímenes vivos procedentes de criaderos. Se registraron tres instancias de posibles excesos de la cuota (silvestre) en 2002-2005. Se expresaron preocupaciones en relación al manejo de la especie, incluyendo la cría en granjas. Parece ser rara y encontrarse en declive. Por lo tanto, clasificada como de Posible Preocupación.

## B. Generalidades de la especie

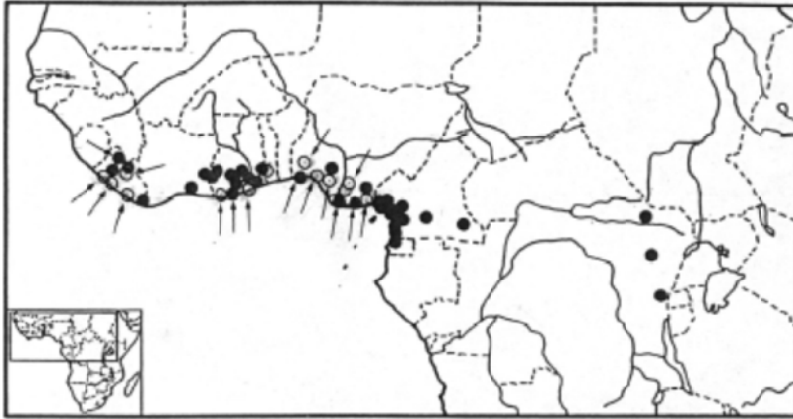
**Nota taxonómica:** Kirkpatrick (1998) observó que *Kinixys* spp. son objeto de identificación errónea y de acuerdo a Tabaka (2003), *K. homeana* y *K. erosa* con frecuencia son confundidas, aunque se pueden distinguir de forma fiable por el ángulo de la quinta vértebra.

**Biología:** *Kinixys homeana* es una tortuga de África Occidental que habita en las selvas siempre verdes de tierras bajas (Broadley, 1989; Ernst *et al.*, 2013), donde prefiere los lugares húmedos (Bonin *et al.*, 2006) y con frecuencia es encontrada en los riachuelos y hábitats pantanosos (Branch, 2008). Luiselli (2003) y Luiselli *et al.* (2006) informaron que la especie puede encontrarse en parches de hábitats de vegetación densa donde es cazada, y habitan en una amplia variedad de hábitats en áreas donde está protegida de la cacería.

Se ha considerado que la ecología de *K. homeana* no es bien conocida, debido parcialmente a que es relativamente inactiva y difícil de observar (Harwood, 2003). Produce nidadas de dos a cuatro huevos (Kirkpatrick, 1998) hasta dos veces por año, generalmente durante la época seca en diciembre y enero (Maran y Serpol, 2006).

**Distribución general y estado:** Se informó que la distribución de *K. homeana* abarcaba desde Liberia en el occidente hasta Camerún y RD Congo en el oriente (Broadley, 1989; Iverson, 1992; Bonin *et al.*, 2006; Fritz y Havaš, 2007; Branch, 2008; Vetter, 2011) (Figura 11); Branch (2008) y Jackson y Blackburn (2010), informaron su presencia en la República del Congo, mientras que Vetter (2011) informó la probable presencia en el país.

A partir de mapas de rangos de distribución proyectados, Buhlmann *et al.* (2009) estimaron que el rango de distribución de *K. homeana* cubría 1.825.142 km<sup>2</sup>. Luiselli *et al.* (2006) observaron que los mapas existentes de distribución representan el rango de distribución histórico de la especie, pero que más recientemente el área de hábitat adecuado había disminuido. Ellos estimaron que en 1992, el rango de distribución de la especie cubría aproximadamente 788.843 km<sup>2</sup>, mientras que en 2006, dicho rango se había reducido al 5 por ciento de ésta (9.235 km<sup>2</sup>), aunque se pensó que probablemente era aún más estrecha que ésta (Luiselli *et al.*, 2006). Se estimó que las áreas protegidas cubrían el tres por ciento del total del rango de distribución de la especie (Luiselli *et al.*, 2006).



**Figura 11: Distribución de *Kinixys homeana* en África Occidental, a partir de los registros de su presencia (según Iverson, 1992) y los lugares descubiertos recientemente (círculos abiertos). Las flechas indican los lugares donde se sospecha que han disminuido o desaparecido las poblaciones. (Fuente: Luiselli *et al.*, 2006).**

El tamaño total de la población de *K. homeana* era “en el mejor de los casos” de 4.205.000 individuos (Luiselli *et al.*, 2006). Se consideró relativamente baja la densidad de la población (Bonin *et al.*, 2006); en Nigeria se hicieron estimativos de aproximadamente 1.4 individuos/ha y se consideraron representativos del rango total (Luiselli *et al.*, 2006).

*K. homeana* fue clasificada como Vulnerable en la Lista Roja de la UICN, con base en una disminución del 90 por ciento de la población durante tres generaciones (40 años), y una tendencia continua pronosticada de la población (Luiselli *et al.*, 2006). Bonin *et al.* (2006) y Branch (2008) informaron también sobre la tendencia a la disminución de la población y las poblaciones costeras fueron consideradas de estar especialmente afectadas (Luiselli *et al.*, 2006).

**Amenazas:** Se consideró que las principales amenazas a *K. homeana* incluían la pérdida del hábitat (Broadley, 1989; Bonin *et al.*, 2006; Maran y Serpol, 2006; Branch, 2008), la caza para subsistencia y la medicina tradicional, y la captura para el comercio internacional de mascotas (Luiselli *et al.*, 2006; Maran y Serpol, 2006; Branch, 2008). Harwood (2003) consideró que la especie era relativamente tolerante a la caza oportunista, debido a ser relativamente inactiva y difícil de encontrar, y Bonin *et al.* (2006) la consideraron ser “quizá algo menos cazada para alimento que las otras especies *Kinixys*”. Sin embargo, Luiselli *et al.* (2006) consideraron que los niveles de extracción eran insostenibles y se planteó preocupación sobre la caza dentro de las áreas protegidas.

A finales de los 1990s, Kirkpatrick (1998) manifestó que los altos niveles de exportación “no pueden continuar indefinidamente sin agotar las poblaciones silvestres” y más recientemente, Branch (2008) consideró que *K. homeana* era común en el comercio de mascotas. Schlaepfer (2005) incluyó a *K. homeana* como una especie “especialmente vulnerable para las extracciones comerciales sobre la base de [...] historia de vida, características, distribución geográfica, y niveles de comercio en EE.UU., 1998-2002”, sugiriendo que su estatus era “tan nefasto que el comercio de animales silvestre debería ser detenido o severamente reducido”, y que “puede no estar protegida de forma adecuada para la sobre-explotación”. Según se informa se pagan precios bajos por las mascotas de *K. homeana* en los Estados Unidos, y por consiguiente, los especímenes capturados del medio silvestre “con frecuencia llegan en una condición estresada, sin información disponible sobre su lugar de origen” (Kirkpatrick, 1998). La alta mortalidad en cautiverio fue ligada a las infecciones parasitarias o a condiciones ambientales



inadecuadas (Kirkpatrick, 1998; Farkas y Sátorhelyi, 2006; Webb, 2012), y la especie se consideró difícil de mantener en cautiverio (Corton, 2013; Altherr y Freyer, 2001).

**Generalidades del comercio y la gestión:** *K. homeana* fue enlistada en el Apéndice II de CITES el 01/07/75. La especie fue incluida en el Examen de Comercio Significativo de la CITES en 1993, cuando el comercio internacional no se consideró que tenía un impacto negativo en toda la especie, pero se pensó que posiblemente afectaba a las poblaciones locales (WCMC *et al.*, 1993).

Luiselli *et al.* (2006) observaron que la especie estaba protegida bajo las leyes aduaneras en algunas áreas de distribución, pero considerando su estatus, se recomendó que debía ser incluida bajo las disposiciones legislativas en materia de protección en todos los países.

La Unión Europea suspendió el comercio de especímenes de *K. homeana* vivos de origen silvestre de todos los países entre 1999 y 2004.

### C. Examen por País:

#### BENÍN

**Distribución en el País evaluado:** Varios autores no consideraron a Benín como un país de su rango de distribución (Pritchard, 1979b; Broadley, 1989; Iverson, 1992; Ullenbruch *et al.*, 2010; Luiselli *et al.*, 2012), menos Luiselli *et al.* (2006), aunque Uetz (2013) informó sobre su presencia en el país, y el mapa de distribución de Vetter (2011) indica que la especie se encuentra en el sur de Benín. Luiselli *et al.* (2008) registraron su presencia en Cotonou y Porto Novo (costa sur), Maran (2009) informó observaciones en el Departamento de Zou en Benín central - sur en 2002, y Diagne (2010) registró la especie en el bosque pantanoso Lokoli en el sur de Benín. La Autoridad Administrativa CITES de Benín (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) confirmó su presencia en el Departamento de Plateau (suroriente de Benín).

Luiselli *et al.* (2006) estimaron que en 1992, la distribución de la especie cubrió 2.600 km<sup>2</sup> en Benín, pero observó que era posible que la distribución real fuera más estrecha.

**Tendencias y estado de la población:** en conteos realizados durante octubre y noviembre de 2003, Luiselli *et al.* (2006) registraron un individuo en 29 horas de muestreo en campo en Cotonou, y ninguno en 31 horas muestreo en campo en Porto Novo. Luiselli *et al.* (2008) también llevaron a cabo seis muestreos independientes con transectos lineales (5.000 m largo y 20 m ancho) a lo largo de las selvas húmedas costeras durante diferentes estaciones entre 2003-2005, capturando 16 *K. homeana* en total. Ellos concluyeron que la densidad de la población de la especie era baja. Durante entrevistas realizadas por Sinsin *et al.* (2008) a lo largo de Benín, el 76 por ciento de las personas locales consideraron que las poblaciones de la tortuga (*K. belliana* y *K. homeana*) estaban disminuyendo, y la AA CITES de Benín (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) confirmó la tendencia a la disminución de la población.

**Amenazas:** Se informó que *K. homeana* era cazada en Benín para el consumo local (Luiselli *et al.*, 2006; Sinsin *et al.*, 2008), y Maran (2009) advirtió que la especie puede desaparecer del país a menos que se mejore su protección. Se informó que la especie estaba disponible en los mercados locales (AA CITES de Benín, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

**Comercio:** Se han recibido los informes anuales CITES de Benín para todos los años 2002-2012 con excepción de 2003 y 2006. Benín publicó cuotas de exportación para especímenes de *K. homeana* procedentes de criaderos cada año desde 1997 en adelante y para especímenes de origen silvestre y reproducidos en cautiverio desde 2010 en adelante (Tabla 1). El comercio

de especímenes procedentes de criaderos permaneció cada año dentro de la cuota, de acuerdo a los registros de ambos los países importadores y los países exportadores. Las cuotas para los individuos de origen silvestre y reproducidos en cautiverio individuos parecen haber sido excedidas en 2010, de acuerdo a los datos registrados por los países importadores; Benín no informó sobre algún comercio de origen silvestre aparte de 100 animales en 2008, y el único comercio de individuos reproducidos en cautiverio informado por Benín fue la exportación de 30 animales registrados en 2011 y 20 animales en 2012. Un análisis de permisos reveló que los permisos de exportación registrados por el país importador del comercio de individuos de origen silvestres y reproducidos en cautiverio en 2010, Ghana, no habían sido informados por Benín para la especie *K. homeana*.

**Tabla 1. Cupos de exportación de la CITES para *Kinixys homeana* de origen silvestre y reproducidos en cautiverio en criaderos desde Benín y las exportaciones totales directas, como ha sido informado por los países importadores y exportadores, 2002-2013. No se publicaron cuotas para especímenes de origen silvestre o reproducidos en cautiverio antes de 2010. Todo el comercio fue de especímenes vivos. (No se han recibidos los informes anuales de Benín para los años 2003 ó 2006; aún no hay información disponible del comercio de 2013, el comercio para el cual la cuota no aplica en dicho año se encuentra en gris).**

Fuente	Informado por	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
cupo (procedentes de criaderos)		4600	3600	0	0	3000	0	1000	1000	800	800	800	800
cupo (silvestres)										50	50	50	50
cupo (reproducidos en cautiverio)										30	30	30	30
procedentes de criaderos	Importador	2042	1970	250	110	158	60	425	775	114	10		
	Exportador	2556		425	210		362	380	915	270	730	580	
de origen silvestre	Importador	279						400		1000			
	Exportador							100					
reproducidos en cautiverio	Importador								25	200			
	Exportador										30	20	

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, UNEP-World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, Reino Unido

Las exportaciones directas de *K. homeana* desde Benín durante 2002-2012 consistieron de especímenes vivos comercializados con fines comerciales, la mayoría de los cuales eran procedentes de criaderos (Tabla 2). El comercio de animales procedentes de criaderos disminuyó durante este período en su totalidad. Benín informó la exportación de individuos de origen silvestre solamente en 2008, mientras que importaciones de individuos de origen silvestre fueron informadas por los países importadores en 2002, 2008 y 2010. En 2009-2010 se informó sobre la importación de 225 especímenes reproducidos en cautiverio, mientras que Benín informó la exportación de solamente 50 especímenes reproducidos en cautiverio en 2011-2012. El Reino Unido también informó sobre la importación de 56 animales decomisados/ confiscados en 2002. Ghana, el principal país importador de especímenes procedentes de criaderos, también fue el principal país importador de individuos de origen silvestre y el único país importador de *K. homeana* reproducidos en cautiverio desde Benín.

Las exportaciones indirectas de *K. homeana* procedentes de Benín 2002-2012 consistieron de individuos vivos comercializados con fines comerciales, la mayoría de los cuales eran procedentes de criaderos con una notable proporción de origen silvestre.

**Tabla 2. Exportaciones directas de *Kinixys homeana* desde Benín, 2002-2012. Todo el comercio fue de especímenes vivos con fines comerciales. (No se han recibido los informes anuales de Benín para los años 2003 ó 2006.)**

Fuente	Informado por	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	Total
W	Importador	279						400		1000			1679
	Exportador							100					100
R	Importador	2042	1970	250	110	158	60	425	775	114	10		5914
	Exportador	2556		425	210		362	380	915	270	730	580	6428
C	Importador								25	200			225
	Exportador										30	20	50
I	Importador	56											56
	Exportador												

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, UNEP-World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, Reino Unido

En 2003, Luiselli *et al.* (2006) registraron 97 *K. homeana* durante tres visitas a los principales mercados en Cotonou y 109 individuos durante tres visitas a los principales mercados de Porto Novo. Maran (2009) también observó *K. homeana* vivos para la venta en los mercados de Porto Novo en 2002, donde la especie era vendida para alimento o medicina tradicional. El precio de *K. homeana* de CFA 4.000 (ca. USD 8 en el momento de escribir), era superior al de *K. belliana*, CFA 3.000 (ca. USD 6) por animal (Maran, 2009). De acuerdo a los proveedores, los individuos para la venta procedían de las reservas forestales de Dogo y Kétou (centro de Benín) (Maran, 2009).

La Unión Europea suspendió el comercio de especímenes de *K. homeana* de origen silvestre y procedentes de criaderos desde Benín en 2005 y 2006, respectivamente; estas suspensiones bajo el Reglamento de la Comisión (EC) No. 578/2013 del 17 de junio de 2013 siguen vigentes.

**Gestión:** *K. homeana*, junto con otras tortugas es clasificada como una especie de caza menor sin protección bajo el Anexo III de la Ley No 87-014 (1987) (Benín, 1987). Parece que su caza está permitida aparte de cuando se encuentra en áreas protegidas (Benín, 1987).

Harwood (2003) informó que en 2002, hubo cinco criaderos autorizados para la exportación de reptiles vivos, todos los cuales estaban ubicados en el sur de Benín. Estaba vigente un sistema de cuotas, por medio de los cuales la cuota de exportación para individuos reproducidos en cautiverio o procedentes de criaderos fue calculada con base en la información sobre los niveles de inventario de los criaderos (Harwood, 2003). Harwood (2003) informó que algunos neonatos eran mantenidos para apoyar la reproducción de la población adulta, y cada año eran capturados individuos adicionales del medio silvestre para evitar la endogamia. Se informó que se encontraba en vigencia un sistema de cupos para limitar el número de individuos capturados del medio silvestre, sin embargo, se observó que los criaderos podían solicitar permiso para aumentar estos cupos (Harwood, 2003). Se informó que se realizaron liberaciones de especímenes procedentes de criaderos al medio silvestre bajo la supervisión de las autoridades pertinentes, sin embargo, éstas no fueron registradas (Harwood, 2003).

Ineich (2006) realizó visitas durante 2004 a las instalaciones de los criaderos en Benín, informando que *K. homeana* era producida en al menos dos de las cinco instalaciones de criaderos para reptiles en funcionamiento en ese momento. Él observó que debido a los altos costos de mantener existencias de crías comparado con la extracción del medio silvestre, los especímenes comercializados como 'procedentes de criaderos' eran muy seguramente una mezcla de W, R y C (Ineich, 2006). También expresó su preocupación sobre las condiciones inadecuadas de las instalaciones de los criaderos (Ineich, 2006).

Sinsin *et al.* (2008) informaron que la especie se encontraba en el Parque Nacional Pendjari.

COSTA DE MARFIL

**Distribución en el País Evaluado:** Los mapas de distribución de Broadley (1989), Iverson (1992) y Vetter (2011) indican la presencia en el sur de Costa de Marfil, y Luiselli *et al.* (2006), Luiselli *et al.* (2012) y Uetz (2013) también confirmaron la presencia de la especie en el país. Maran (2009) registró su presencia en varias localidades en el sur de Costa de Marfil en 1997 y 2000. En los conteos de reptiles realizados en marzo de 2002 en los bosques de tierras bajas de Haute Dodo y Cavally en el occidente de Costa de Marfil, Alonso *et al.* (2005) no registraron ninguna observación.

Luiselli *et al.* (2006) estimaron que en 1992, la distribución potencial de la especie cubría 37.123 km<sup>2</sup>, pero observaron que la distribución real probablemente es más estrecha.

**Tendencias y estatus de la población:** Luiselli *et al.* (2006) observaron que no se habían realizado encuestas recientes sobre la población de *K. homeana* en el país. No se localizó información adicional sobre la tendencia y estatus de la población de la especie en Costa de Marfil.

**Amenazas:** Maran (2009) consideró que *K. homeana* era más tolerante a la deforestación y caza que *K. erosa*. No se localizó información adicional sobre amenazas.

**Comercio:** Aún no se han recibido los informes anuales CITES de Costa de Marfil para los años 2006, 2010 ó 2012. El país no ha publicado ninguna cuota de exportación para *K. homeana*. De acuerdo a los datos en la Base de Datos de Comercio CITES, no se registraron exportaciones directas de la especie por Costa de Marfil durante 2002-2012. Las exportaciones directas informadas por los países importadores estaban compuestas de 250 especímenes vivos de origen silvestre y 200 reproducidos en cautiverio, importados con fines comerciales por los Emiratos Árabes Unidos en 2003. Durante 2002-2012 no se registraron exportaciones indirectas de *K. homeana* procedente de Costa de Marfil.

La Unión Europea suspendió el comercio de especímenes de *K. homeana* vivos, de origen silvestre de Costa de Marfil desde 18/02/2005 hasta 10/05/2006.

**Gestión:** *K. homeana* junto con todas las tortugas, se encuentra enlistada como una especie de caza bajo el Anexo III de la Ley No. 94-442 (1994), la cual fue una modificación a la Ley No. 65-255 sobre la protección y caza de la vida silvestre (Costa de Marfil, 1994). La ley especifica que su caza y captura están permitidas para efectos habituales, mientras que la caza para otros propósitos requiere una licencia (Costa de Marfil, 1994).

Se informó que *K. homeana* se encontraba en algunas de las áreas protegidas en el país (Bonin *et al.*, 2006).

REPÚBLICA DEMOCRÁTICA DEL CONGO

**Distribución en el País evaluado:** Uetz (2013) informó la posible presencia en el norte de la RD Congo, y el mapa de distribución de Vetter (2011) sugiere la presencia continua al norte del río Congo. El mapa de distribución de Iverson (1992) indica, sin embargo, que la población de la especie tiene un rango de distribución restringido en la parte nororiental del país, la cual está aislada de la población principal. En un conteo rápido de evaluación realizado en la región Lokutu (norte de la RD Congo, cerca del río Congo) en 2004, la especie no fue observada; sin embargo, se observó que el acceso a parches potencialmente prístinos del bosque era limitado, y que los bosques estudiados se encontraban bajo un fuerte impacto humano (Penner y Rödel, 2007). Fritz y Havaš (2007) consideraron el oriente de la RD Congo como la frontera oriental de la distribución de la especie. Luiselli *et al.* (2006) sugirieron que

las subpoblaciones aisladas en los bosques en el extremo oriental de la RD Congo podrían representar una nueva subespecie y debe ser estudiada.

Luiselli *et al.* (2006) estimaron que en 1992, el rango potencial de distribución de la especie cubría 150.000 km<sup>2</sup>, pero observaron que la distribución real seguramente era más estrecha.

**Tendencias y estado de la población:** No se encontró información.

**Amenazas:** No se localizó información relacionada con amenazas específicas para la especie en RD Congo. Sin embargo, Debroux *et al.* (2007) consideraron que la caza excesiva era una amenaza para la vida silvestre en general en el país, y observaron que muchas áreas protegidas en el país son “parques de papel” donde es frecuente la caza furtiva. Igualmente se informó que los esfuerzos de protección en el país estaban enfocados en su mayoría hacia las especies grandes y carismáticas (Debroux *et al.*, 2007).

**Comercio:** Aún no se han recibido los informes anuales CITES de RD Congo para los años 2010-2012. El país no ha publicado ninguna cuota de exportación para *K. homeana*. De acuerdo a los datos en la Base de Datos de Comercio CITES, no se ha registrado comercio directo o indirecto en *K. homeana* del RD Congo durante 2002-2012.

La Unión Europea suspendió el comercio de *K. homeana* vivos de origen silvestre desde RD Congo a partir de 18/02/2005 hasta 10/05/2006.

**Gestión:** *K. homeana* no está incluida en las listas de especie protegida y parcialmente protegida en el país bajo el Decreto No 003/CAB/MIN/ECN/EF/2006 (República Democrática del Congo, 2006).

#### GUINEA ECUATORIAL

**Distribución en el País Evaluado:** Chirio y LeBreton (2007), Luiselli *et al.* (2012) y Uetz (2013) confirmaron su presencia en Guinea Ecuatorial, y el mapa de distribución por Vetter (2011) indica una presencia limitada a lo largo de la costa noroccidental. Pritchard (1979a) confirmó su presencia en el Río Muni (Guinea Ecuatorial continental), y de acuerdo a Luiselli *et al.* (2006), el mapa de distribución por Iverson (1992) confirmó su presencia en la isla Bioko y en el Río Muni. Gonwouo y Nsang (2005) registraron la especie en una rápida evaluación de biodiversidad en el Parque Nacional Monte Alén (continental central) en 2005, aunque solamente se observó un individuo.

Luiselli *et al.* (2006) estimaron que en 1992, el rango potencial de distribución de la especie cubría 28.051 km<sup>2</sup>, pero observaron que era posible que la distribución real fuera más estrecha.

**Tendencias y estado de la población:** La AA CITES de Guinea Ecuatorial (com. pers. a UNEP-WCMC, 2013) describió a *K. homeana* como relativamente abundante. Sin embargo, Gonwouo y Nsang (2005) consideraron que se estaba “volviendo cada vez más rara” en el Parque Nacional Monte Alén, un área donde *K. erosa* aún era abundante.

**Amenazas:** en el Parque Nacional Monte Alén, Gonwouo y Nsang (2005) descubrieron que *K. homeana* era “capturada donde fuera encontrada y comida localmente”, lo cual tenía un impacto negativo sobre las poblaciones.

Fa y Yuste (2001) estudiaron durante 16 meses los patrones de consumo de 42 cazadores en las selvas húmedas de la región del Monte Mitra en el Río Muni (parte del Parque Nacional Monte Alén) en 1998-1999, registrando que era *K. erosa* y no *K. homeana* la que había sido cazada.

**Comercio:** Se han recibido informes anuales CITES de Guinea Ecuatorial para los años 2002-2004; el país informó que no ‘hubo comercio’ durante los años 2005-2012. Guinea Ecuatorial

no ha publicado ninguna cuota de exportación para *K. homeana*. De acuerdo a los datos en la Base de Datos de Comercio CITES, la única exportación directa desde Guinea Ecuatorial de *K. homeana* desde Guinea Ecuatorial fue registrada entre 2002-2011 y consistió de 25 individuos vivos de origen silvestre exportados a España con fines comerciales en 2003, e informado solamente por Guinea Ecuatorial. Durante este período no se informaron exportaciones indirectas de *K. homeana* procedente de Guinea Ecuatorial. La AA CITES de Guinea Ecuatorial (com. pers. a UNEP-WCMC, 2013) confirmó que virtualmente no existen negocios de comercio de la especie.

La Unión Europea suspendió el comercio de especímenes vivos de origen silvestre de *K. homeana* de Guinea Ecuatorial desde 18/02/2005 hasta 10/05/2006.

**Gestión:** La Ley No 7/2003 establece diferentes categorías de especies amenazadas en el país, incluyendo i) especies en peligro de extinción, ii) especies que son especialmente amenazadas por la pérdida del hábitat, iii) especies que son vulnerables a convertirse en algunas de las anteriormente mencionadas, y iv) especies de interés especial debido al alto valor científico, ecológico o cultural, o por su rareza (Guinea Ecuatorial, 2003). Sin embargo, no pudo encontrarse la clasificación de *K. homeana*.

Gonwouo y Nsang (2005) expresaron su preocupación sobre el uso insostenible de la especie en el Parque Nacional Monte Alén, recomendando que se debía prestar “atención especial” a las medidas de conservación.

#### GABÓN

**Distribución en el País Evaluado:** Chirio y LeBreton (2007) y Bonin *et al.* (2006) consideraron a Gabón como un país del rango de distribución, mientras que el mapa de distribución por Vetter (2011) indicó la posible presencia de la especie en el país. Luiselli *et al.* (2006), consideraron que era posible que la especie estuviese presente en el país, sin embargo esto estaba basado solamente en la información de las exportaciones. La AA CITES de Gabón (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) informó que con base a observaciones de campo, la especie está distribuida a lo largo del país. Se informaron observaciones de campo en la periferia del Parque Nacional Birougou en Gabón central y en el Parque Nacional Monts de Cristal en el noroccidente de Gabón (AA CITES de Gabón *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013). Sin embargo, muchos autores no consideraron que Gabón fuera un país del rango de distribución de *K. homeana* (Iverson, 1992; Pauwels y Maran, 2007; Branch, 2008; Luiselli *et al.*, 2012; Uetz, 2013). Con base en una revisión de literatura y trabajo de campo realizado 2001-2005, Pauwels *et al.* (2006) no pudieron confirmar la presencia de la especie en ninguno de los Parques Nacionales de Gabón y observaron que el estatus de *K. homeana* “aún debía ser evaluado”, y podría ser registrado “a través de trabajo de campo adicional”. O. S. G. Pauwels (2013, com. pers. a UNEP-WCMC) señaló recientemente que la especie había sido “citada por equivocación” como encontrada en el país, asegurando que “no había evidencia” para probar que ésta se encuentra en Gabón, y que si se encontraba estaría restringida a una “zona geográfica muy limitada”. Observó además que él realiza con regularidad revisiones en los mercados a lo largo de las carreteras para la oferta de tortugas, y confirmó que *K. homeana* nunca había sido encontrada en el comercio local, mientras que *K. erosa* era vendida con frecuencia (O.S.G. Pauwels, 2013, com. pers. a UNEP-WCMC).

**Tendencias y estado de la población:** La AA CITES de Gabón (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) informó que el estatus de la especie era desconocido debido a la falta de encuestas de población; sin embargo los avistamientos ocasionales en el campo fueron considerados que sugerían que no estaba amenazada. No se localizó información adicional sobre el estatus de la especie en el país.

**Amenazas:** La AA CITES de Gabón (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) consideró la pérdida del hábitat como la principal amenaza para la especie, anotando que ésta era cazada ocasionalmente para propósitos de subsistencia o para los mercados locales en áreas rurales. O. S. G. Pauwels (com. pers. a UNEP-WCMC, 2013) manifestó que todas las especies de tortugas son cazadas para alimento y fines medicinales en todas partes del país, siendo las tortugas capturadas para mercados locales de manera oportunista, pero no para el comercio internacional.

**Comercio:** Se han recibido los informes anuales CITES de Gabón para todos los años 2002-2012 con excepción del 2006 y 2011. Gabón publicó una cuota de exportación para especímenes vivos de *K. homeana* de origen silvestre en 2001 (diez animales), 2002 (diez animales), 2007 (cinco animales) y 2008 (cinco animales); la cuota para caparazones de origen silvestre en 2002 (diez), 2007 (cinco) y 2008 (cinco); y una cuota para cinco especímenes formalinizados de origen silvestre en 2007 solamente. De acuerdo a la Base de Datos de Comercio CITES, las únicas exportaciones directas de *K. homeana* registradas durante 2002-2012 fueron en 2002; Gabón informó la exportación de tres caparazones de origen silvestre a Francia con fines personales, mientras que Francia informó la importación de dos cuerpos y un caparazón pre-Convención con fines personales en el mismo año. Por lo tanto, parece que ninguna de las cuotas ha sido excedida, de acuerdo a los datos registrados por los países importadores o exportadores. No se informaron exportaciones indirectas de *K. homeana* originaria de Gabón durante 2002-2012.

La AA CITES de Gabón (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) informó que no habían registros relacionados con la importación y exportación de la especie, y que en 2012 se había rechazado una solicitud de exportación.

La Unión Europea suspendió el comercio de *K. homeana* vivas de origen silvestre de Gabón desde 18/02/2005 hasta 10/05/2006.

**Gestión:** *K. homeana* no está incluida en la lista de las especies total o parcialmente protegidas bajo el Decreto No 189 de 1987 (Gabón, 1987) y La AA CITES de Gabón (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) confirmó que la especie no está protegida bajo la legislación gabonesa. Sin embargo, la explotación de especies nativas en Gabón está sujeta a la autorización de las autoridades pertinentes (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

Bonin *et al.* (2006) observaron que la especie se encontraba en algunos de los Parque Nacionales de Gabón, y de acuerdo a La AA CITES de Gabón (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013), se encuentra en los Parques Nacionales de Birougou y Monts de Cristal.

#### Togo

**Distribución en el País Evaluado:** Pritchard (1967; 1979a) y Luiselli *et al.* (2012) no consideraron a Togo como un país del área de distribución, sin embargo el mapa de distribución de Vetter (2011) indica la presencia en la parte costera sur del país, y el mapa de distribución de Iverson (1992) parece indicar su presencia a lo largo de la frontera con Ghana. Maran (2009) observó la especie en Kpele Ele (suroccidente de Togo) en 2002, y Gonwou y Nsang (2005) registraron a un individuo en la región de Monte Mitra del Parque Nacional Monte Alén (continental central) en 2005. Harris (2002) informó que el hábitat adecuado estaba restringido a bosques de galería y áreas alrededor de Badou y Kpalime, pero no registró la especie en los conteos de campo realizados en 1999-2000.

Luiselli *et al.* (2006) estimaron que en 1992, el rango potencial de distribución de la especie cubría 5.600 km<sup>2</sup>, pero observaron que era posible que el rango actual fuera más estrecho.

**Tendencias y estatus de la población:** Con base en entrevistas con los habitantes locales realizados 1999-2000, Harris (2002) informó que menos de ellos reconocían a *K. homeana* que

a *K. belliana*, y menos aún reconocían a *K. erosa*, lo cual “probablemente refleja su relativa abundancia”. Los entrevistados informaron avistamientos de *K. homeana*, indicando que era rara, y que generalmente se pensó que la frecuencia de avistamientos de esta especie y otros reptiles ha disminuido durante los cinco años anteriores (Harris, 2002).

**Amenazas:** La pérdida de hábitat debido a la deforestación fue vista como la principal amenaza en Togo (Harris, 2002), y se consideró que el hábitat forestal adecuado era raro y estaba disminuyendo (Harwood, 2003).

También se informó que la especie era cazada para alimento y medicina tradicional, comercializada localmente “y rutinariamente recogida, si es encontrada” (Harris, 2002). Su captura para el comercio internacional fue vista como una amenaza adicional (Harris, 2002). En el Examen de Comercio Significativo de 1993 de la CITES, se pensó que el comercio de Togo tiene potencialmente efectos adversos sobre las poblaciones (WCMC *et al.*, 1993).

**Comercio:** Aún no se han recibido los informes anuales CITES de Togo para los años 2006 ó 2012. Togo publicó cuotas de exportación para 500 *K. homeana* de origen silvestre y 2.000 procedentes de criaderos cada año desde 1997 en adelante (Tabla 3). Parece que la cuota para especímenes de origen silvestre fue excedida en 2002-2005 de acuerdo a los datos registrados por los países importadores; el comercio de especímenes procedentes de criaderos permaneció cada año dentro de la cuota, de acuerdo a los datos registrados tanto por los países importadores como los exportadores.

**Tabla 3. Cuotas de exportación de la CITES para *Kinixys homeana* de origen silvestre y procedentes de criaderos desde Togo y las exportaciones directas globales, según lo registrado por los países importadores y exportadores, 2002-2013. (Aún no se han recibido los informes anuales de Togo para 2006 ó 2012; la información de comercio para 2012-2013 aún no está disponible.) (Todo el comercio fue de especímenes vivos con la excepción de 50 caparazones de origen silvestre informado por el país exportador en 2002.)**

	Informado por	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
Cuota (de origen silvestre)		500	500	500	500	500	500	500	500	500	500	500	500
Cuota (procedentes de criaderos)		2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000
de origen silvestre	Importador	1876	878	706	717	308	111	52	160	266	40		
	Exportador	75	83							250			
procedentes de criaderos	Importador	1532	1344	902	1245	1040	1524	1014	665	549	632		
	Exportador	1447	1888	1971	1789		1577	1127	1225	1115	705		

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, UNEP-World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, Reino Unido

Las exportaciones directas de *K. homeana* desde Togo durante 2002-2012 consistieron de especímenes vivos y caparazones comercializados con fines comerciales, la mayoría de los cuales eran procedentes de criaderos con una proporción significativa de origen silvestre (Tabla 4). Los países importadores reportaron números más altos de individuos de origen silvestre que Togo; Togo informó comercio de especímenes de origen silvestre solamente en 2002-2003 y 2010. Las importaciones tanto de animales procedentes de criaderos como de origen silvestre disminuyeron en total durante el período 2002-2011. El principal país importador de especímenes tanto procedentes de criaderos como de origen silvestre fue Estados Unidos, con Italia, Francia y Ghana importando también cantidades considerables de especímenes procedentes de criaderos.

Las exportaciones indirectas de *K. homeana* procedentes de Togo 2002-2012 consistió de individuos vivos, la mayoría de las cuales fueron procedentes de criaderos o de origen silvestre y comercializados con fines comerciales.



**Tabla 4. Exportaciones directas de *Kinixys homeana* desde Togo, 2002-2011. Todo el comercio fue con fines comerciales. (No se ha recibido el informe anual de Togo para 2006.)**

Término	Fuente	Informado por	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	Total
vivos	W	Importador	1876	878	706	717	308	111	52	160	266	40	5114
		Exportador	25	83								250	
	R	Importador	1532	1344	902	1245	1040	1524	1014	665	549	632	10447
		Exportador	1447	1888	1971	1789		1577	1127	1225	1115	705	12844
caparazón	W	Importador											
		Exportador	50										

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, UNEP-World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, Reino Unido

Se informó que la mayoría de la caza se realiza durante la época seca, cuando la especie es detectada más fácilmente; esto coincide con la época en la cual las hembras están gestantes, lo cual puede tener impactos significativos en las poblaciones locales (Harris, 2002). Los inventarios de los mercados locales revelaron uno o dos especímenes para la venta en 13 de cada 26 puestos de las encuestas de mercado (Harris, 2002). En 1999, los exportadores de reptiles fueron informados que compraban *K. homeana* a cazadores locales por FF 1.5-2.5 (USD 0.3-0.5) y los vendían a los comerciantes extranjeros por USD 4-6; el valor medio de los especímenes vendidos en línea fue de USD 28 (Harris, 2002).

Harris (2002) observó que con frecuencia eran decomisadas exportaciones ilegales de *Kinixys* spp. en Togo

La Unión Europea suspendió el comercio de *K. homeana* de origen silvestre y procedentes de criaderos desde Togo en 2005; a partir de 2006 en adelante, la suspensión para *K. homeana* procedentes de criaderos aplicó tan sólo para especímenes con una longitud desde el hocico hasta la abertura cloacal superior a 8 cm, y desde 2012 en adelante para especímenes con una longitud recta de caparazón superior a 8 cm. Ambas suspensiones continúan vigentes bajo la Regulación de la Comisión (EC) No. 578/2013 del 17 de junio de 2013.

**Gestión:** *K. homeana* no parece estar protegida bajo la legislación togolesa (Togo, 1990; 2009).

Con base en las visitas realizadas durante 1999-2000, Harris (2002) informó que aproximadamente 2.537 hembras de *Kinixys* spp. estaban siendo mantenidas en una de las instalaciones de reproducción y que aproximadamente el 90 por ciento de las tortugas jóvenes producidas estaban siendo liberadas, aunque no se sabe si estaban siendo liberadas a un hábitat adecuado. Harwood (2003) visitó el país en 2002, informando que cuatro de seis criaderos autorizados estaban exportando reptiles vivos desde Togo. Se informó que estos criaderos, situados cerca de la capital Lomé estaban operando principalmente como sistemas de granjas (Harwood, 2003). Ineich (2006) realizó visitas a los criaderos togolesas en 2004, y observó que en su segunda visita en 2006, muchas de las recomendaciones relacionadas con las condiciones de reproducción habían sido implementadas.

Luiselli *et al.* (2006) expresaron su preocupación sobre los altos niveles de exportaciones de *K. homeana* desde Togo, y recomendaron una estricta regulación del comercio de especímenes de origen silvestre. Ellos observaron que “con frecuencia no era claro cómo eran obtenidos estos especímenes debido a que los criaderos de tortugas estaban muy subdesarrollados” (Luiselli *et al.*, 2006). Se informó que la especie era capturada por cazadores locales y vendida a criaderos de reptiles, sin embargo, se consideró difícil de encontrar y, por tanto, algunas veces era comprada en criaderos y aldeas donde era mantenida en cautiverio con fines medicinales o religiosos (Harris, 2002).

En el sistema de cuotas para las especies procedentes de criaderos desde Togo, se informó que la cuota total era calculada con base en la información en los niveles de existencias de

los criaderos (Harwood, 2003). Estas cifras representaban los estimativos de producción que fueron recogidos de cada criadero al comienzo de cada año, sujetas a revisión a solicitud de los criaderos individualmente (Harwood, 2003). Se informó que estaban permitidas algunas capturas del medio silvestre para propósitos de reproducción cuando estaban autorizadas mediante licencias, con liberaciones de especímenes de criaderos al medio silvestre llevadas a cabo bajo la supervisión de las autoridades pertinentes (sin embargo, no se estaban registrando cifras exactas de las liberaciones) (Harwood, 2003).

#### **D. Problemas identificados que no están relacionados con la implementación del Artículo IV párrafos 2(a), 3 o 6 (a)**

Se informó sobre incautaciones de exportaciones ilegales de *Kinixys* spp. en Togo.

Aún no se han recibido los informes anuales CITES de Benín para 2003 ó 2006, Togo para 2006, Costa de Marfil para 2006 ó 2010, RD Congo para 2010 ó 2011 o Gabón para 2006 ó 2011.

#### **E. Referencias**

- Alonso, L. E., Lauginie, F. y Rondeau, G. 2005. *Une évaluation biologique de deux forêts classées du sud-ouest de la Côte d'Ivoire*. RAP Bulletin of Biological Assessment 34. Washington D.C., EEUU: Conservation International.
- Altherr, S. y Freyer, D. 2001. *Morbidity and mortality in private husbandry of reptiles*. West Sussex, RU: RSPCA y Pro Wildlife.
- Autoridad Administrativa CITES de Bénin. 2013. Autoridad Administrativa CITES de Bénin, *in litt.* a UNEP-WCMC, 18/06/2013.
- Autoridad Administrativa CITES de Ecuatorial Guinea. 2013. Autoridad Administrativa CITES de Ecuatorial Guinea, com. pers. a UNEP-WCMC, 28/06/2013.
- Autoridad Administrativa CITES de Gabón. 2013. Autoridad Administrativa CITES de Gabón, *in litt.* a UNEP-WCMC, 12/3/2013.
- Benin. 1987. *LOI no 87-014 du 21 Septembre 1987 portant réglementation de la protection de la nature et de l'exercice de la chasse en République Populaire du Bénin*.
- Bonin, F., Devaux, B. y Dupré, A. 2006. *Turtles of the world*. Londres, RU: A&C Black.
- Branch, B. 2008. *Tortoises, terrapins and turtles of Africa*. Cape Town, South Africa: Struik Publishers Ltd.
- Broadley, D. G. 1989. *Kinixys homeana*, Home's Hinged Tortoise. En: Swingland, I. R. y Klemens, M. W. (eds.), *The conservation biology of tortoises*, Gland, Switzerland: IUCN, p.58-59.
- Buhlmann, K. A., Akre, T. S. B., Iverson, J. B., Karapatakis, D., Mittermeier, R. A., Georges, A., Rhodin, A. G. J., van Dijk, P. P. y Gibbons, J. W. 2009. A global analysis of tortoise and freshwater turtle distributions with identification of priority conservation areas. *Chelonian Conservation and Biology*, 8 (2), p.116-149.
- Chirio, L. y LeBreton, M. 2007. *Atlas des reptiles du Cameroun*. Paris, Francia: Publications Scientifiques du Muséum national d'Histoire naturelle, IRD Éditions.
- Corton, M. 2013. *Kinixys* (Hinged tortoise) care. *World Chelonian Trust*. [En línea]. Disponible en: <http://www.chelonian.org/Articles/Kinixysscare.htm> [Descargado: 18 de febrero, 2013].
- Costa de Marfil. 1994. *Loi no 94-442 portant modification de la loi no 62-255 du 4 août 1965 relative à la protection de la Faune et à l'exercice de la Chasse*. Journal Officiel de la République de Côte d'Ivoire.
- Debroux, L., Hart, T., Kaimowitz, D., Karsenty, A. y Topa, G. 2007. *Forests in post-conflict Democratic Republic of Congo: analysis of a priority agenda*. CIFOR, The World Bank and CIRAD.
- Diagne, T. 2010. Tortoise and terrapin survey in Benin, West Africa. *Turtle Survival Alliance Magazine*, August, p.36-39.

- Ernst, C. H., Altenburg, R. G. M. y Barbour, R. W. 2013. *Kinixys homeana*. *Turtles of the World*. [En línea]. Disponible en: <http://wbd.etibioinformatics.nl/bis/turtles.php> [Descargado: 18 de febrero, 2013].
- Fa, J. E. y Yuste, J. E. G. 2001. Commercial bushmeat hunting in the Monte Mitra forests, Equatorial Guinea: extent and impact. *Animal Biodiversity and Conservation*, 24 (1), p.31-52.
- Farkas, B. y Sátorhelyi, T. 2006. Captive propagation of *Kinixys homeana* Bell, 1827. En: Artner, H., Farkas, B. y Loehr, V. (eds.), *Proceedings of the International Turtle and Tortoise Symposium, Vienna 2002*, Frankfurt am Main, Alemania: Edition Chimaira, p.419-423.
- Fritz, U. y Havaš, P. 2007. Checklist of chelonians of the world. *Vertebrate Zoology*, 57 (2), p.148-368.
- Gabón. 1987. *Décret No 189/PR/MEFCR, 4 Mars 1987, relatif á la protection de la faune*.
- Gonwouo, N. L. y Nsang, A. 2005. An assessment of the reptiles and amphibians of the Monte Mitra forest, Monte Alen National Park. En: Sunderland, T. C. H. (ed.), *A biodiversity assessment of the Monte Mitra forest, Monte Alen National Park, Equatorial Guinea*, Washington D.C., EEUU: Smithsonian Institution, p.32-49.
- Guinea Ecuatorial. 2003. *Ley número 7/2003 reguladora del medio ambiente en la República de Guinea Ecuatorial*.
- Harris, M. 2002. *Assessment of the status of seven reptile species in Togo*. Bruselas, Bélgica Comisión de la Unión Europea.
- Harwood, J. 2003. *West African reptiles: species status and management guidelines for reptiles in international trade from Benin and Togo*. Cambridge, RU: UNEP-WCMC.
- Ineich, I. 2006. *Les élevages de reptiles et de scorpions au Benin, Togo et Ghana, plus particulièrement la gestion des quotas d'exportation et la définition des codes "source" des spécimens exportés*. París, Francia: Rapport d'étude réalisée pour le Secrétariat de la CITES.
- Iverson, J. B. 1992. *A revised checklist with distribution maps of the turtles of the world*. Richmond, EEUU: Earlham College.
- Jackson, K. y Blackburn, D. C. 2010. A survey of amphibians and reptiles at degraded sites near Pointe-Noire, Kouilou Province, Republic of Congo. *Herpetological Conservation and Biology*, 5 (3), p.414-429.
- Kirkpatrick, D. 1998. African hingeback tortoises of the genus *Kinixys*. *Reptile and amphibian magazine*, 54, p.32-37.
- Luiselli, L. 2003. Comparative abundance and population structure of sympatric Afrotropical tortoises in six rainforest areas: the differential effects of "traditional veneration" and of "subsistence hunting" by local people. *Acta Oecologica*, 24 (3), p.157-163.
- Luiselli, L., Angelici, F. M., Rugoer, L., Akani, G. C., Eniang, E. A., Pacini, N. y Politano, E. 2008. Negative density dependence of sympatric hinge-back tortoises (*Kinixys erosa* and *K. homeana*) in West Africa. *Acta Herpetologica*, 3 (1), p.19-33.
- Luiselli, L., Civetta, F., Masciola, S., Milana, G. y Amori, G. 2012. Spatial turnover and knowledge gaps for African chelonians mirror those of African small mammals: conservation implications. *Tropical Conservation Science*, 5 (3), p.365-380.
- Luiselli, L., Politano, E. y Lea, J. 2006. *Kinixys homeana*. IUCN 2012. *IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2*. [En línea]. Disponible en: <http://www.iucnredlist.org/> [Descargado: 13 de febrero, 2013].
- Maran, J. 2009. Nouvelles observations sur la distribution des tortues de la République du Bénin, de la Côte d'Ivoire et du Togo (Chelonii: Pelomedusidae, Trionychidae, Testudinidae). *Cheloniens*, 15 (19), p.13-25.
- Maran, J. y Serpol, P. 2006. Note sur la maintenance en captivité de *Kinixys homeana* Bell, 1827 (Reptilia, Chelonii, Testudinidae). *Cheloniens*, 3, p.30-34.
- Pauwels, O. S. G. 2013. Olivier S.G. Pauwels (Conservation Biologist and Herpetologist) com. pers. a UNEP-WCMC, 26/02/2013.
- Pauwels, O. S. G. y Maran, J. 2007. Occurrence of tortoises and freshwater turtles (Pelomedusidae, Testudinidae, and Trionychidae) in the national parks of Gabon - 2006 status of knowledge. *Turtle and Tortoise Newsletter*, 2007 (10), p.21-26.
- Pauwels, O. S. G., Christy, P. y Honorez, A. 2006. Reptiles and National Parks in Gabon, Western Central Africa. *Hamadryad*, 30 (1-2), p.181-196.
- Penner, J. y Rödel, M.-O. 2007. Amphibians and reptiles of Lokutu. En: Butynski, T. M. y McCullough, J. (eds.), *A Rapid Biological Assessment of Lokutu, Democratic Republic of Congo*.

- RAP Bulletin of Biological Assessment 46, Arlington, VA, EEUU: Conservation International, p.37-41.
- Pritchard, P. C. H. 1967. *Living turtles of the world*. Neptune City, N.J.: TFH Publications Inc.
- Pritchard, P. C. H. 1979a. *Encyclopedia of turtles*. Neptune, EEUU: TFH Publishing Inc.
- Pritchard, P. C. H. 1979b. *Turtle conservation and exploitation*. Neptune, EEUU: TFH Publications Inc., p.818-832.
- República Democrática del Congo. 2006. *Arrêté interministériel n° 003/CAB/MIN/ECN-EF/2006 et n° 099/CAB/MIN/FINANCES/2006 du 13 juin 2006*.
- Schlaepfer, M. A., Hoover, C. y Dodd Jr, C. K. 2005. Challenges in evaluating the impact of the trade in amphibians and reptiles on wild populations. *BioScience*, 55 (3), p.256-264.
- Sinsin, B., Zannou, A., Djego, J., Djossa, B., Kpera, N. G. y Tchibozo, S. 2008. *Biology of the main specimens of the Convention on International Trade in Endangered Species (CITES) in Benin: the case of monitor lizards, tortoises, chameleons and scorpions*. Zagreb, Croacia: University of Abomey-Calavi and Ministry of the Environment and Nature Protection.
- Tabaka, C. 2003. Differentiating *Kinixys homeana* from *Kinixys erosa*. *World Chelonian Trust*. [En línea]. Disponible en: [http://www.chelonia.org/Articles/diffkhomeana\\_erosa.htm](http://www.chelonia.org/Articles/diffkhomeana_erosa.htm) [Descargado: 18 de febrero, 2013].
- Togo. 1990. *Décret No 90-178 du 7 novembre 1990 portant modalités d'exercice de la chasse au Togo*.
- Togo. 2009. *Loi No 2008-09 Portant Code Forestier*.
- Uetz, P. 2013. *Kinixys homeana* Bell, 1827. *The Reptile Database*. [En línea]. Disponible en: <http://reptile-database.reptarium.cz/> [Descargado: 14 de febrero, 2013].
- Ullrich, K., Grell, O. y Boehme, W. 2010. Reptiles from southern Benin, West Africa, with the description of a new *Hemidactylus* (Gekkonidae), and a country-wide checklist. *Bonn zoological Bulletin*, 57 (1), p.31-54.
- Vetter, H. 2011. *Turtles of the world Vol. 1: Africa, Europe and Western Asia*. 2nd editio. Frankfurt am Main, Germany: Edition Chimaira.
- WCMC, IUCN/SSC y TRAFFIC. 1993. *Significant trade in wildlife: a review of selected animal species in CITES Appendix II*. Cambridge, RU: Draft report to the CITES Animals Committee.
- Webb, M. R. 2012. Out of Africa: 18 months of observations on the captive care of rescued Home's hingebacks. *Tortoise Trust Newsletter*, p.8-13.

**Hippocampus algiricus (Kaup, 1856): Guinea, Senegal**

Syngnathidae, Caballito de mar de África Occidental

**Selección para el Examen de Comercio Significativo**

En su 25ª reunión, el Comité de Fauna (CF) incluyó a *Hippocampus algiricus* (todos los países de su rango de distribución) en el Examen de Comercio Significativo como una especie prioritaria, siguiendo las consideraciones del documento AC25 Doc. 9.6 (Acta Resumida AC25). *H. algiricus* fue identificada como una especie que mostraba un incremento agudo en el comercio en 2009 (Anexo 2, AC25 Doc. 9.6)). Durante la 26ª reunión del CF, no se habían recibido respuestas (AC26 Doc. 12.3). Argelia, Angola, Benín, Costa de Marfil, Gambia, Ghana, Guinea, Liberia, Nigeria, Sao Tome y Príncipe, Senegal y Sierra Leona fueron retenidos en el proceso (Acta Resumida AC26). Después de la 26ª reunión del CF Argelia, Angola, Benín, Costa de Marfil, Gambia, Ghana, Liberia, Nigeria, Sao Tome y Príncipe y Sierra Leona fueron retirados del proceso con base en la ausencia de comercio comercial durante los últimos 10 años, de acuerdo y en consulta con el CF.

**A. Resumen**

**Resumen de las recomendaciones para *Hippocampus algiricus*.**

**Resumen general**

Estatus poblacional desconocido. Clasificada como Vulnerable en la Lista Roja de la UICN debido a una presunta disminución de la población. Se expresaron preocupaciones sobre lo apropiado del límite de tamaño recomendado por el Comité de Fauna.

Estado del rango de distribución	Categoría Provisional	Resumen
Guinea	Preocupación Urgente	Altos niveles de comercio de cuerpos de origen silvestre durante 2004-2012. Estatus desconocido en Guinea. Los especímenes en comercio son procedentes principalmente de la pesca incidental y no está clara la base científica del dictamen de extracción no perjudicial. Por lo tanto es clasificada como de Preocupación Urgente.
Senegal	Preocupación Urgente	Relativamente altos niveles de comercio 2004-2012 principalmente de cuerpos de origen silvestre. Estado poblacional desconocido, pero se observaron disminuciones de población y reducción en el tamaño de los especímenes capturados. Los especímenes en comercio proceden principalmente de la pesca incidental y no está clara la base científica del dictamen de extracción no perjudicial. Por lo tanto es clasificada como de Preocupación Urgente.

**B. Generalidades de la especie**

**Nota taxonómica:** Se han llevado a cabo varias revisiones taxonómicas del género *Hippocampus* (Lourie *et al.*, 1999). Scales (2010) señaló la dificultad en la identificación y clasificación de las especies de *Hippocampus* así como la falta de investigación taxonómica en *Hippocampus*. Todos los *Hippocampus* no espinosos fueron anteriormente comercializados como *H. kuda*, y la investigación genética indica que *H. algiricus* está estrechamente relacionada tanto a *H. kuda* como a *H. reidi* (Lourie *et al.*, 2004).

**Biología:** *H. algiricus* se encuentra en aguas someras de menos de 25 m de profundidad (Wirtz *et al.*, 2007), con frecuencia se asocia a los pastos marinos y a hábitats de fondo blando (West, 2012). *H. algiricus* es una especie relativamente grande con una altura máxima de los adultos de 19 cm; la biología e historia de la vida de la especie no son bien conocidas (Lourie *et al.*, 2004).

Las poblaciones de *Hippocampus* spp. tiene una proporción de sexos igual (Lourie *et al.*, 1999) y los animales son monógamos dentro de un ciclo de reproducción (Foster y Vincent, 2004). La tasa de reproducción de la *Hippocampus* spp. es considerada de ser limitada debido a la combinación de pocas crías por nacimiento y un cuidado parental largo (Lourie *et al.*, 1999).

*Hippocampus* spp. tienen rangos de distribución pequeños, baja movilidad y una baja mortalidad adulta natural (Vincent, 1996). Por lo general se cree que ellos viven entre 1-5 años (Vincent y Koldewey, 2006), pero se consideró limitada la información sobre las tasas de sobrevivencia y otros parámetros de su historia de vida (Foster y Vincent, 2004).

**Distribución general y estado:** *H. algiricus* habita en las aguas costeras de África Occidental, desde Senegal hasta Angola (Afonso *et al.*, 1999; Lourie *et al.*, 2004; Mamonekene *et al.*, 2006) (Figura 12), pero se consideró insuficiente la información sobre la distribución de la especie (Lourie *et al.*, 2004).

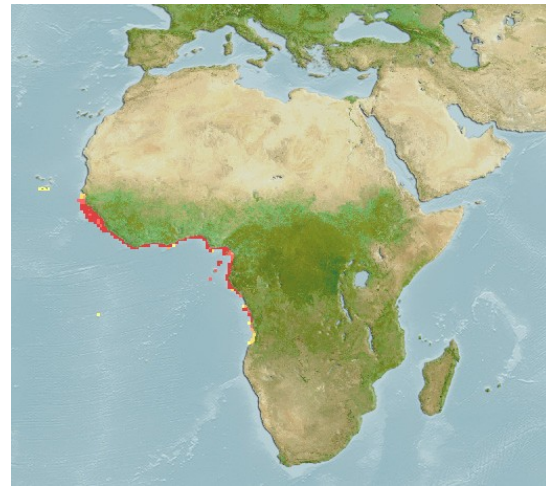


Figura 12. Distribución global de *Hippocampus algiricus* (Fuente: AquaMaps, 2013).

La información sobre la especie fue considerada inadecuada puesto que fue principalmente conocida de especímenes de museo (Wirtz *et al.*, 2007). *H. algiricus* fue clasificado como con Datos Insuficientes en la Lista Roja de la UICN en 2002, pero la clasificación fue cambiada a Vulnerable en 2012 debido a una supuesta disminución en la población (Czembor *et al.*, 2012).

**Amenazas:** Se consideró que la explotación directa, la captura incidental y la destrucción del hábitat eran las principales amenazas para las especies de *Hippocampus* en general (Vincent, 1996). Se informó que la mayoría de *Hippocampus* spp. eran capturados como pesca incidental durante la pesca de arrastre de camarón (Aish *et al.*, 2003; McPherson y Vincent, 2004; Giles *et al.*, 2006; Perry *et al.*, 2010). Se consideró considerable la presión dirigida sobre poblaciones o especies particulares para el comercio de individuos vivos para el comercio de acuarios (Hunt y Vincent, 2006; Vincent *et al.*, 2011a).

Se ha considerado que las características biológicas de *Hippocampus* spp. los hacen vulnerables a la pesca excesiva y no adecuados para una extracción intensiva (Vincent, 1996; Foster y Vincent, 2004). También se pensó que estas características explicaban las disminuciones de poblaciones de *Hippocampus* observadas por los pescadores y comerciantes en todo el mundo (Vincent, 1996; Vincent *et al.*, 2011a). Sin embargo, Curtis *et al.* (2007) descubrieron que es posible que la pesca demersal no reduzca los números de todas las especies de *Hippocampus* y Martin-Smith y Vincent (2005) también observaron disminuciones independientes a la pesca. Sin embargo, Vincent (1996) señaló que la captura artesanal e incidental de *Hippocampus* eran insostenibles, puesto que los captos continúan extrayendo *Hippocampus* spp. aun cuando las poblaciones disminuyen a niveles críticamente bajos.

**Generalidades del comercio y la gestión:** *H. algiricus* fue relacionada en Apéndice II de la CITES el 15/05/2004.

En 2004, el Comité de Fauna en su 20ª reunión recomendó (Notificación de la CITES 2004/033; Notificación de la CITES 2005/014) un límite voluntario de altura mínima de 10 cm para el comercio internacional de especímenes de *Hippocampus* silvestres. Surgieron preocupaciones que este límite de tamaño no era suficiente para proteger a *H. algiricus* de la sobreexplotación debido a que la altura adulta excede de 10 cm (Foster y Vincent, 2005) y el achicamiento en tamaño de los especímenes disecados de *Hippocampus* spp. (Nadeau *et al.*, 2009). Curtis y Vincent (2008) recomendaron un límite de tamaño mínimo de 14 cm, dependiendo de la evaluación socioeconómica y de manejo. No se requieren permisos de exportación o reexportación hasta cuatro especímenes muertos de *Hippocampus* spp. por persona con fines personales o domésticos, según la Resolución de la CITES Conf. 13.7 (Rev. CoP 16).

Evanson *et al.* (2011) observaron que había aumentado el comercio de la especie “aproximadamente el doble o triple” desde 2004 y estimaron que el número de individuos comercializados entre 2004 y 2008 era de alrededor 4,1 millones. Se informó que la fuente más grande de *H. algiricus* en el comercio internacional era la captura incidental de la pesca camaronera de arrastre (Evanson *et al.*, 2011), con la mayoría de *H. algiricus* ingresando al comercio destinado para el mercado asiático, principalmente no sólo como especímenes disecados utilizados en la medicina tradicional, sino como alimentos tónicos y curiosidades (Vincent *et al.*, 2011b). Se estimó que la medicina tradicional (china) consumía un estimado del 95% del comercio de *Hippocampus* spp. (Vincent *et al.*, 2011a), con algunos especímenes comercializados también como curiosidades (disecados) y vivos para uso en acuarios y como hobbies (Lourie *et al.*, 2004). Vincent (1996) consideró que el comercio creciente de *Hippocampus* spp. era potencialmente insostenible, y Evanson *et al.* (2011) estaban particularmente preocupados sobre la presión que el comercio emergente tendrá sobre las poblaciones de la *H. algiricus*.

Koldewey y Martin-Smith (2010) informaron que la demanda de *Hippocampus* spp. aún no puede satisfacerse a través de la acuicultura y que la mayoría de las instalaciones de acuicultura encuestadas solamente suministran especímenes vivos para el comercio de acuarios.

La identificación de las especies individuales de *Hippocampus* en el comercio internacional fue considerada problemática, puesto que los pescadores y comerciantes muy rara vez identifican *Hippocampus* a nivel de la especie (Vincent *et al.*, 2011b). Además, la información sobre el comercio de *Hippocampus* de los países africanos se encontró que era insuficiente (Vincent *et al.*, 2011b).

Se consideró esencial un entendimiento claro de la historia de vida y ecología para el manejo de *Hippocampus* spp. (Curtis *et al.*, 2007), con un riguroso monitoreo requerido para evaluar las acciones de conservación (Martin-Smith y Vincent, 2005). Thornhill (2012) observó la dificultad de emitir dictámenes de extracción no perjudicial para *Hippocampus* spp. debido a la falta de información sobre la biología de la población.

### C. Examen por País:

#### GUINEA

**Distribución en el País evaluado:** La presencia de *H. algiricus* en Guinea fue reportada por Lourie *et al.* (1999; 2004), pero hasta la fecha es desconocida la distribución en el país (Project Seahorse, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

Se consideró que se sabía poco sobre la especie en su medio silvestre en Guinea, pero se pensó que era de hábitat generalista, encontrándose tanto en fondos blandos como duros así como en algas y pastos marinos (Project Seahorse, información no publicada Project Seahorse, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

**Tendencias y estado de la población:** West (2012) encontró que *H. algiricus* era la especie más abundante de *Hippocampus* cerca de la costa de Guinea, pero resaltó una falta de investigación e información. No había disponible información adicional sobre el estatus local (Project Seahorse, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

**Amenazas:** La captura incidental por la flota de pesca artesanal se consideró era la amenaza principal para la especie en Guinea (Project Seahorse, información no publicada, en: Project Seahorse, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013). El aumento de la presión de la pesca cerca de la costa de Guinea, combinada con la degradación del medio ambiente marino costero, fueron considerados ser las amenazas potenciales para *H. algiricus* (Vincent *et al.*, 2011b).

**Comercio:** Evanson *et al.* (2011) consideraron que el país era el principal exportador de caballitos de mar en África. Las encuestas preliminares sobre el comercio llevadas a cabo en Guinea en 2012 mostraron que todos los caballitos de mar fueron obtenidos de la captura incidental y fueron destinados para el mercado asiático; sin embargo, se observó que se requería un análisis adicional de información y el número de entrevistas llevadas a cabo para este estudio fue considerado pequeño (Project Seahorse, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013). *H. algiricus* fue la especie de caballito de mar que más frecuentemente se encuentra en el comercio en el país, con pequeños números de *H. hippocampus* también registrados (Project Seahorse, información no publicada, en: Project Seahorse, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) y se pensó que Guinea era uno de los principales exportadores africanos de *H. algiricus* (Vincent *et al.*, 2011b).

Aún no se han recibido los informes anuales CITES de Guinea para los años 2007, 2009, 2011 ó 2012. Guinea no ha publicado ninguna cuota de exportación para *H. algiricus*. De acuerdo a los datos en la Base de Datos de Comercio CITES, las exportaciones directas de *H. algiricus* desde Guinea durante 2004-2012 estaban compuestas de individuos vivos y de cuerpos comercializados con fines comerciales (Tabla 1). No se registró comercio durante 2010-2012. Los únicos países importadores fueron Hong Kong SAR y la República Popular China (en lo sucesivo denominada como China).

Las exportaciones indirectas de *H. algiricus* procedentes de Guinea consistieron de cuerpos de origen silvestre importados por Canadá con fines comerciales en 2005 (25 kg informados por Guinea, y 55 kg informados por el importador).

Se registraron pequeñas cantidades de comercio de *Hippocampus* spp. desde Guinea a nivel de género entre 2004-2011, consistiendo en cuerpos de origen silvestre exportados directamente desde Guinea con fines comerciales en 2007 (160 kg, declarados solamente por el país importador) y en 2008 (23 kg, declarados solamente por Guinea).



**Tabla 1. Exportaciones directas de *Hippocampus algiricus* desde Guinea, 2004-2009 (no se declaró comercio durante 2010-2012; no se han recibido los informes anuales de Guinea para 2007, 2009, 2011 ó 2012). Todo el comercio fue de origen silvestre y con fines comerciales. La especie fue enlistada en el Apéndice II el 15/05/2004. (Las cantidades han sido redondeadas al primer decimal, donde aplique).**

Término	Unidades	Informado por	2004	2005	2006	2007	2008	2009	Total
cuerpos	Kg	Importador	1009.4	1107.3	1030	683.8	1073	844	5747.5
		Exportador	822	1508.8					2330.8
vivos	kg	Importador							
		Exportador		425					425

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, UNEP-World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, Reino Unido

El comercio CITES desde Guinea fue predominantemente de *H. algiricus*, con algún comercio a nivel de género; se reportaron registros de comercio en kilogramos entre 2004 y 2008 los cuales fueron convertidos a número de individuos, usando un peso en seco medio global de 2,69g por caballito de mar, lo cual dio como resultado un comercio anual entre 300.000 y 860.000 individuos (Evanson *et al.*, 2011). Sin embargo, se pensó que esto subestimaba el peso de los caballitos de mar de África Occidental (West, 2012; Project Seahorse, información no publicada, en: Project Seahorse, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

Los datos de los registros del Censo y Estadísticas, no de la CITES, de Hong Kong SAR desde 1998 a 2010 registraron importaciones anuales de aproximadamente 157.000 ( $\pm 160.000$ ) caballitos de mar [ $\sim 448.6$  kg, basados en 350 caballitos de mar/kg] desde Guinea a nivel de género (Hong Kong CSD, sin fecha, en: Project Seahorse, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013). Aunque estas informaciones fueron observadas para que reflejaran estrechamente las importaciones realizadas por Hong Kong SAR registradas en la Base de Datos de Comercio CITES para los años que se sobreponen, el comercio de 62.000 individuos [ $\sim 177$  kg] en 2010 no se encontró estuviera reflejado en la información de la CITES (Hong Kong CSD, sin fecha, en: Project Seahorse, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013). Se informó que esta información comercial registra el comercio en peso, con conversiones aplicadas sobre la base de un kilogramo de comercio en secos representando aproximadamente 350 caballitos de mar (Project Seahorse, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

**Gestión:** *H. algiricus* no parece estar específicamente protegida por las leyes de Guinea (Guinea, 1999) y no se conocen normas locales (Project Seahorse, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013). West (2012) no encontró evidencia de que el comercio de *Hippocampus* estaba siendo regulado en Guinea, pero puesto que la principal amenaza para la especie parece ser la pesca incidental, el autor señaló que las regulaciones de comercio solas no son suficientes para asegurar la protección de la especie.

Se observó la falta de áreas marinas protegidas en Guinea, dando como resultado una protección insuficiente de *Hippocampus* y otros peces (Brugiere y Kormos, 2008). Los Códigos de Pesca de Guinea de 1995 prohíben el uso de explosivos y toxinas para la pesca (Guinea, 1995). Las Regulaciones sobre Pesca Artesanal prohíben además el uso de redes de cerco con jareta y nasas (Guinea, 2006).

#### SENEGAL

**Distribución en el País Evaluado:** Se informó la presencia de *H. algiricus* en Senegal por Lourie *et al.* (2004). Se informó que la especie se encontraba a lo largo de toda la costa del país (West, 2012).

Según se informa poco se sabe sobre esta especie en el medio silvestre, pero se pensó que es un generalista de hábitat, habitando áreas con pastos marinos y macroalgas (West, 2012). Se encontró tanto en fondos blandos como duros (West, 2012), y parece que prefiere los hábitats resguardados de la acción de las olas fuertes (Project Seahorse, información no publicada, en: Project Seahorse, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

**Tendencias y estado de la población:** Se encontró que *H. algiricus* era la especie más abundante de *Hippocampus* cerca de la costa de Senegal, aunque se observó una falta de investigación e información disponible (West, 2012). La especie podría ser más abundante al sur que al norte de Dakar, con base en la información de captura (West, 2012).

Sin embargo, los pescadores entrevistados en 2012 informaron una disminución en el tamaño y la abundancia de las especies de *Hippocampus* capturadas (West, 2012). Con base en tales observaciones, en combinación con “la captura y comercio significativo de caballitos de mar y pesca excesiva general en el país”, Project Seahorse supuso una disminución en las poblaciones locales (Project Seahorse, información no publicada, en: Project Seahorse, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013). No se encontró disponible información adicional de su estatus (Project Seahorse, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

**Amenazas:** West (2012) consideró que la pesca ilegal, no registrada e irregular (InRI) en Senegal era la principal amenaza para *H. algiricus*, con unas capturas reales que se creen son 40 por ciento más altas de lo estimado. Los pescadores informaron con regularidad sobre las disminuciones en el número de *Hippocampus* spp. capturados, así como una reducción en tamaño, lo cual, junto con un sesgo hacia los machos en la captura incidental, fue considerado como una señal de pesca excesiva (West, 2012).

**Comercio:** Senegal fue considerado como uno de los principales países exportadores de *H. algiricus* en África (Vincent *et al.*, 2011b), y Evanson *et al.* (2011) enumeraron a Senegal como el segundo país exportador más grande después de Guinea. Se consideró que el comercio local y consumo de caballitos de mar era mínimo, con la mayoría de la captura siendo vendida desde los pescadores a los compradores intermediarios y luego a los exportadores locales quienes la embarcaban a China continental, Hong Kong SAR y Taiwán, Provincia de China (West, 2012).

Se encontró que la mayoría de los especímenes de *H. algiricus* exportados desde Senegal provenían de las pesquerías artesanales (West, 2012). Se estimó que aproximadamente 1,1 millones de caballitos de mar desembarcaban anualmente en Senegal, con base a encuestas de comercio llevadas a cabo en 2012; sin embargo, como la captura incidental de los grandes navíos comerciales se cree que era significativamente subestimada, se cree que los desembarques reales eran mucho más altos (Project Seahorse, información no publicada, en: Project Seahorse, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013). Además, se observó que se habían identificado discrepancias considerables entre los volúmenes de comercio de *H. algiricus* observado y registrado en Senegal (West, 2012), y se observó que los desembarques de caballitos de mar eran significativamente más altos que los volúmenes registrados en el comercio de la CITES (Project Seahorse, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

Aún no se han recibido los informes anuales CITES de Senegal para 2011 ó 2012. Senegal no ha publicado ninguna cuota de exportación para *H. algiricus*. De acuerdo a los datos en la Base de Datos de Comercio CITES, las exportaciones directas de *H. algiricus* desde Senegal durante 2004-2012 consistieron principalmente de cuerpos y esqueletos de origen silvestre comercializados con fines comerciales (Tabla 2). Senegal también registró exportaciones de individuos vivos (20) y especímenes (45) no registrados por los importadores. Hong Kong SAR y China fueron los principales importadores.

Las exportaciones indirectas de *H. algiricus* procedentes de Senegal durante 2004-2012 consistieron en 55 kg de cuerpos de origen silvestre exportados a Canadá con fines comerciales en 2005, declarados únicamente por el país re-exportador.

Además, la importación de 30 *Hippocampus* vivos directamente desde Senegal fue declarada a nivel de género por los países importadores en 2003 (fuente y propósito no especificado).

**Tabla 2. Exportaciones directas de *Hippocampus algiricus* desde Senegal, 2004-2011 (aún no se han recibido los informes anuales de Senegal para 2011 ó 2012; no se informó comercio en 2012). Todo el comercio fue de origen silvestre. La especie fue enlistada en el Apéndice II el 15/05/2004. (Las cantidades han sido redondeadas al primer decimal, donde aplique).**

Término	Unidades	Propósito	Informado por	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	Total
cuerpos	kg	T	Importador	480.5	552.8	314.8	673	328	20	36	200	2605.1
			Exportador	520.5		358.8	464	506				
vivos	-	Q	Importador									
			Exportador				20					
esqueletos	-	T	Importador									
			Exportador						60	1354		
especímenes	-	S	Importador									
			Exportador		45							

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, UNEP-World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, Reino Unido

Aunque que todas las exportaciones de las especies de caballitos de mar desde Senegal fueron registradas en la Base de Datos de Comercio CITES como *Hippocampus* spp. o como *Hippocampus algiricus*, en un escrutinio más detallado de los especímenes registrados como *H. algiricus* para verificar la identidad de la especie, se encontraron dos especies comercializadas: *H. algiricus* y *H. hippocampus* (Project Seahorse, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013). De hecho, se estimó que esta última especie representaba hasta un 30 por ciento de los individuos comercializados localmente en Senegal (Project Seahorse, información no publicada, en: Project Seahorse, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013). Esto resalta las dificultades en la recolección de información precisa debido a los retos en su identificación.

Una evaluación los datos de comercio CITES registrados en kilogramos fue calculado de representar un promedio anual de 235.000 individuos ( $\pm 149.000$  individuos) desde 2004 a 2011 (Project Seahorse, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013). Evanson *et al.* (2011) estimaron un comercio anual de 200.000–310.000 individuos entre 2004 y 2008, basándose en un factor de conversión de 2.69 g/caballito de mar.

Los registros de datos del Censo y Estadísticas, no CITES, desde Hong Kong SAR desde 1998 a 2010 fueron declarados de incluir importaciones anuales de aproximadamente 120.000 caballitos de mar ( $\pm 103.000$ ) desde Senegal a nivel de género (Hong Kong CSD, sin fecha, en: Project Seahorse, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013). El comercio registrado en 2007 y 2008 se observó que era significativamente inferior a los volúmenes de comercio informados a la CITES (100.000 y 13.000, opuesto a 250.000 y 122.000) (Hong Kong CSD, sin fecha, en: Project Seahorse, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013). Se informó que estos datos de comercio registraron el comercio en peso, con las conversiones aplicadas sobre la base de un kilogramo de comercio en seco representando aproximadamente 350 caballitos de mar (Project Seahorse, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

**Gestión:** *H. algiricus* no parece estar específicamente protegido por las leyes senegalesas (Senegal, 1986) y no se conocen regulaciones locales (Project Seahorse, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013). West (2012) no encontró evidencia de regulación o manejo del comercio de *Hippocampus* spp. en Senegal, y el límite de tamaño de 10 cm recomendado por el Comité de Fauna parece ser desconocido o ignorado en el país. El autor también concluyó que dado que la mayor amenaza para la especie parecía ser la captura incidental, las normas comerciales solas no serían suficientes para asegurar la protección de la especie (West, 2012). Sin embargo, se observó un aumento en la adopción de tamaños de malla apropiados con el fin de reducir la captura incidental (West, 2012). El Código de Pesca de Senegal prohíbe el uso de explosivos o toxinas para pescar (Senegal, 1998).

#### **D. Problemas identificados que no están relacionados con la implementación del Artículo IV párrafos 2(a), 3 o 6 (a)**

Aún no se han recibido los informes anuales CITES de Guinea para 2007, 2009 y 2011 o de Senegal para 2011.

Se informó que la captura incidental era una amenaza importante y se estaba llevando a cabo la pesca ilegal sin reportar ni regular en Senegal.

Se consideró problemática la dificultad en identificar *Hippocampus* a nivel de especie para el seguimiento del comercio de una especie específica.

Se ha informado el comercio de *Hippocampus* spp. a nivel de género, haciendo difícil el seguimiento del comercio de una especie individual. Además, la información mezclada de unidades (número de especímenes y peso) hace difícil estimar el número total de especímenes en el comercio internacional.

## E. Referencias

- Afonso, P., Porteiro, F. M., Santos, R. S., Barreiros, J. P., Worms, J. y Wirtz, P. 1999. Coastal marine fishes of Sao Tomé Island (Gulf of Guinea). *Arquipélago: Life and Marine Sciences*, 17, p.65–92.
- Aish, A., Trent, S. y Williams, J. 2003. *Squandering the seas: How shrimp trawling is threatening ecological integrity and food security around the world*. Londres, RU: Environmental Justice Foundation.
- AquaMaps. 2013. *Computer Generated Native Distribution Map for Hippocampus algiricus (West African seahorse)*, version of Aug. 2013. [En línea]. Disponible en: [www.aquamaps.org](http://www.aquamaps.org) [Descargado: 2 de septiembre, 2013].
- Brugiere, D. y Kormos, R. 2008. Review of the protected area network in Guinea, West Africa, and recommendations for new sites for biodiversity conservation. *Biodiversity and Conservation*, 18 (4), p.847–868.
- Curtis, J. M. R. y Vincent, A. C. J. 2008. Use of population viability analysis to evaluate CITES trade-management options for threatened marine fishes. *Conservation Biology*, 22 (5), p.1225–1232.
- Curtis, J. M. R., Ribeiro, J., Erzini, K. y Vincent, A. C. J. 2007. A conservation trade-off? Interspecific differences in seahorse responses to experimental changes in fishing effort. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Systems*, 17, p.468–484.
- Czembor, C. A., Vincent, A., Woodall, L. y Correia, M. 2012. *Hippocampus algiricus*. IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2. [En línea]. Disponible en: <http://www.iucnredlist.org/> [Descargado: 25 de mayo, 2013].
- Evanson, M., Foster, S. J., Wiswedel, S. y Vincent, A. C. J. 2011. Tracking the international trade of seahorses (*Hippocampus* species). *Fisheries Centre Research Reports*, 19 (2).
- Foster, S. J. y Vincent, A. C. J. 2004. Life history and ecology of seahorses: implications for conservation and management. *Journal of Fish Biology*, 65 (1), p.1–61.
- Foster, S. J. y Vincent, A. C. J. 2005. Enhancing sustainability of the international trade in seahorses with a single minimum size limit. *Conservation Biology*, 19 (4), p.1044–1050.
- Giles, B. G., Ky, T. S., Hoang, D. H. y Vincent, A. C. J. 2006. The catch and trade of seahorses in Vietnam. *Biodiversity and Conservation*, 15 (8), p.2497–2513.
- Guinea. 1995. *Code de la pêche maritime*.
- Guinea. 1999. *Loi L/99/038/AN adoptant et promulguant le code de protection de la faune sauvage et réglementation de la chasse*.
- Guinea. 2006. *Portant réglementation de la pêche artisanale en République de Guinée*.
- Hong Kong CSD. undated. Import statistics from the Census and Statistics Department, Hong Kong Special Administrative Region. En: Project Seahorse, *in litt.* a UNEP-WCMC, 08/08/2013.
- Hunt, B. y Vincent, A. C. J. 2006. The use of marine organisms in traditional and allopathic medicine. En: Miththapala, S. (ed.), *Conserving medicinal species: Securing a healthy future*, Colombo, Sri Lanka: IUCN: Ecosystems and Livelihoods Group, Asia, p.64–75.
- Koldewey, H. J. y Martin-Smith, K. M. 2010. A global review of seahorse aquaculture. *Aquaculture*, 302 (3-4), p.131–152.
- Lourie, S. A., Foster, S. J., Cooper, E. W. T. y Vincent, A. C. J. 2004. *A guide to the identification of seahorses*. Washington D.C., EEUU: Project Seahorse y TRAFFIC North America.
- Lourie, S. A., Stanley, H. F., Vincent, A. C. J., Hall, H. J., Pritchard, J. C. y Casey, S. P. 1999. *Seahorses: an identification guide to the world's species and their conservation*. Londres, UK: Project Seahorse.

- Mamonekene, V., Lavoué, S., Pauwels, O. S., Mve-Beh, J. H., Mackayah, J.-E. y Tchignoumba, L. 2006. Fish diversity at Rabi and Gamba, Ogooué-Maritime Province, Gabon. *Bulletin of the Biological Society of Washington*, (12), p.285–296.
- Martin-Smith, K. M. y Vincent, A. C. J. 2005. Seahorse declines in the Derwent estuary, Tasmania in the absence of fishing pressure. *Biological Conservation*, 123 (4), p.533–545.
- McPherson, J. M. y Vincent, A. C. J. 2004. Assessing East African trade in seahorse species as a basis for conservation under international controls. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems*, 14 (5), p.521–538.
- Nadeau, J. L., Curtis, J. M. R. y Lourie, S. A. 2009. Preservation causes shrinkage in seahorses: implications for biological studies and for managing sustainable trade with minimum size limits. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 19 (4), p.428–438.
- Perry, A. L., Lunn, K. E. y Vincent, A. C. J. 2010. Fisheries, large-scale trade, and conservation of seahorses in Malaysia and Thailand. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 20 (4), p.464–475.
- Project Seahorse. 2013. *Project Seahorse in litt.* a UNEP-WCMC, 08/08/2013.
- Project Seahorse. n.d. *Unpublished data: Project Seahorse trade surveys for Guinea, carried out in 2013.*
- Project Seahorse. n.d. *Unpublished data: Project Seahorse trade surveys for Senegal, carried out in 2012 and 2013.*
- Scales, H. 2010. Advances in the ecology, biogeography and conservation of seahorses (genus *Hippocampus*). *Progress in Physical Geography*, 34 (4), p.443–458.
- Senegal. 1986. *Code de la chasse et de la protection de la faune.*
- Senegal. 1998. *Code de la pêche maritime.*
- Thornhill, D. J. 2012. *Ecological impacts and practices of the coral reef wildlife trade.* Washington D.C., EEUU: Defenders of Wildlife.
- Vincent, A. C. J. 1996. *The international trade in seahorses.* Cambridge, RU: TRAFFIC International.
- Vincent, A. C. J. y Koldewey, H. J. 2006. An uncertain future for seahorse aquaculture in conservation and economic contexts. En: *Proceedings of the Regional Technical Consultation on Stock Enhancement of Species Under International Concern*, 2006, Panay, Philippines: Southeast Asian Fisheries Development Center, p.71–84.
- Vincent, A. C. J., Foster, S. J. y Koldewey, H. J. 2011a. Conservation and management of seahorses and other Syngnathidae. *Journal of fish biology*, 78 (6), p.1681–1724.
- Vincent, A. C. J., Giles, B. G., Czembor, C. A. y Foster, S. J. 2011b. Trade in seahorses and other syngnathids in countries outside Asia (1998-2001). *Fisheries Centre Research Reports*, 19 (1).
- West, K. 2012. *Investigations into the Senegalese trade in CITES-listed seahorses, Hippocampus algiricus.* Imperial College London.
- Wirtz, P., Ferreira, C. E. L., Floeter, S. R., Fricke, R., Gasparini, J. L., Iwamoto, T., Rocha, L., Sampaio, C. L. S. y Schliwen, U. K. 2007. Coastal fishes of Sao Tomé and Príncipe islands, Gulf of Guinea (eastern Atlantic Ocean) - an update. *Zootaxa*, 1523, p.1–48.

## **Hippocampus barbouri (Jordan & Richardson, 1908): Filipinas**

Syngnathidae, Caballito de mar de Barbour

### **Selección para el Examen de Comercio Significativo**

En su 25ª reunión, el Comité de Fauna (CF) incluyó a *Hippocampus barbouri* (todos los países de su rango de distribución) en el Examen de Comercio Significativo como una especie prioritaria, siguiendo las consideraciones del documento AC25 Doc. 9.6 (Acta Resumida AC25). *H. barbouri* fue identificada como una especie que presentó un umbral de volumen de comercio elevado para una especie amenazada o casi amenazada globalmente en 2008 y 2009 (Anexo 2, AC25 Doc. 9.6). Durante la 26ª reunión del CF, se había recibido respuesta de Indonesia y Malasia (AC26 Doc. 12.3). Las Filipinas fueron retenidas en el Examen (Acta Resumida AC26).

#### **A. Resumen**

##### **Resumen de las recomendaciones para *Hippocampus barbouri*.**

<b>Estado del rango de distribución</b>	<b>Categoría provisional</b>	<b>Resumen</b>
Filipinas	Preocupación Menor	Prácticamente no se registró comercio internacional durante 2004-2012. Distribución restringida y no se conoce bien su estatus. Prohibida la captura y comercio de caballitos de mar desde 2004. Por consiguiente, clasificada como Preocupación Menor.

#### **B. Generalidades de la especie**

**Nota taxonómica:** Se ha realizado varias revisiones taxonómicas del género *Hippocampus*, incluyendo revisiones a la *H. barbouri* (Lourie *et al.*, 1999, 2004). Todos los especímenes de *Hippocampus* no espinosos solían ser comercializados bajo el nombre de *H. kuda*, con anterioridad a la separación de *H. barbouri*, *H. borboniensis*, *H. comes*, *H. fisheri*, *H. fuscus* y *H. kelloggi* como especies diferentes (Lourie *et al.*, 2004). Lourie *et al.* (2004) observaron que *H. barbouri* probablemente incluía varias formas diferentes y que con frecuencia era confundida con *H. histrix*. Wiswedel (2012) consideró a *H. aimei* como un sinónimo de *H. barbouri*. Scales (2010) señaló la dificultad en identificar las especies de *Hippocampus* así como la falta de investigación sobre la taxonomía de *Hippocampus*.

**Biología:** *H. barbouri* se encuentra en áreas poco profundas con pastos marinos (Lourie *et al.*, 2004) en profundidades de hasta 10 m (Kuitert, 2000) y frecuentemente es visto colgado de corales duros (Lourie *et al.*, 2004).

La altura máxima registrada de un adulto de *H. barbouri* es de 15 cm, mientras que la altura al alcanzar la madurez ha sido registrada de 8 cm (Lourie *et al.*, 2004).

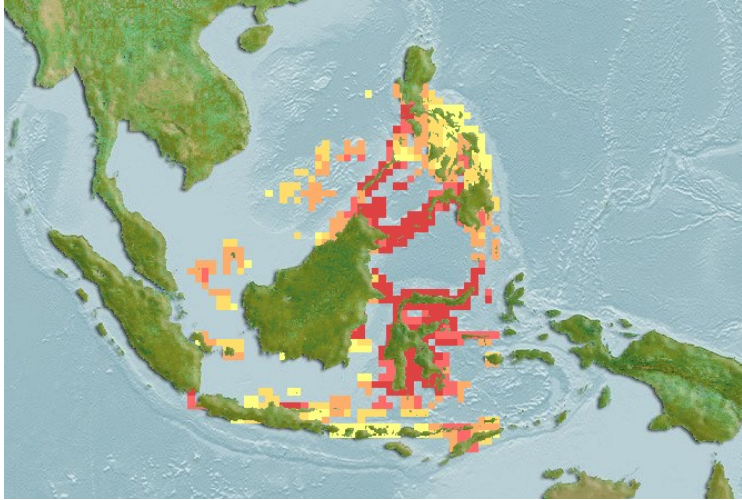
Información adicional sobre la biología de *Hippocampus* spp. se encuentra disponible en la sección de Biología de *Hippocampus algiricus*.

#### **C. Examen de País**

##### *FILIPINAS*

**Distribución en el País Evaluado:** La información sobre el estatus de la población de *H. barbouri* fue considerada como extremadamente limitada (Wiswedel, 2012), con la especie siendo encontrada únicamente en aguas de Indonesia, Malasia y Filipinas (ver la Figura 13)

(Lourie *et al.*, 2004) y se ha informado que la dispersión entre las poblaciones es altamente restringida (Scales, 2010).



**Figura 13. Distribución global de *Hippocampus barbouri***  
(Fuente: AquaMaps, 2013.)

La presencia de *H. barbouri* en Filipinas fue confirmada por Lourie *et al.* (2004) y se informó que la especie se encontraba en los Archipiélagos de Palawan y Sulu (Lourie *et al.*, 2005).

**Tendencias y estado de la población:** *H. barbouri* fue clasificada como Vulnerable en la Lista Roja de la UICN y se cree que las poblaciones estaban disminuyendo a lo largo de su rango de distribución debido al comercio extensivo, la

mortalidad a través de la captura incidental y la degradación del hábitat (Wiswedel, 2012).

Los pescadores informaron sobre disminuciones considerables de *Hippocampus* spp. en Filipinas entre 1970 y 2003 (O'Donnell *et al.*, 2010), y Martin-Smith *et al.* (2004) y Vincent *et al.* (2007) concluyeron que *Hippocampus* spp. estaban afectadas por la pesca excesiva en Filipinas. No existe información adicional disponible sobre el estatus local (Project Seahorse, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) ni se localizó información específica sobre las tendencias de la especie para *H. barbouri* en Filipinas.

**Amenazas:** La explotación directa, captura incidental y destrucción del hábitat fueron considerados de ser las principales amenazas para *Hippocampus* spp. (Vincent, 1996). Se encontró que la pesca incidental de los caballitos de mar era generalizada, principalmente en la pesca de arrastre de camarón (Aish *et al.*, 2003). Las presiones sobre poblaciones de caballitos de mar particulares que son utilizadas para el comercio de acuarios vivos se consideró eran considerables (Hunt y Vincent, 2006; Vincent *et al.*, 2011a).

Se consideró que era probable que las características biológicas de *Hippocampus* spp. las hacían vulnerables a la pesca excesiva y no adecuadas para una extracción intensa (Vincent, 1996; Foster y Vincent, 2004; Scales, 2010). Se pensó que estas características, combinadas con la presión de la pesca, explicaban las disminuciones considerables de las poblaciones de *Hippocampus* observadas por los pescadores y comerciantes en todo el mundo (Vincent, 1996), aunque Curtis *et al.* (2007) encontraron que la pesca demersal no puede reducir los números de todas las especies de *Hippocampus* y Martin-Smith y Vincent (2005) también observaron disminuciones independientes de la pesca. De acuerdo a Vincent (1996), el nivel de captura por las pesquerías artesanales así como la captura incidental son insostenible, debido al hecho que los colectores continúan extrayendo *Hippocampus* spp. aun cuando las poblaciones disminuyan a niveles críticamente bajos.

Scales (2010) consideró que la dispersión altamente restringida entre las poblaciones de *H. barbouri* era una amenaza potencial para la supervivencia de la especie.

Las graves disminuciones históricas en las capturas del caballito de mar llevaron a preocupaciones sobre la conservación de las especies de *Hippocampus* en Filipinas (ej. ver Martin-Smith *et al.*, 2004;

Vincent *et al.*, 2007; O'Donnell *et al.*, 2010). *Hippocampus* spp. fueron consideradas vulnerables debido al comercio para medicina tradicional, curiosidades y acuarios (Vincent, 1996), siendo la captura incidental anual de *Hippocampus* spp. en Filipinas calculada entre dos y seis millones de especímenes (Vincent *et al.*, 2011). También se informó que los especímenes eran objetivo directo de los buzos (Martin-Smith *et al.*, 2004; Vincent *et al.*, 2007) y se consideró la destrucción del hábitat como una amenaza (Vincent, 1996; Marcus *et al.*, 2007; Short *et al.*, 2011). Se estimó que el hábitat clave de la especie, las praderas de pastos marinos, había disminuido en un 30-50 por ciento en Filipinas (UNEP, 2004) y Castro *et al.* (2006) informaron que el aumento en la actividad humana en las áreas costeras estaba amenazando la fauna y flora marina.

**Comercio:** Se consideró que la medicina tradicional consumía el 95 por ciento del comercio de *Hippocampus* spp. (Vincent *et al.*, 2011a), con algunos especímenes comercializados también como curiosidades (disecados) y vivos para el uso en acuarios y como hobbies (Lourie *et al.*, 2004). La identificación de las especies individuales de *Hippocampus* en el comercio internacional ha sido considerada problemática, puesto que los pescadores y los comerciantes rara vez identifican *Hippocampus* a nivel de especie (Vincent *et al.*, 2011b).

Se informó que la mayoría de *H. barbouri* en el comercio era capturado en la pesca artesanal (Roe, 2008; O'Donnell *et al.*, 2010). Se informó que las principales fuentes de especímenes eran tres áreas (Palawan (incluyendo Busuanga), las Bisayas centrales (incluyendo Bohol, Cebu y Negros) y Mindanao (incluyendo Sulu y Tawi Tawi en el sur de Filipinas)) (Vincent, 1996).

Aún no se han recibido los informes anuales CITES de Filipinas para los años 2008 ó 2010-2012. Filipinas no ha publicado ninguna cuota de exportación para *H. barbouri*. De acuerdo a los datos en la Base de Datos de Comercio CITES, no se informó ningún comercio directo o indirecto de *H. barbouri* desde Filipinas durante 2004-2012, con excepción de 30 cuerpos decomisados/confiscados importados por el Reino Unido directamente desde Filipinas en 2003. Sin embargo, los países importadores registraron el comercio de cantidades considerables de *Hippocampus* desde Filipinas a nivel de género, consistiendo principalmente de cuerpos sin la especificación de la fuente y especímenes vivos de origen silvestre comercializados durante 2002-2005 (Tabla 1). La gran mayoría de los cuerpos fueron importados por Italia; los principales países importadores de especímenes vivos fueron Holanda y Alemania.



**Tabla 1.** Importaciones directas de *Hippocampus* reportados a nivel de género como *Hippocampus* spp. desde Filipinas, 2002-2011 (no se informó comercio en 2006-2009 o 2012). Todo el comercio fue informado por los países importadores; no se registraron exportaciones por Filipinas (aún no se han recibido los informes anuales de Filipinas para los años 2008 ó 2010-2012). La especie fue enlistada en Apéndice II el 15/05/2004. No se informó comercio directo o indirecto de *H. barbouri* desde Filipinas a nivel de especie durante 2004-2012.

Término	Unidades	Fuente	Propósito	2002	2003	2004	2005	2010	2011	Total
cuerpos	kg	U	T		16					16
	-	I	T				761			761
		-	-	3340	14000					17340
Derivados	-	I	P					4		4
vivos	kg	U	T			11				11
	-	W	T	348	386	141				875
		-	-	32	25	52				109
especímenes	-	W	S						37	37

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, UNEP-World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, Reino Unido

Antes de incluir a *Hippocampus* spp. en el Apéndice II de la CITES, Filipinas fue considerada como un importante país exportador de caballitos de mar (Wabnitz *et al.*, 2003; Evanson *et al.*, 2011; Project Seahorse en *litt.* a UNEP-WCMC, 2011) y se informó sobre exportaciones de cantidades considerables de *Hippocampus* spp. Vincent (1996) estimó que las exportaciones anuales entre 1993 y 1995 de *Hippocampus* spp. disecados desde Filipinas en 3.5-11 toneladas (~1.5-4.7 millones especímenes) y las de especímenes vivos en más de 0.5 millones de individuos. Evanson *et al.* (2011), utilizando un factor de conversión de 3.33 g/caballito de mar, estimaron que los volúmenes de especímenes disecados exportados anualmente desde Filipinas entre 1998 y 2001 representaban 245.000-365.000 individuos (basándose en los datos de comercio inventariados), disminuyendo a aproximadamente 38.000 individuos en 2004-2005 juntos (basándose en los datos de CITES).

**Gestión:** *H. barbouri* fue incluida en el Apéndice II de la CITES el 15/05/2004.

En 2004, el Comité de Fauna en su 20ª reunión recomendó (Notificación de la CITES 2004/033; Notificación de la CITES 2005/014) un límite voluntario de altura mínima de 10 cm para el comercio internacional de especímenes silvestres de *Hippocampus*. Se plantearon preocupaciones de que esto no era suficiente para proteger a todas las *Hippocampus* spp. de la sobreexplotación debido a que la altura en su madurez de varias especies era de más de 10 cm (Foster y Vincent, 2005) y al encogimiento del tamaño de los especímenes disecados (Nadeau *et al.*, 2009). Curtis y Vincent (2008) recomendaron un límite cautelar mínimo de tamaño de 14 cm, pendiente de la evaluación socioeconómica y de manejo. No se requieren permisos de exportación o re-exportación hasta para cuatro especímenes muertos de *Hippocampus* spp. por persona para efectos personales o domésticos, según la Resolución de la CITES Conf. 13.7 (Rev. CoP 16).

En Filipinas está prohibida la pesca, captura y comercio de cualquier especie incluida en los Apéndices de la CITES, según la Sección 97 del Código de Pesca (Filipinas, 1998), y la captura y comercio de caballitos de mar fueron prohibidos en 2004 (Project Seahorse, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013). Sin embargo, la recolección y pesca ilegal de especímenes para acuario (Marine Aquarium Council, 2006) se informó que continuaban debido a la falta de hacer cumplir las normas y a la ausencia de fuentes alternas de ingresos (O'Donnell *et al.*, 2010) y se encontró que la restricción del comercio era ignorada por un número considerable de pescadores que estaban comerciando *Hippocampus* spp. a pesar de todo (Gonzales y Savaris, 2005).

La Sección 88 del Código de Pesca prohíbe el uso de explosivos, electricidad y venenos para la pesca (Filipinas, 1998). Sin embargo, se encontró que tanto la dinamita (Marcus *et al.*, 2007) como el cianuro eran usados ilegalmente (CCIF, 2001).

En 2011, la Autoridad Administrativa CITES de Filipinas confirmó que no se estaba llevando a cabo un seguimiento específico para cada especie (E. Alesna, com. pers. a UNEP-WCMC, 2011). La prohibición de extracción y comercio de caballitos de mar en 2004 hizo más difícil para los científicos locales la obtención de información sobre los caballitos de mar, aparte de *H. comes*, para el cual existe un proyecto de monitoreo a largo plazo en Filipinas central (Angelie Nellas, Fundación Project Seahorse *in litt.* a Project Seahorse, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013). Además, el Consejo de Acuarios Marinos ha iniciado un esquema de certificación en Filipinas, la Iniciativa para la Transformación del Mercado de Acuarios Marinos (MAMTI por sus siglas en inglés), para controlar y monitorear el comercio de especímenes para acuarios (Roe, 2008). Se consideró esencial un entendimiento claro de la historia de la vida y ecología para el manejo de las especies de *Hippocampus* (Curtis *et al.*, 2007), con un monitoreo estricto requerido para evaluar las acciones de conservación (Martin-Smith y Vincent, 2005). Thornhill (2012) observó la dificultad de emitir dictámenes de extracción no perjudicial para *Hippocampus* spp. debido a la falta de información sobre la biología de la población.

Se informó que unas instalaciones ubicadas en Handumon, Filipinas central, estaban reproduciendo *Hippocampus* spp. en cautiverio (Vincent, 1996), pero Koldewey y Martin-Smith (2010) informaron que la demanda para *Hippocampus* spp. aún no podía satisfacerse a través de la acuicultura, aunque ellos consideraron a *H. barbouri* adecuada para la acuicultura. Se informó que en la mayoría de las instalaciones de acuicultura globales encuestadas suministraban solamente especímenes vivos para el comercio para acuarios (Koldewey y Martin-Smith, 2010).

Se consideró que varias Áreas Marinas Protegidas en Filipinas contribuían a la protección de *Hippocampus* spp. (Haggan *et al.*, 2002; Martin-Smith *et al.*, 2004; Samoilyis *et al.*, 2007; Roe, 2008).

#### **D. Problemas identificados que no están relacionados con la implementación del Artículo IV parágrafos 2(a), 3 o 6 (a)**

No se han recibido informes anuales CITES de Filipinas para 2008, 2010 y 2011.

Se indicó que la captura incidental era una amenaza importante y que se estaba llevando a cabo comercio ilegal.

La dificultad para identificar *Hippocampus* a nivel de especie fue considerada problemática para el seguimiento del comercio de especies específicas.

El comercio de *Hippocampus* spp. ha sido registrado a nivel de género, haciendo que sea difícil el monitoreo del comercio de una especie individual. Además, el registro mixto de unidades (número de especímenes y peso (kg)) hace difícil estimar el número total de especímenes en el comercio internacional.

#### **E. Referencias**

- Aish, A., Trent, S. y Williams, J. 2003. *Squandering the seas: How shrimp trawling is threatening ecological integrity and food security around the world*. Londres, RU: Environmental Justice Foundation.
- AquaMaps. 2013. *Computer Generated Native Distribution Map for Hippocampus barbouri (Barbour's seahorse), version of Aug. 2013*. [En línea]. Disponible en: [www.aquamaps.org](http://www.aquamaps.org) [Descargado: 7 de Octubre, 2013].

- Autoridad Administrativa CITES de Filipinas. 2011. Autoridad Administrativa CITES de Filipinas, com. pers. a UNEP-WCMC, 01/10/2011.
- Castro, J., Magbanua, F. y D'Agnes, L. 2006. *Integrated approach contributes to MDG in the Philippines*. Ciudad Makati, Filipinas: PATH Foundation Philippines Inc.
- CCIF. 2001. *Analysis of destructive reef fishing practices in the Indo-Pacific*. San Francisco, EEUU: CCIF Marine Program.
- Curtis, J. M. R. y Vincent, A. C. J. 2008. Use of population viability analysis to evaluate CITES trade-management options for threatened marine fishes. *Conservation Biology*, 22 (5), p.1225–1232.
- Curtis, J. M. R., Ribeiro, J., Erzini, K. y Vincent, A. C. J. 2007. A conservation trade-off? Interspecific differences in seahorse responses to experimental changes in fishing effort. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Systems*, 17, p.468–484.
- Evanson, M., Foster, S. J., Wiswedel, S. y Vincent, A. C. J. 2011. Tracking the international trade of seahorses (*Hippocampus* species). *Fisheries Centre Research Reports*, 19 (2).
- Filipinas. 1998. *The Philippine fisheries code of 1998*.
- Foster, S. J. y Vincent, A. C. J. 2004. Life history and ecology of seahorses: implications for conservation and management. *Journal of Fish Biology*, 65 (1), p.1–61.
- Foster, S. J. y Vincent, A. C. J. 2005. Enhancing sustainability of the international trade in seahorses with a single minimum size limit. *Conservation Biology*, 19 (4), p.1044–1050.
- Gonzales, E. y Savaris, J. 2005. *International seafood trade: Supporting sustainable livelihoods among poor aquatic resource users in Asia (EP/R03/014). Output 2: Marine ornamentals trade in the Philippines and options for its poor stakeholders*. Poseidon Aquatic Resource Management Ltd., Network of Aquaculture Centres in Asia-Pacific and STREAM Initiative.
- Haggan, N., Brignall, C. y Wood, L. 2002. Putting fishers' knowledge to work: Conference proceedings. *Fisheries Centre Research Reports*, 11 (1).
- Hunt, B. y Vincent, A. C. J. 2006. The use of marine organisms in traditional and allopathic medicine. En: Miththapala, S. (ed.), *Conserving medicinal species: Securing a healthy future*, Colombo, Sri Lanka: IUCN: Ecosystems and Livelihoods Group, Asia, p.64–75.
- Koldewey, H. J. y Martin-Smith, K. M. 2010. A global review of seahorse aquaculture. *Aquaculture*, 302 (3–4), p.131–152.
- Kuiter, R. H. 2000. *Seahorses, pipefishes and their relatives: a comprehensive guide to Syngnathiiformes*. Chorleywood, RU: TMC Publishing.
- Lourie, S. A., Foster, S. J., Cooper, E. W. T. y Vincent, A. C. J. 2004. *A guide to the identification of seahorses*. Washington D.C., EEUU: Project Seahorse y TRAFFIC North America.
- Lourie, S. A., Green, D. M. y Vincent, A. C. J. 2005. Dispersal, habitat differences, and comparative phylogeography of southeast Asian seahorses (Syngnathidae: *Hippocampus*). *Molecular ecology*, 14 (4), p.1073–1094.
- Lourie, S. A., Stanley, H. F., Vincent, A. C. J., Hall, H. J., Pritchard, J. C. y Casey, S. P. 1999. *Seahorses: an identification guide to the world's species and their conservation*. London, RU: Project Seahorse.
- Marcus, J. E., Samoilys, M. A., Meeuwig, J. J., Villongco, Z. A. D. y Vincent, A. C. J. 2007. Benthic status of near-shore fishing grounds in the central Philippines and associated seahorse densities. *Marine Pollution Bulletin*, 54 (9), p.1483–1494.
- Marine Aquarium Council. 2006. *Report on roving collectors: Case studies from Indonesia and the Philippines*. Makati City, Philippines: Marine Aquarium Market Transformation Initiative (MAMTI).
- Martin-Smith, K. M. y Vincent, A. C. J. 2005. Seahorse declines in the Derwent estuary, Tasmania in the absence of fishing pressure. *Biological Conservation*, 123 (4), p.533–545.
- Martin-Smith, K. M., Samoilys, M. A., Meeuwig, J. J. y Vincent, A. C. J. 2004. Collaborative development of management options for an artisanal fishery for seahorses in the central Philippines. *Ocean & Coastal Management*, 47 (3–4), p.165–193.
- Nadeau, J. L., Curtis, J. M. R. y Lourie, S. A. 2009. Preservation causes shrinkage in seahorses: implications for biological studies and for managing sustainable trade with minimum size limits. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 19 (4), p.428–438.
- O'Donnell, K. P., Pajaro, M. G. y Vincent, A. C. J. 2010. How does the accuracy of fisher knowledge affect seahorse conservation status? *Animal Conservation*, 13 (6), p.526–533.
- Project Seahorse. 2011. Project Seahorse *in litt.* a UNEP-WCMC, 28/10/2011.
- Project Seahorse. 2013. Project Seahorse *in litt.* a UNEP-WCMC, 08/08/2013.

- Roe, D. 2008. *Trading nature: a report, with case studies, on the contribution of wildlife trade management to sustainable livelihoods and the Millennium Development Goals*. Cambridge, RU: Traffic International y WWF International.
- Samoilys, M. A., Martin-Smith, K. M., Giles, B. G., Cabrera, B., Anticamara, J. A., Brunio, E. O. y Vincent, A. C. J. 2007. Effectiveness of five small Philippines' coral reef reserves for fish populations depends on site-specific factors, particularly enforcement history. *Biological Conservation*, 136 (4), p.584-601.
- Scales, H. 2010. Advances in the ecology, biogeography and conservation of seahorses (genus *Hippocampus*). *Progress in Physical Geography*, 34 (4), p.443-458.
- Short, F. T., Polidoro, B., Livingstone, S. R., Carpenter, K. E., Bandeira, S., Bujang, J. S., Calumpong, H. P., Carruthers, T. J. B., Coles, R. G., Dennison, W. C., Erfteimeijer, P. L. A., Fortes, M. D., Freeman, A. S., Jagtap, T. G., Kamal, A. H. M., Kendrick, G. A., Judson Kenworthy, W., La Nafie, Y. A., Nasution, I. M., Orth, R. J., Prathep, A., Sanciangco, J. C., Tussenbroek, B. Van, Vergara, S. G., Waycott, M. y Ziemann, J. C. 2011. Extinction risk assessment of the world's seagrass species. *Biological Conservation*, 144 (7), p.1961-1971.
- Thornhill, D. J. 2012. *Ecological impacts and practices of the coral reef wildlife trade*. Washington D.C., EEUU: Defenders of Wildlife.
- UNEP. 2004. *Seagrass in the South China Sea*. UNEP/GEF/SCS Technical Publication No. 3. Bangkok, Tailandia: UNEP/GEF Regional Working Group on Seagrass.
- Vincent, A. C. J. 1996. *The international trade in seahorses*. Cambridge, RU: TRAFFIC International.
- Vincent, A. C. J. y Koldewey, H. J. 2006. An uncertain future for seahorse aquaculture in conservation and economic contexts. En: *Proceedings of the Regional Technical Consultation on Stock Enhancement of Species Under International Concern*, 2006, Panay, Philippines: Southeast Asian Fisheries Development Center, p.71-84.
- Vincent, A. C. J., Foster, S. J. y Koldewey, H. J. 2011a. Conservation and management of seahorses and other Syngnathidae. *Journal of fish biology*, 78 (6), p.1681-1724.
- Vincent, A. C. J., Giles, B. G., Czembor, C. A. y Foster, S. J. 2011b. Trade in seahorses and other syngnathids in countries outside Asia (1998-2001). *Fisheries Centre Research Reports*, 19 (1).
- Vincent, A. C. J., Meeuwig, J. J., Pajaro, M. G. y Perante, N. C. 2007. Characterizing a small-scale, data-poor, artisanal fishery: Seahorses in the central Philippines. *Fisheries Research*, 86 (2-3), p.207-215.
- Wabnitz, C., Taylor, M., Green, E. y Razak, T. 2003. *From ocean to aquarium: The global trade in marine ornamental species*. Cambridge, RU: UNEP-WCMC.
- Wiswedel, S. 2012. *Hippocampus barbouri*. IUCN 2012. *IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2012.2. [En línea]. Disponible en: <http://www.iucnredlist.org> [Descargado: 20 de mayo, 2013].

**Hippocampus histrix (Kaup, 1856): Egipto, Filipinas, Viet Nam**

Syngnathidae, Caballito de Mar Espinoso

**Selección para el Examen de Comercio Significativo**

En su 25ª reunión, el Comité de Fauna (CF) incluyó a *Hippocampus histrix* (todos los países de su rango de distribución) en el Examen de Comercio Significativo como una especie prioritaria, siguiendo las consideraciones del documento AC25 Doc. 9.6 (Acta Resumida AC25). *H. histrix* fue identificada como una especie que presentó un umbral de volumen de comercio elevado para una especie amenazada o casi amenazada globalmente en 2008 y 2009 y mostró un aumento agudo en el comercio en 2009, comparado con los niveles promedios de comercio de 2004-2008 (Anexo 2, AC25 Doc. 9.6). Durante la 26ª reunión del CF, se había recibido respuesta de China, Egipto, Indonesia, Japón, Malasia, Seychelles, Tonga, la República Unida de Tanzania y Estados Unidos de América (AC26 Doc. 12.3). Egipto, India, Mauricio, Estados Federados de Micronesia (en lo sucesivo denominada como Micronesia), Mozambique, Papúa Nueva Guinea, Filipinas, Samoa, Suráfrica y Viet Nam fueron retenidos en el proceso (Acta Resumida AC26). Después de la 26ª reunión del CF, India, Mauricio, Micronesia, Mozambique, Papúa Nueva Guinea, Samoa y Suráfrica fueron eliminados del proceso sobre la base de ausencia de comercio comercial durante los 10 años más recientes, de acuerdo y en consulta con el CF.

**A. Resumen**

**Resumen de las recomendaciones para *Hippocampus histrix*.**

Resumen general		
Ampliamente distribuida, clasificada como Vulnerable en la Lista Roja de la UICN en base a una supuesta disminución de la población.		
Estado del rango de distribución	Categoría provisional	Resumen
Egipto	Preocupación Menor	No se registró comercio internacional durante 2004-2012. Cuestionada la presencia en el país. Con base en el no comercio, clasificada como de Preocupación Menor.
Filipinas	Preocupación Menor	Desde 2004 se registraron niveles muy bajos de comercio internacional. Distribución restringida y no se conoce bien su estatus. Prohibida la captura y el comercio de caballitos de mar desde 2004. Por lo tanto, clasificada como de Preocupación Menor.
Viet Nam	Preocupación Menor	No se registró comercio internacional durante 2004-2012, aunque se registraron niveles de comercio relativamente bajos a nivel de género. La exportación de caballitos de mar silvestres está prohibida hasta que se realice un dictamen de extracción no perjudicial. El estatus de la especie no está claro pero se infiere baja abundancia. Sobre la base de no comercio, clasificada como de Preocupación Menor.

**B. Generalidades de la especie**

**Nota taxonómica:** Se han llevado a cabo varias revisiones taxonómicas del género de *Hippocampus*, incluyendo revisiones a *H. histrix* (Lourie *et al.*, 1999b, 2004). El nombre *H. histrix* ha sido usado para prácticamente cada especie de *Hippocampus* espinosa en el Indopacífico, y algunas veces la especie es confundida con *H. angustus*, *H. barbouri*,

*H. jayakari* y *H. spinosissimus* (Lourie *et al.*, 2004). Scales (2010) observó que *H. histrix* representaba uno de los retos más grandes para la taxonomía del caballito de mar.

**Biología:** *H. histrix* es encontrada en varios substratos tales como esponjas, arrecifes rocosos y corales blandos, pero principalmente en hábitats de pastos marinos (Kuitert, 2000; Lourie *et al.*, 2004). La especie ocupa principalmente profundidades entre 6 y 20 m (Lourie *et al.*, 2004), pero también ha sido encontrada a mayores profundidades (Kuitert, 2000). La altura adulta máxima registrada de la especie es 17 cm (Lourie *et al.*, 2004).

En la sección de Biología de *Hippocampus algiricus* se puede encontrar información adicional sobre la biología de *Hippocampus* spp.

### Distribución

**general y estado:** Se cree que el rango de distribución de la especie (Figura 14) es uno de los más grandes de cualquier *Hippocampus* spp., encontrándose a lo largo de Indopacífico (Lourie *et al.*, 2004). *H. histrix* fue clasificada como Vulnerable en la Lista Roja de la UICN, con base en sospechas de disminución de las poblaciones de más del treinta por ciento (Wiswedel, 2012).

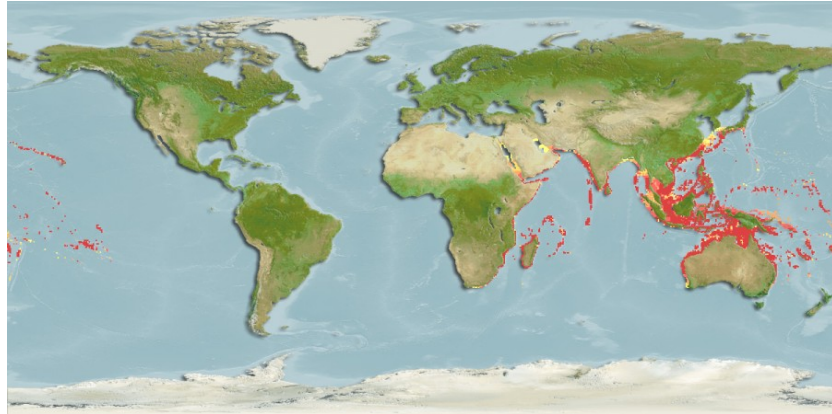


Figura 14. Distribución Global de *Hippocampus histrix* (Fuente: AquaMaps 2013).

**Amenazas:** Se consideró que la explotación directa, la captura incidental y la destrucción del hábitat, en especial de pastos marinos costeros (Short *et al.*, 2011), son las principales amenazas para *H. histrix* (Vincent, 1996; Wiswedel, 2012). La captura incidental del caballito de mar se encontró que era común, principalmente en la pesca de arrastre de camarón (Aish *et al.*, 2003). Las presiones sobre las poblaciones particulares de caballito de mar usadas para el comercio de especímenes vivos para acuarios se consideraron considerables (Hunt y Vincent, 2006; Vincent *et al.*, 2011).

Se consideró que dadas las características biológicas de *Hippocampus* spp. era probable que fueran vulnerables a la pesca excesiva y poco adecuados para la extracción intensa (Vincent, 1996; Foster y Vincent, 2004; Scales, 2010). Se pensó que estas características, combinadas con la presión de la pesca, explicaban las disminuciones considerables de las poblaciones de *Hippocampus* observadas por pescadores y comerciantes en todo el mundo (Vincent, 1996). Sin embargo, Curtis *et al.* (2007) encontraron que la pesca demersal no puede reducir los números en todas las especies de *Hippocampus* y Martin-Smith y Vincent (2005) también observaron disminuciones, independientes de la pesca. De acuerdo a Vincent (1996), el nivel de captura de *Hippocampus* en la pesca artesanal y como captura incidental es insostenible, debido al hecho que los colectores continuarán extrayendo *Hippocampus* spp. aun cuando las poblaciones disminuyen a niveles críticamente bajos.

**Generalidades del comercio y la gestión:** *H. histrix* fue enlistada en el Apéndice II de CITES el 15/05/2004.

En 2004, el Comité de Fauna en su 20ª reunión recomendó (Notificación de la CITES 2004/033; Notificación de la CITES 2005/014) un límite de altura mínima voluntario de 10

cm para el comercio internacional de especímenes de *Hippocampus* silvestres. Surgieron preocupaciones de que este límite de tamaño no era suficiente para proteger a todas las *Hippocampus* spp de la sobreexplotación debido a que la altura adulta en muchas especies excede de 10 cm (Foster y Vincent, 2005) y el achicamiento del tamaño de los especímenes disecados (Nadeau *et al.*, 2009). Curtis y Vincent (2008) recomendaron un límite cauteloso de tamaño mínimo de 14 cm, dependiendo de la evaluación socioeconómica y de manejo. No se requiere permiso de exportación o reexportación hasta para cuatro especímenes muertos de *Hippocampus* spp. por persona, con fines personales o domésticos, según la Resolución de la CITES Conf. 13.7 (Rev. CoP 16).

Se estima que la Medicina Tradicional China (MTC) consume el 95 por ciento del comercio de *Hippocampus* spp. (Vincent *et al.*, 2011), y Lee (2000) descubrió *H. histrix* en oferta en almacenes de MTC en la República de Corea. *Hippocampus* spp. también son comercializados como curiosidades (disecados) y vivos para el uso en acuarios y como hobbies, aunque *H. histrix* no fue considerada común en el comercio para el uso en acuarios (Lourie *et al.*, 2004).

Se consideró esencial un entendimiento claro de la historia de vida y ecología para el manejo de *Hippocampus* spp. (Curtis *et al.*, 2007), con un seguimiento riguroso requerido para evaluar las acciones de conservación (Martin-Smith y Vincent, 2005). Thornhill (2012) observó la dificultad de emitir dictámenes de extracción no perjudicial para *Hippocampus* spp. debido a la falta de información sobre la biología de la población.

Koldewey y Martin-Smith (2010) creen que la demanda de *Hippocampus* spp. Aún no puede satisfacerse a través de la acuicultura.

### C. Examen por País:

#### EGIPTO

**Distribución en el País Evaluado:** No se localizaron registros sobre la presencia de la especie en Egipto. Sin embargo, la Autoridad Administrativa CITES de Egipto (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) confirmó la presencia de *H. histrix* en el Mar Rojo, donde se informó habitaba en áreas de pastos marinos y en menor extensión de arrecifes de coral.

Lourie *et al.* (2004) observaron el parecido de *H. histrix* a la *H. jayakari*, otro caballito de mar espinoso, que puede encontrarse en aguas egipcias. Wiswedel (com. pers. a UNEP-WCMC, 2013) consideró la presencia de *H. histrix* en el Mar Rojo improbable y cree que los especímenes informados como *H. histrix* muy probablemente representaban una identificación errónea de la *H. jayakari*, aunque se señaló que esto no podía ser confirmado sin ver a los especímenes de que se trata.

**Tendencias y estatus de la población:** La AA CITES de Egipto consideró que *H. histrix* era el caballito de mar más común en el Mar Rojo; la especie era abundante y no estaba amenazada con su extinción, aunque se consideró insuficiente la información disponible sobre el estado y las tendencias de la población (AA CITES de Egipto, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

**Amenazas:** El comercio ilegal, manifestado en confiscaciones de cantidades considerables de caballitos de mar en los últimos tres años, ha sido considerado como una posible amenaza para *Hippocampus* spp, (AA CITES de Egipto, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

**Comercio:** Aún no se han recibido los informes anuales CITES de Egipto para los años 2005, 2008, 2011 ó 2012. Egipto no ha publicado ninguna cuota de exportación para la *H. histrix*. De acuerdo a los datos en la Base de Datos de Comercio CITES, no se informó comercio directo o indirecto de *H. histrix* procedente de Egipto durante 2002-2012. Sin embargo, los países importadores declararon pequeñas cantidades de comercio de *Hippocampus* registrado al nivel de género directamente desde Egipto en 2002 (40 especímenes vivos de origen silvestre importados por el Reino Unido con fines comerciales) y 2004 (tres cuerpos decomisados/confiscados importados por Nueva Zelanda).

La AA CITES de Egipto informó la confiscación de 189.5 kg de caballitos de mar (composición especies desconocida) el Aeropuerto del Cairo en 2013 (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013); un aumento significativo desde 2011 y 2012 cuando fueron confiscados 5.5 kg y 75.6 kg respectivamente, (representando aproximadamente 2.000 y 28.000 individuos; calculados usando 2.69 g/caballito de mar como un factor de conversión, de acuerdo con Evanson *et al.* (2011)).

McPherson y Vincent (2011) consideraron problemática la falta de información sobre el comercio de *Hippocampus* spp. de los países africanos. La *Hippocampus* spp. procedentes de Egipto fueron destinados en su mayoría al el comercio para el uso en acuarios (McPherson y Vincent, 2011).

**Gestión:** La Ley No. 124 de 1983 sobre Pesca, Vida Acuática y Acuicultura prohíbe la captura de peces ornamentales en aguas marinas, así como el uso de veneno, explosivos o dinamita (Egipto, 1983). La Ley requiere también que cada pescador obtenga una licencia para pescar (Egipto, 1983). De acuerdo a la AA CITES de Egipto, no se han emitido permisos para la exportación de *H. histrix* en los últimos diez años (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

No se informó que se estuviese realizando manejo específico de *H. histrix* en Egipto pero se informó que la especie no estaba siendo extraída en Egipto, puesto que sus hábitats se encontraban por lo general en áreas protegidas, donde está prohibida la extracción de cualquier vida silvestre (AA CITES de Egipto, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013). A lo largo de la costa del Mar Rojo se encuentran varias áreas marinas protegidas que son hábitats adecuados para *H. histrix*, apoyadas por más de 300 guardaparques (AA CITES de Egipto, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

#### FILIPINAS

**Distribución en el País Evaluado:** La presencia de *H. histrix* en Filipinas fue confirmada por Lourie *et al.* (2004), pero se consideró la distribución dentro del país como poco clara (Project Seahorse, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

**Tendencias y estado de la población:** Los pescadores informaron sobre disminuciones considerables de *Hippocampus* spp. en Filipinas entre 1970 y 2003 (O'Donnell *et al.*, 2010), y Martin-Smith *et al.* (2004) y Vincent *et al.* (2007) concluyeron que *Hippocampus* spp. estaban afectadas por la pesca excesiva en Filipinas. No había información adicional sobre el estatus local (Project Seahorse, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) y no se ubicó información específica de la especie sobre las tendencias para *H. histrix* en Filipinas.

**Amenazas:** La explotación directa, la captura incidental y la destrucción del hábitat fueron considerados como las principales amenazas para *Hippocampus* spp. (Vincent, 1996). Se encontró que la captura incidental era generalizada principalmente en la pesca de arrastre de camarón (Aish *et al.*, 2003). Se consideraron considerables las presiones sobre poblaciones particulares del caballito de mar usados vivos en el comercio para acuarios (Hunt y Vincent, 2006; Vincent *et al.*, 2011).



Se consideró que probablemente las características biológicas de *Hippocampus* spp. las hacían vulnerables a la pesca excesiva y no eran adecuadas para la extracción intensa (Vincent, 1996; Foster y Vincent, 2004; Scales, 2010). Se pensó que estas características, combinadas con la presión de la pesca, explicaban las disminuciones considerables de poblaciones de *Hippocampus* observadas por los pescadores y comerciantes en todo el mundo (Vincent, 1996), aunque Curtis *et al.* (2007) encontraron que la pesca demersal no podría reducir los números en todas las especies de *Hippocampus* y Martin-Smith y Vincent (2005) también observaron disminuciones independientes de la pesca. De acuerdo a Vincent (1996), el nivel de la captura por las pesquerías artesanales así como la captura incidental es insostenible, debido al hecho de que los colectores continúan extrayendo *Hippocampus* spp. aun cuando las poblaciones disminuyan a niveles críticamente bajos.

Disminuciones históricas graves en las capturas de caballito de conllevan a preocupaciones sobre la conservación de las especies de *Hippocampus* en Filipinas (p.ej. vea Martin-Smith *et al.*, 2004; Vincent *et al.*, 2007; O'Donnell *et al.*, 2010). *Hippocampus* spp. fueron consideradas de ser vulnerable debido al comercio para la medicina tradicional, curiosidades y acuarios (Vincent, 1996), con una captura anual incidental de *Hippocampus* spp. estimada en dos a cinco millones de especímenes en Filipinas (Pajaro, información sin publicar, en: Vincent *et al.*, 2011). También se informó que los especímenes eran objetivo directo de los buzos (Martin-Smith *et al.*, 2004; Vincent *et al.*, 2007) y la destrucción del hábitat se consideró una amenaza (Vincent, 1996; Marcus *et al.*, 2007; Short *et al.*, 2011). Se estimó que el hábitat clave de la especie, los pastos marinos (Project Seahorse, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013), había disminuido en un 30-50 por ciento en Filipinas (UNEP, 2004) y Castro *et al.* (2006) informaron que el aumento de la actividad humana en las áreas costeras estaba amenazando la fauna y flora marinas.

**Comercio:** Se cree que la mayoría de *Hippocampus* spp. eran capturados por pescadores artesanales (Vincent, 1997; Roe, 2008). Se informó que tres áreas (Palawan, incluyendo Busuanga), las Bisayas central (incluyendo Bohol, Cebu y Negros) y Mindanao (incluyendo Sulu y Tawi Tawi en el sur de Filipinas)), habían sido las principales fuentes de especímenes (Vincent, 1996).

Aún no se han recibido los informes anuales CITES de Filipinas para los años 2008 ó 2010-2012. Filipinas no ha publicado ninguna cuota de exportación para *H. histrix*. Filipinas no informó sobre ninguna exportación de *H. histrix* durante el período 2002-2012. Las importaciones directas de Filipinas durante 2002-2012 (según fueron registradas por los países importadores) consistieron de cuerpos, individuos vivos y especímenes; con excepción de un gran cargamento de cuerpos en 2003, de fuente desconocida, todo el comercio fue de origen silvestre (Tabla 1). Estados Unidos también informó sobre la importación de 36 cuerpos decomisados/confiscados en 2004-2005. España importó los cuerpos de fuente desconocida y Estados Unidos y Alemania importaron el resto de los especímenes. No se declararon exportaciones indirectas de *H. histrix* procedentes de Filipinas durante 2002-2012.

**Tabla 1. Importaciones directas de *Hippocampus histrix* desde Filipinas, 2002-2011 (no se declaró comercio en 2006-2010 ó 2012). Todo el comercio fue declarado por los países importadores; no se registraron exportaciones por Filipinas (aún no se han recibido los informes anuales de Filipinas para los años 2008 ó 2010-2012). La especie fue enlistada en Apéndice II el 15/05/2004.**

Término	Unidades	Fuente	Propósito	2002	2003	2004	2005	2011	Total
cuerpos	kg	W	T			10			10
		I	T			35	1		36
		U	T		4200				4200
vivos	-	W	T	2	1	26			29
especímenes	-	W	S					5	5

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, UNEP-World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, Reino Unido

Los países importadores informaron sobre cantidades considerables de comercio de *Hippocampus* registradas al nivel de género desde Filipinas; esto se encuentra resumido en la sección de *H. barbouri*.

Antes de incluir a *Hippocampus* spp en el Apéndice II de la CITES, Filipinas era considerado el mayor país exportador de caballitos de mar (Wabnitz *et al.*, 2003; Evanson *et al.*, 2011; Project Seahorse en *litt.* a UNEP-WCMC, 2011) y se informó que exportaba cantidades considerables de *Hippocampus* spp. Vincent (1996) estimó las exportaciones anuales de *Hippocampus* spp. disecados entre 1993 y 1995 desde Filipinas en 3.5-11 toneladas (~1.5-4.7 millones de especímenes) y aquellas de especímenes vivos en más de 0.5 millones de individuos. Evanson *et al.* (2011), utilizando un factor de conversión de 3.33 g/caballito de mar, estimó que los volúmenes de especímenes disecados exportados anualmente entre 1998 y 2001 de Filipinas representaban 245.000-365.000 individuos (basándose en datos encuestados de comercio), decayendo a aproximadamente a 38.000 individuos en 2004-2005 juntos (basándose en datos de CITES).

**Gestión:** La información sobre el manejo de *Hippocampus* spp. en Filipinas está disponible en la sección de Gestión de *Hippocampus barbouri*.

#### VIET NAM

**Distribución en el País Evaluado:** La presencia de *H. histrix* en Viet Nam fue confirmada por Lourie *et al.*, (1999a, 2004). Se informó que la especie se encontraba en el Golfo de Tonkin, Da Nang (Viet Nam central), Ba Ria Vung Tau (sur de Viet Nam), Kien Giang Sea (Viet Nam suroccidental) (AA CITES de Viet Nam, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013) y en la provincia de Khanh Ho[a] (Viet Nam suroriental) (Lourie *et al.* 1999a).

**Tendencias y estado de la población:** Giles *et al.* (2006) informaron que los desembarques de *Hippocampus* spp. mostraron variaciones geográficas en volumen, con menos capturas en el norte de Viet Nam que en el sur; no era claro si esto se debía a las variaciones en la abundancia o en los artes de pesca utilizados. Los expertos en un taller de trabajo sobre caballitos de mar en el país indicaron, sin embargo, que este patrón reflejaba la distribución del caballito de mar (S. Foster, Project Seahorse, com. pers. a Project Seahorse, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

Los desembarques de *H. histrix* como resultado de la captura incidental de la flota pesquera de arrastre costera entre 1996 y 2000 eran raros, a pesar que la flota operaba en el hábitat preferido de la especie, lo cual puede llevar a deducir baja abundancia de *H. histrix* en Viet Nam (Meeuwig *et al.*, 2006). Las encuestas de comercio realizadas en 2011 en la isla de Phu Quoc no registraron comercio de esta especie (Ut y Tam, 2012 en: Project Seahorse, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013). La AA CITES de Viet Nam (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) estimó que la totalidad de la población vietnamita de *H. histrix* era inferior a 10.000 individuos maduros. Este estimativo de población, que también fue publicado en el Libro Rojo de Información de Viet Nam (Most, 2007 en Project Seahorse, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013), fue cuestionado por expertos locales durante un taller del Project Seahorse, en mayo de 2013, enfocado en la implementación de la CITES para caballitos de mar en el país (Project Seahorse, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

La especie es clasificada como Vulnerable en el Libro Rojo Nacional de Datos de Viet Nam de 2007 (AA CITES de Viet Nam, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013), y se creyó que la población estaba declinando a una tasa del 20 por ciento anual (Most, 2007 en: Project Seahorse, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013). Las disminuciones en la población y las reducciones en el tamaño de los especímenes de *Hippocampus* fueron deducidos a partir de datos (Vincent, 1996), y los pescadores confirmaron las disminuciones en la disponibilidad de especímenes desde 1995 a 1999 (Giles *et al.* 2006). Las encuestas de comercio realizadas en 2011 en la isla de Phu Quoc revelaron que los pescadores habían observado disminuciones en la disponibilidad de caballitos de mar durante los últimos cinco a diez años [antes de 2011] (Ut y Tam, 2012 en: Project Seahorse, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

Se consideró que el estado de las poblaciones de *Hippocampus* en Viet Nam no se conocía bien. (Giles *et al.*, 2006), y Project Seahorse (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) confirmaron que hasta la fecha no se habían realizado evaluaciones independientes sobre el estado de las poblaciones de caballitos de mar en Viet Nam.

**Amenazas:** La AA CITES de Viet Nam (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) consideró que la extracción excesiva, la captura incidental y la destrucción del hábitat eran las principales amenazas para *Hippocampus* spp. en Viet Nam (Giles *et al.*, 2006), una perspectiva que fue confirmada por expertos nacionales durante un taller en 2013 sobre caballitos de mar en el país (S. Foster, Project Seahorse, com. pers. a Project Seahorse, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013). El noventa por ciento de las pesquerías marinas vietnamitas fueron clasificadas como artesanales y estaban operando en aguas cercanas a la costa (Tuan, 2003), las cuales se han indicado de estar altamente explotadas (Pomeroy *et al.*, 2009).

Se encontró que el hábitat clave de la especie, fondos de pastos marinos (Lourie *et al.*, 2004), había disminuido en más del 50 por ciento durante los últimos 10-15 años, tanto en distribución como en área y densidad (Frouin *et al.*, 2012 en: Project Seahorse, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

**Comercio:** Se ha indicado que la mayoría de *Hippocampus* spp. provenía de la captura incidental por la pesca de arrastre, la cual se estimó en aproximadamente 6.5 toneladas (~2.3 millones de especímenes) anualmente, de cinco provincias costeras (Bac Lieu, Kien Giang, Binh Thuan, Ca Mau y Khanh Hoa) de 1995 a 1999 (Giles *et al.*, 2006). Se ha creído que una pesquería objetivo de pequeña escala proveía el comercio de especímenes vivos (Giles *et al.*, 2006). Las entrevistas con pescadores y comerciantes de 1995 a 1999 indicaron que *H. histrix* constituyó menos del uno por ciento de la composición de las especies (Project Seahorse, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

Se informó que Viet Nam era uno de los cinco principales productores de *Hippocampus* spp. disecado (Project Seahorse, información sin publicar en: Giles *et al.*, 2006). Aunque se informó sobre el comercio interno de “tónico de caballito de mar” (CoP12 Prop. 37), se indicó que la mayoría de los especímenes eran exportados a China, “generalmente a través de canales no oficiales y no regulados” (Giles *et al.*, 2006). Sin embargo, se consideró insuficiente la naturaleza y tamaño de este comercio (Giles *et al.*, 2006). De acuerdo a una encuesta llevada a cabo en 1991 en las provincias de Da Nang y Binh Thuan, aproximadamente 13.3 kg de *H. histrix* estaban siendo comercializados localmente en ese entonces (AA CITES de Viet Nam, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

Se han recibido los informes anuales CITES de Viet Nam para todos los años 2002-2011. Viet Nam no ha publicado ninguna cuota de exportación para *H. histrix*. De acuerdo a los datos en la Base de Datos de Comercio CITES, no se registró comercio directo o indirecto de *H. histrix* durante 2004-2012 procedente de Viet Nam; Alemania registró la importación de nueve especímenes vivos de origen silvestre directamente desde Viet Nam con fines comerciales en 2003, previo a la inclusión de la especie en el listado. Sin embargo, los países importadores informaron cantidades considerables de comercio de *Hippocampus* registrados a nivel de género desde Viet Nam, una porción considerable de las cuales fueron incautaciones/confiscaciones (Tabla 2); Viet Nam no registró ningún comercio a nivel de género.

**Tabla 2. Importaciones directas de *Hippocampus* declaradas a nivel de género como *Hippocampus* spp. desde Viet Nam, 2002-2011. (No se informó comercio en 2012; aún no se ha recibido el informe anual para 2012 de Viet Nam). Todo el comercio fue declarado por los países importadores; no se registraron exportaciones por Viet Nam. La especie fue enlistada en el Apéndice II el 15/05/2004. (Las cifras han sido redondeadas a un decimal, donde aplique.) No se registró comercio de *H. histrix* desde Viet Nam durante 2004-2011.**

Término	Unidades	Fuente	Propósito	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	Total			
cuerpos	kg	I	P								0.3		1.0	1.3			
			T								15		4.7		19.7		
			-										1.0		1.0		
			- W	P				2	261	200				20		483	
				T				686	104	55						845	
			I	P				13	25	205	409	268	848	462		2230	
				T				86	1	20	2	212	206	74	46	647	
				-			3	164	26	1	34		22			250	
			derivados	kg	I	P									1.6		1.6
						-		2.8		0.0							
- W	P							2	23							25	
	T							180	96							276	
I	P							720	12		358	153	6035	2387		9665	
	T							21						38		59	
	-						12	11					12			35	
extracto	-	I				P								1		1	
vivos	-	W				T	10			405	500		75				990
						C					1720	300					2020
			F						800	300	100				1200		
			-				6								6		

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, UNEP-World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, Reino Unido

Evanson *et al.* (2011), utilizando un factor de conversión de 2.69 g/caballito de mar, estimaron que los volúmenes de caballitos de mar disecados (en general) exportados anualmente desde Viet Nam entre 1998 y 2001 representaban 540.000-610.000 individuos (basándose en datos de comercio), cayendo a ~147.000 individuos anualmente en 2004-2008 (basándose en datos de CITES).

Los registros de comercio doméstico de Taiwán, PDC entre 1993 y 2003, indicaron importaciones de un promedio anual de 36.000 (± 43.000) caballitos de mar desde Viet Nam (convertidos de kilogramos usando un factor de conversión de 350 caballitos de mar por kilogramo), pero desde 2004 el país no aparece reportado como una fuente de *Hippocampus* spp. diferente a como se registra en la base de datos de la CITES (Project Seahorse, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

Aunque se creía anteriormente que el consumo doméstico en Viet Nam era insignificante (Giles *et al.*, 2006), las observaciones de más de diez tiendas que vendían caballitos de mar en Nha Trang en 2013 (S. Foster, com. pers. a Project Seahorse, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013) indicaron que el comercio doméstico podía ser más significativo de lo que previamente se pensó (Project Seahorse, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

**Gestión:** En 2011, La AA CITES de Viet Nam confirmó que no estaba permitida ni sería permitida la exportación de caballitos de mar de origen silvestre hasta que se realizaran los dictámenes de extracción no perjudicial (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2011). Se identificó la necesidad de tales evaluaciones dentro de los próximos cinco años (AA CITES de Viet Nam, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2011), sin embargo en 2013, no se habían realizado tales evaluaciones para *H. histrix*, y no se habían emitido permisos de exportación para el comercio internacional (AA CITES de Viet Nam, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013). Un taller de trabajo fue convocado por el Project Seahorse en Viet Nam en 2013 (incluyendo representantes de las autoridades de CITES, autoridades de pesca, académicas, representantes de investigación del gobierno y la industria de acuicultura) enfocado en la implementación de la CITES

para caballitos de mar, y los participantes acordaron que se requería recolectar más información sobre esta especie en el país (Project Seahorse, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

Se informó que la extracción de *Hippocampus* spp. dentro de las zonas centrales de las cinco Áreas Marinas Protegidas (AMP) estaba prohibida, y había planes para aumentar el número de AMP existentes (AA CITES de Viet Nam, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2011). Se informó que la especie estaba protegida dentro de la siguiente legislación (AA CITES de Viet Nam, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013):

- Decreto gubernamental No 82/2006/ND-CP de agosto 10 de 2006: *Manejo de la exportación, importación, reexportación e introducción desde el mar, tránsito, reproducción; y*
- Circular No 59/2010/TT-BNN de octubre 29 de 2010: *Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural (MADR) sobre la Promulgación de las Listas de Animales y Plantas Silvestres bajo manejo de la CITES*

Además, la Directiva No. 1/1998/CT-TTG y la Ley de Pesca, Artículo 6:6 de 2003 prohíbe el uso de explosivos, electricidad y veneno para la pesca (Viet Nam, 2003). Sin embargo, Pomeroy *et al.* (2009) informaron que comúnmente en algunas áreas eran utilizados todos los tres métodos.

Pocas medidas fueron consideradas apropiadas para mitigar las diferentes presiones que están enfrentando las poblaciones de caballito de mar; aquellas identificadas incluyen las AMPs y las vedas estacionales en áreas costeras inferiores a 0.5 m de profundidad (Project Seahorse, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013). Sin embargo, no estaba clara la efectividad y la ejecución de tales medidas (Project Seahorse, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

Pomeroy *et al.* (2009) consideraron que la pesca ilegal, no informada e irregular (InII) era un problema significativo en Viet Nam, y Giles *et al.* (2006) creyeron que la reglamentación del comercio internacional tendría poco impacto en reducir la captura incidental o el comercio doméstico en Viet Nam del caballito del mar.

No había ningún programa de seguimiento específico para la especie establecido (AA CITES de Viet Nam, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

Truong (1998) observó que *H. histrix* no había sido reproducida exitosamente en cautiverio en ese momento en el país.

#### **D. Problemas identificados que no están relacionados con la implementación del Artículo IV parágrafos 2(a), 3 o 6 (a)**

Los informes anuales CITES de Egipto para 2005, 2008 y 2011 y desde Filipinas para 2008, 2010 y 2011 son sobresalientes.

Se indicó la captura incidental como la principal amenaza y la pesca InII fue considerada como un problema en Viet Nam.

Se informó que el comercio ilegal se estaba llevando a cabo en todos los tres países.

La dificultad para identificar a *Hippocampus* a nivel de especie fue considerada problemática para el monitoreo del comercio de una especie específica.

Se ha informado que el comercio de *Hippocampus* spp. a nivel de género, hace que el seguimiento del comercio de especies individuales sea difícil. Además, la información mezclada de unidades (número de especímenes y peso) hace difícil estimar el número total de especímenes en el comercio internacional.

## E. References

- Aish, A., Trent, S. y Williams, J. 2003. *Squandering the seas: How shrimp trawling is threatening ecological integrity and food security around the world*. Londres, RU: Environmental Justice Foundation.
- AquaMaps. 2013. *Computer Generated Native Distribution Map for Hippocampus histrix (Thorny seahorse), version of Aug. 2013*. [En línea]. Disponible en: [www.aquamaps.org](http://www.aquamaps.org) [Descargado: 2 de septiembre, 2013].
- Autoridad Administrativa CITES de Egipto. 2013. Autoridad Administrativa CITES de Egipto, *in litt.* a UNEP-WCMC, 15/07/2013.
- Autoridad Administrativa CITES de Viet Nam. 2011. Autoridad Administrativa CITES de Viet Nam, com. pers. a UNEP-WCMC, 12/10/2011.
- Autoridad Administrativa CITES de Viet Nam. 2013. Autoridad Administrativa CITES de Viet Nam, com. pers. a UNEP-WCMC, 04/03/2013.
- Castro, J., Magbanua, F. y D'Agnes, L. 2006. *Integrated approach contributes to MDG in the Philippines*. Ciudad Makati, Filipinas: PATH Foundation Philippines Inc.
- Curtis, J. M. R. y Vincent, A. C. J. 2008. Use of population viability analysis to evaluate CITES trade-management options for threatened marine fishes. *Conservation Biology*, 22 (5), p.1225–1232.
- Curtis, J. M. R., Ribeiro, J., Erzini, K. y Vincent, A. C. J. 2007. A conservation trade-off? Interspecific differences in seahorse responses to experimental changes in fishing effort. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Systems*, 17, p.468–484.
- Egipto. 1983. *Act No. 124 of 1983 on fishing, aquatic life and the regulation of fish farms*.
- Evanson, M., Foster, S. J., Wiswedel, S. y Vincent, A. C. J. 2011. Tracking the international trade of seahorses (*Hippocampus* species). *Fisheries Centre Research Reports*, 19 (2).
- Foster, S. J. y Vincent, A. C. J. 2004. Life history and ecology of seahorses: implications for conservation and management. *Journal of Fish Biology*, 65 (1), p.1–61.
- Foster, S. J. y Vincent, A. C. J. 2005. Enhancing sustainability of the international trade in seahorses with a single minimum size limit. *Conservation Biology*, 19 (4), p.1044–1050.
- Frouin, R. J., Ebuchi, N., Pan, D. y Saino, T. 2012. Remote sensing of the marine environment II. En: *Series Proceedings of SPIE, 31 October - 1 November 2012, Kyoto, Japan*, Bellingham, EEUU: Asia-Pacific Remote Sensing.
- Giles, B. G., Ky, T. S., Hoang, D. H. y Vincent, A. C. J. 2006. The catch and trade of seahorses in Vietnam. *Biodiversity and Conservation*, 15 (8), p.2497–2513.
- Hunt, B. y Vincent, A. C. J. 2006. The use of marine organisms in traditional and allopathic medicine. En: Miththapala, S. (ed.), *Conserving medicinal species: Securing a healthy future*, Colombo, Sri Lanka: IUCN: Ecosystems and Livelihoods Group, Asia, p.64–75.
- Koldewey, H. J. y Martin-Smith, K. M. 2010. A global review of seahorse aquaculture. *Aquaculture*, 302 (3–4), p.131–152.
- Kuiter, R. H. 2000. *Seahorses, pipefishes and their relatives: a comprehensive guide to Syngnathiformes*. Chorleywood, RU: TMC Publishing.
- Lee, Y.-J. 2000. The state of seahorses as herbs in Korean oriental medicine. En: Moreau, M.-A., Hall, H. J. y Vincent, A. C. J. (eds.), *Proceedings of the First International Workshop on the Management and Culture of Marine Species Used in Traditional Medicines, July 4-9 1998, Cebu City, Philippines, 2000*, Montreal, Canada: Project Seahorse.
- Lourie, S. A., Foster, S. J., Cooper, E. W. T. y Vincent, A. C. J. 2004. *A guide to the identification of seahorses*. Washington D.C., EEUU: Project Seahorse y TRAFFIC North America.
- Lourie, S. A., Pritchard, J. C., Casey, S. P., Truong, A. K., Hall, H. J. y Vincent, A. C. J. 1999a. The taxonomy of Vietnam's exploited seahorses (family Syngnathidae). *Biological Journal of the Linnean Society*, 66, p.231–256.
- Lourie, S. A., Stanley, H. F., Vincent, A. C. J., Hall, H. J., Pritchard, J. C. y Casey, S. P. 1999b. *Seahorses: an identification guide to the world's species and their conservation*. Londres, UK: Project Seahorse.
- Marcus, J. E., Samoilys, M. A., Meeuwig, J. J., Villongco, Z. A. D. y Vincent, A. C. J. 2007. Benthic status of near-shore fishing grounds in the central Philippines and associated seahorse densities. *Marine Pollution Bulletin*, 54 (9), p.1483–1494.
- Martin-Smith, K. M. y Vincent, A. C. J. 2005. Seahorse declines in the Derwent estuary, Tasmania in the absence of fishing pressure. *Biological Conservation*, 123 (4), p.533–545.

- Martin-Smith, K. M., Samoily, M. A., Meeuwig, J. J. y Vincent, A. C. J. 2004. Collaborative development of management options for an artisanal fishery for seahorses in the central Philippines. *Ocean & Coastal Management*, 47 (3-4), p.165-193.
- McPherson, J. M. y Vincent, A. C. J. 2011. Trade in seahorses and other syngnathids in Africa. En: Vincent, A. C. J., Giles, B. G., Czembor, C. A. y Foster, S. J. (eds.), *Trade in seahorses and other syngnathids in countries outside Asia (1998-2001)*. *Fisheries Centre Research Reports* 19(1), p.7-38.
- Meeuwig, J. J., Hoang, D. H., Ky, T. S., Job, S. D. y Vincent, A. C. J. 2006. Quantifying non-target seahorse fisheries in central Vietnam. *Fisheries Research*, 81 (2-3), p.149-157.
- Most. 2007. *Red Book of Vietnam: Part 1 Animal*. Hanoi, Viet Nam: Science and technique publishing house.
- Nadeau, J. L., Curtis, J. M. R. y Lourie, S. A. 2009. Preservation causes shrinkage in seahorses: implications for biological studies and for managing sustainable trade with minimum size limits. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 19 (4), p.428-438.
- O'Donnell, K. P., Pajaro, M. G. y Vincent, A. C. J. 2010. How does the accuracy of fisher knowledge affect seahorse conservation status? *Animal Conservation*, 13 (6), p.526-533.
- Pomeroy, R., Thi Nguyen, K. A. y Thong, H. X. 2009. Small-scale marine fisheries policy in Vietnam. *Marine Policy*, 33 (2), p.419-428.
- Project Seahorse. 2011. Project Seahorse *in litt.* a UNEP-WCMC, 28/10/2011.
- Project Seahorse. 2013. Project Seahorse *in litt.* a UNEP-WCMC, 08/08/2013.
- Roe, D. 2008. *Trading nature: a report, with case studies, on the contribution of wildlife trade management to sustainable livelihoods and the Millennium Development Goals*. Cambridge, RU: Traffic International y WWF International.
- Scales, H. 2010. Advances in the ecology, biogeography and conservation of seahorses (genus *Hippocampus*). *Progress in Physical Geography*, 34 (4), p.443-458.
- Short, F. T., Polidoro, B., Livingstone, S. R., Carpenter, K. E., Bandeira, S., Bujang, J. S., Calumpang, H. P., Carruthers, T. J. B., Coles, R. G., Dennison, W. C., Erftemeijer, P. L. A., Fortes, M. D., Freeman, A. S., Jagtap, T. G., Kamal, A. H. M., Kendrick, G. A., Judson Kenworthy, W., La Nafie, Y. A., Nasution, I. M., Orth, R. J., Prathep, A., Sanciangco, J. C., Tussenbroek, B. Van, Vergara, S. G., Waycott, M. y Zieman, J. C. 2011. Extinction risk assessment of the world's seagrass species. *Biological Conservation*, 144 (7), p.1961-1971.
- Thornhill, D. J. 2012. *Ecological impacts and practices of the coral reef wildlife trade*. Washington D.C., EEUU: Defenders of Wildlife.
- Truong, S. K. 1998. Prospects for community-based seahorse aquaculture in Vietnam. En: Morton, B. (ed.), *Proceedings of the Third International Conference on the Marine Biology of the South China Sea. Hong Kong, 28 October - 1 November 1996*, Hong Kong, China: Hong Kong University Press.
- Tuan, L. Q. 2003. *Country case study: Trade in fisheries and human development, Vietnam*. Hanoi, Viet Nam: UNDP Asia Pacific Regional Initiative on Trade, Economic Governance, and Human Development.
- UNEP. 2004. *Seagrass in the South China Sea. UNEP/GEF/SCS Technical Publication No. 3*. Bangkok, Tailandia: UNEP/GEF Regional Working Group on Seagrass.
- Ut, V. N. y Tam, T. C. 2012. *Species composition and fishing status of seahorse (Hippocampus spp.) in Phu Quoc Island, Vietnam. Paper presented at the Bien Dong 2012 Conference, Nha Trang, 12-14/09/2012*.
- Viet Nam. 2003. *Fisheries law No. 17/2003/ql 11*.
- Vincent, A. C. J. 1996. *The international trade in seahorses*. Cambridge, RU: TRAFFIC International.
- Vincent, A. C. J. 1997. Sustainability of seahorse fishing. En: *Proceedings of the 8th International Coral Reef Symposium, Panama, 1996*, Washington D.C., EEUU: Smithsonian Tropical Research Institute, p.2045-2050.
- Vincent, A. C. J. y Koldewey, H. J. 2006. An uncertain future for seahorse aquaculture in conservation and economic contexts. En: *Proceedings of the Regional Technical Consultation on Stock Enhancement of Species Under International Concern, 2006*, Panay, Philippines: Southeast Asian Fisheries Development Center, p.71-84.
- Vincent, A. C. J., Foster, S. J. y Koldewey, H. J. 2011. Conservation and management of seahorses and other Syngnathidae. *Journal of fish biology*, 78 (6), p.1681-1724.

- Vincent, A. C. J., Meeuwig, J. J., Pajaro, M. G. y Perante, N. C. 2007. Characterizing a small-scale, data-poor, artisanal fishery: Seahorses in the central Philippines. *Fisheries Research*, 86 (2-3), p.207-215.
- Wabnitz, C., Taylor, M., Green, E. y Razak, T. 2003. *From ocean to aquarium: The global trade in marine ornamental species*. Cambridge, RU: UNEP-WCMC.
- Wiswedel, S. 2012. *Hippocampus histrix*. IUCN 2012. *IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2*. [En línea]. Disponible en: [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org) [Descargado: 24 de mayo, 2013].
- Wiswedel, S. 2013. Stefan Wiswedel (Project Seahorse) com. pers. a UNEP-WCMC, 19/07/2013.



**Hippocampus trimaculatus (Leach, 1814): Singapur, Tailandia, Viet Nam**

**Syngnathidae**, Caballito de mar de pico largo, Caballito de mar de cara plana, Caballito de mar bajo coronado, Caballito de mar de tres puntos

**Selección para el Examen de Comercio Significativo**

En su 25ª reunión, el Comité de Fauna (CF) incluyó a *Hippocampus trimaculatus* (todos los países de su rango de distribución) en el Examen de Comercio Significativo como una especie prioritaria, siguiendo las consideraciones del documento AC25 Doc. 9.6 (Acta Resumida AC25). *H. trimaculatus* fue identificada como una especie que presentó un umbral de volumen de comercio elevado para una especie amenazada o casi amenazada globalmente en 2008 y 2009 y mostró un aumento agudo en el comercio en 2009, comparado con el nivel de comercio promedio para 2004-2008 (Anexo 2, AC25 Doc. 9.6). En la 26ª reunión del CF, se habían recibido respuestas de Australia, China, Indonesia, Japón, Malasia y Myanmar (AC26 Doc. 12.3). Camboya, India, Filipinas, Singapur, Suráfrica, Tailandia y Viet Nam fueron retenidas en el Examen (Acta Resumida AC26). Después de la 26ª reunión del CF, Camboya, India, Filipinas y Suráfrica fueron retirados del proceso, basándose en la ausencia de comercio comercial durante los últimos 10 años, de acuerdo y en consulta con el CF.

**A. Resumen**

**Resumen de las recomendaciones para *Hippocampus trimaculatus*.**

Resumen general		
Estado del rango de distribución	Categoría provisional	Resumen
		Clasificada como Vulnerable en la Lista Roja de la UICN en base a la observación de disminuciones de la población.
Singapur	Preocupación Menor	No se registró comercio internacional 2004-2012. El estado de la población no está claro. Sobre la base de no comercio, ha sido clasificada como Preocupación Menor.
Tailandia	Preocupación Urgente	Altos niveles de comercio de cuerpos de origen silvestre 2002-2011. Clasificada como Vulnerable nacionalmente, con poblaciones que se cree están disminuyendo. No están claras las bases de los dictámenes de extracción no perjudicial. Por consiguiente, clasificada como de Preocupación Urgente.
Viet Nam	Preocupación Menor	Prácticamente no se registró comercio internacional durante 2002-2012, aunque se registraron niveles relativamente altos de comercio a nivel de género. Está prohibida la exportación de caballitos de mar silvestres hasta que se realice un dictamen de extracción no perjudicial. Clasificada como En Peligro nacionalmente. Sobre la base de prácticamente no comercio, clasificada como Preocupación Menor.

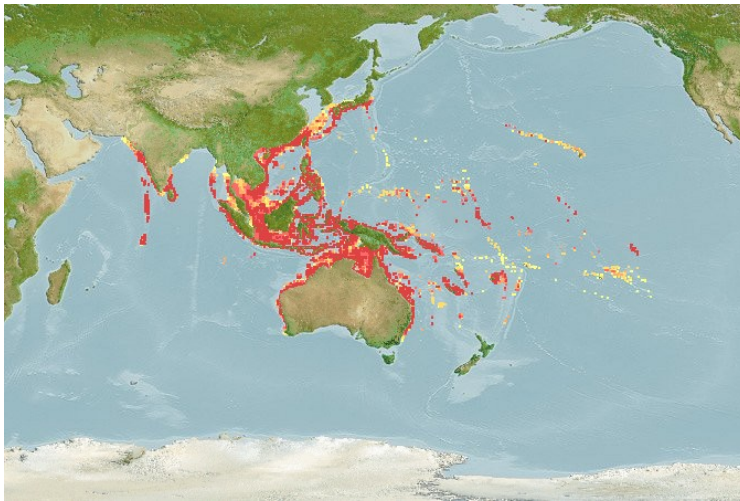
**B. Generalidades de la especie**

**Nota taxonómica:** Se han llevado a cabo varias revisiones taxonómicas del género *Hippocampus*, incluyendo revisiones a *H. trimaculatus* (Lourie *et al.*, 1999b, 2004). La especie es algunas veces confundida con *H. fisheri* y *H. zebra* (Lourie *et al.*, 2004).

**Biología:** *H. trimaculatus* se encuentra en hábitats de fondo arenoso, de grava o lodosos, en aguas relativamente profundas entre 10 y 100 m (Lourie *et al.*, 1999b; Scales, 2010). La altura máxima de los adultos registrada para la especie es 17 cm (Lourie *et al.*, 2004).

En la sección de Biología de *Hippocampus algiricus* se encuentra información adicional sobre *Hippocampus* spp.

**Distribución general y estado:** *H. trimaculatus* se encuentra en las aguas del suroccidente de Asia y Australia (Project Seahorse, 2003) (Figura 15), aunque en registros de aguas australianas se pensó que posiblemente representaban una especie aparte (Lourie *et al.* 1999; Lourie y Vincent, 2004). Se ha pensado que el potencial de dispersión de *H. trimaculatus* es relativamente alto (Lourie *et al.*, 2005).



**Figura 15. Distribución global de *Hippocampus trimaculatus*** (Fuente: AquaMaps 2013).

*H. trimaculatus* fue clasificada como Vulnerable en la Lista Roja de la UICN sobre la base de disminuciones observadas de la población de más del 30 por ciento (Project Seahorse, 2003). El Project Seahorse (Project Seahorse, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013) está liderando una actualización de la evaluación de la Lista Roja para esta especie.

Se cree que las poblaciones aún están

disminuyendo (Project Seahorse, información no publicada, en: Project Seahorse, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013) según la evidencia del análisis de la información sobre el comercio de la CITES para caballitos de mar (Evanson *et al.*, 2011) y los inventarios de comercio en Suroccidente de Asia (Giles *et al.* 2006; Perry *et al.* 2010; Project Seahorse y el Departamento de Pesca tailandés información no publicada en: Project Seahorse, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

**Amenazas:** La explotación directa, la captura incidental y la destrucción del hábitat se consideraron eran las principales amenazas para *H. trimaculatus* (Vincent, 1996; Project Seahorse, 2003). Se encontró que la captura incidental del caballito de mar era común, principalmente en la pesca de arrastre del camarón (Aish *et al.*, 2003). Las presiones sobre poblaciones particulares de caballitos de mar usados vivos en el comercio de acuarios fueron consideradas como considerables (Hunt y Vincent, 2006; Vincent *et al.*, 2011). Murugan *et al.* (2009) consideraron que *H. trimaculatus* era una de las especies más importantes en la medicina tradicional china (MTC), mientras que su coloración mate la hacen indeseable en el comercio para acuarios.

Se consideró probable que las características biológicas de *Hippocampus* spp. las hacía vulnerables a la pesca excesiva y no adecuadas para la extracción intensa (Vincent, 1996; Foster y Vincent, 2004; Scales, 2010). Igualmente se pensó que estas características, combinadas con la presión de la pesca, explicaban también las disminuciones considerables en las poblaciones de *Hippocampus* observadas por los pescadores y comerciantes en todo el

mundo (Vincent, 1996), aunque Curtis *et al.* (2007) encontraron que la pesca demersal no podía reducir los números en todas las especies *Hippocampus* y Martin-Smith y Vincent (2005) también observaron disminuciones independientes a la pesca. De acuerdo a Vincent (1996), el nivel de la captura de *Hippocampus* en las pesquerías artesanales y como captura incidental es insostenible, debido al hecho de que los colectores continúan extrayendo *Hippocampus* spp. aun cuando las poblaciones disminuyan a niveles críticamente bajos.

**Generalidades del comercio y la gestión:** *H. trimaculatus* fue enlistada en el Apéndice II de CITES el 15/05/2004.

El Comité de Fauna en su 20ª reunión en 2004 (Notificación de la CITES 2004/033; Notificación de la CITES 2005/014), recomendó un límite voluntario de altura mínima de 10 cm para el comercio internacional de especímenes silvestres de *Hippocampus*. Surgieron preocupaciones acerca que esto no protegería de la sobreexplotación de forma suficiente a toda las especies de *Hippocampus* spp. debido a que la altura de varias especies en su madurez era de más de 10 cm (Foster y Vincent, 2005) y al encogimiento del tamaño de los especímenes disecados (Nadeau *et al.*, 2009). Curtis y Vincent (2008) recomendaron un límite cauteloso de tamaño mínimo de 14 cm, pendiente de evaluación socioeconómica y de manejo. No se requieren permisos de exportación o re-exportación hasta para cuatro especímenes muertos de *Hippocampus* spp. por persona para fines personales o domésticos, según la Resolución de la CITES Conf. 13.7 (Rev. CoP 16).

Se estimó que MTC consumía el 95 por ciento del comercio de *Hippocampus* spp. (Vincent *et al.*, 2011). *Hippocampus* spp. también son comercializados como curiosidades (disecados) y vivos para uso en acuarios y hobbies (Lourie *et al.*, 2004). Se encontró que *H. trimaculatus* era la especie más altamente comercializada en todo el mundo con un volumen anual estimado de 1.2-2.5 millones de individuos entre 2004 y 2008 (Evanson *et al.*, 2011).

Se consideró esencial un entendimiento claro de la historia de la vida y ecología de *Hippocampus* spp. (Curtis *et al.*, 2007) para su manejo, con un seguimiento riguroso requerido para evaluar las acciones de conservación (Martin-Smith y Vincent, 2005). Thornhill (2012) observó la dificultad de emitir dictámenes de extracción no perjudicial para *Hippocampus* spp. debido a la falta de información sobre la biología de las poblaciones.

*H. trimaculatus* fue considerada adecuada para la acuicultura (Murugan *et al.*, 2009; Koldewey y Martin-Smith, 2010), aunque Koldewey y Martin-Smith (2010) observaron que la demanda para *Hippocampus* spp. aún no puede ser satisfecha a través de la acuicultura.

C. Examen por País:

SINGAPUR

**Distribución en el País Evaluado:** La presencia de *H. trimaculatus* en Singapur fue confirmada por Lourie *et al.* (2004), pero la distribución en el país es desconocida (Project Seahorse, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013). Los científicos en la Junta de Parques Nacionales que están realizando estudios con *H. kuda* aún no han registrado a *H. trimaculatus* (C. Tong, com. pers. a Project Seahorse, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

**Tendencias y estado de la población:** La Autoridad Científica CITES de Singapur (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) informó que el último registro de *H. trimaculatus* en Singapur fue en 1934, pero que era incierto si este se debió a la rareza de la especie o a su preferencia por aguas profundas fuera del alcance de los buzos.

Se desconocen las tendencias locales y no había información disponible sobre el estado local (Project Seahorse, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

**Amenazas:** Se consideró que la principal amenaza para *Hippocampus* spp. en Singapur era la pérdida de su hábitat debido al desarrollo costero (Junta de Parques Nacionales de Singapur, 2010; AC CITES de Singapur, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2011). El impacto del comercio para la MTC y los acuarios también se consideró considerable (AC CITES de Singapur, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

**Comercio:** En 1998-2001, se informó de algunos comerciantes que abastecían sus existencias localmente (Project Seahorse, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2011), pero en los inventarios de comercio llevados a cabo entre 1999-2000 se encontró que los caballitos de mar vivos y disecados parecían ser abastecidos por fuentes extranjeras principalmente (Evanson *et al.* 2011). Antes de la inclusión de *Hippocampus* spp. en el listado de la CITES, Singapur estaba actuando como un país importador y re-exportador importante para el comercio (Wabnitz *et al.*, 2003) con importaciones anuales sumando aproximadamente 1.7 millones caballitos de mar, originarios principalmente de India, y (re-)exportaciones de 75 000– 743 000 caballitos de mar, destinados principalmente para Hong Kong SAR (Evanson *et al.* 2011). Se consideró poco claro si las exportaciones disminuyeron después de incluir a *Hippocampus* spp. en el listado de la CITES o si la disminución sugerida fue el resultado de registros inexactos de comercio entre los dos períodos (Evanson *et al.* 2011).

Se han recibido los informes anuales CITES de Singapur para todos los años 2002-2011. Singapur no ha publicado cuotas de exportación para *H. trimaculatus*. Según los datos en la Base de Datos de Comercio CITES, no se registró comercio directo o indirecto en *H. trimaculatus* procedente de Singapur durante 2002-2012. Los países importadores registraron pequeñas cantidades de comercio de *Hippocampus* registradas al nivel de género directamente desde Singapur en 2002 (145 especímenes vivos de origen silvestre con fines comerciales), 2004 (diez especímenes vivos declarados sin fuente o propósitos especificados) y 2010 (16 cuerpos decomisados/confiscados); Singapur no declaró ningún comercio al nivel de género.

En los registros de datos de Censo y Estadísticas, no CITES, de Hong Kong SAR desde 1998 a 2010 se registraron importaciones anuales de aproximadamente 157.000 ( $\pm 161\ 000$ ) caballitos de mar a nivel de género desde Singapur (Hong Kong CSD, sin fecha, en: Project Seahorse, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013). Se pensó que este comercio representaba las re-exportaciones desde Singapur (Project Seahorse, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

Según se ha informado no se observó *H. trimaculatus* en el comercio local (AA CITES de Singapur, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013), aunque la AA CITES de Singapur (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2011) confirmó que se habían decomisado en 2008-2010 un total de 277 *Hippocampus* spp., procedentes de Indonesia y China.

**Gestión:** La Sección 5 de la Ley 1065 de Animales y Aves Silvestres, rev. 2000 (Capítulo 351) prohíbe matar, tomar o mantener cualquier animal o ave sin una licencia (Singapur, 1965); sin embargo, se informó que dichas licencias no habían sido emitidas “durante muchos años” (Lye, 2008). La Ley Especies en Peligro (Importación y Exportación) de 2006 prohíbe el comercio de animales en peligro sin un permiso (Singapur, 2006; AA CITES de Singapur, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2011). La Ley de Pesca de 1969 prohíbe el uso de explosivos, veneno o redes de arrastre para atrapar peces (Singapur, 1969).

La AA CITES de Singapur (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2011) confirmó que no se habían emitido permisos CITES para *Hippocampus* spp. de fuentes locales, que la extracción de *Hippocampus* spp. no se estaba realizando para fines comerciales y que, por lo tanto, no se estaban haciendo los dictámenes de extracción no perjudicial. Se cree que no se está llevando a cabo un seguimiento o manejo específico de la especie (AA CITES de Singapur, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013). Los científicos de la Junta de Parques Nacionales informaron que estaban realizando estudios sobre caballitos de mar, aunque estaban enfocados en

*H. kuda* y no sobre *H. trimaculatus* (C. Tong, com. pers. a Project Seahorse, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013); no se conocen otras acciones de manejo enfocadas al caballito de mar (Project Seahorse, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

La AA CITES de Singapur (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2011) observó que *Hippocampus* spp. estaban siendo reproducidos en cautiverio exitosamente en Singapur.

#### TAILANDIA

**Distribución en el País Evaluado:** La presencia de *H. trimaculatus* en Tailandia fue confirmada por Lourie *et al.* (2004) y Perry *et al.* (2010). Se informó que la especie se encontraba en el Golfo de Tailandia y el Mar de Andamán (AA CITES de Tailandia, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

Se descubrió que la especie se encontraba a profundidades de 12-42 m durante estudios de arrastre experimental realizados por el Departamento de Pesca tailandés, con una profundidad media de 15 m (Phoonsawat *et al.*, 2012 en Project Seahorse, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

**Tendencias y estado de la población:** se informó que la captura incidental de *Hippocampus* spp. era muy frecuente en el sur de Tailandia, seguida de las costas central y oriental (Perry *et al.*, 2010). *H. trimaculatus* se encontraba entre las especies que más se recogían como captura incidental tanto en el Golfo de Tailandia como en el Mar de Andamán (AA CITES de Tailandia, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013). El Departamento de Pesca tailandés estimó la biomasa total de *Hippocampus* spp. en aguas tailandesas en 9.6 toneladas, con base en muestreos experimentales de pesca de arrastre (Phoonsawat *et al.*, 2012 en Project Seahorse, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

La especie fue clasificada como Vulnerable en 2005, en El Libro Rojo de Datos tailandés (Vidthayanon, 2005). Los pescadores informaron disminuciones de las poblaciones de *Hippocampus*, a finales de los 1990 (Perry *et al.*, 2010) y, más recientemente, 98 pescadores de los 132 entrevistados durante las encuestas de comercio en 2013 informaron disminuciones (Project Seahorse y DoF tailandés, información no publicada en: Project Seahorse, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

**Amenazas:** En Tailandia se informó que *Hippocampus* spp. estaban amenazados por el cambio en el hábitat, la captura incidental, especies invasivas y el comercio para la medicina tradicional (AA CITES de Tailandia, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2011). Se consideró que la pesca excesiva era la causa principal de las disminuciones de la población (Vincent, 1996), con capturas incidentales anuales de *Hippocampus* spp. estimadas en 2.1 millones de especímenes (Anón. 2001 en: Perry *et al.*, 2010). Se informó que la pesca de *Hippocampus* spp. generalmente ocurre fuera de la época monzónica de octubre a febrero, que se ha considerado es la época de reproducción para muchas especies (Vincent, 1996).

**Comercio:** Tailandia era considerada uno de los países exportadores más importantes, si no el principal país exportador a nivel mundial de caballitos de mar (Perry *et al.*, 2010; Evanson *et al.*, 2011; Vincent *et al.*, 2011). A mediados de los años 1990, se estimó la exportación anual en 15 toneladas (~4.5 millones de especímenes) de *Hippocampus* disecados (Vincent, 1996). Se encontraron discrepancias significativas entre los volúmenes de exportación informados por Tailandia y la importación de volúmenes informados por otros países durante los 1990 (Perry *et al.*, 2010). Igualmente se consideró considerable el comercio doméstico de *Hippocampus* spp. (Perry *et al.*, 2010). Se estimó que los volúmenes de capturas desembarcadas a finales de los 1990 representaron 2.1 millones caballitos de mar anualmente, incluyendo *H. trimaculatus* (Perry *et al.*, 2010). En las encuestas de comercio realizadas en 2012-2013 se encontraron tasas similares de capturas, y aunque los volúmenes totales no eran claros (Project Seahorse y DoF tailandés, información no publicada en:

Project Seahorse, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013), se encontró que *H. trimaculatus* era la especie encontrada más frecuentemente en el comercio tailandés (Project Seahorse y DoF tailandés, información no publicada; Laksanawimol, Kasetsart University, información no publicada en: Project Seahorse, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013). También se informó sobre un pequeño comercio doméstico de caballitos de mar vivos, incluyendo comercio de *H. Trimaculatus*, (Laksanawimol, Kasetsart University, información no publicada en: Project Seahorse, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

Se informó que los especímenes de *H. trimaculatus* en comercio procedían principalmente de la captura incidental de las pesquerías de arrastre de camarón y algunas otras pesquerías, aunque también se consideró que existía una pesquería a pequeña escala orientada a la especie para el comercio de animales vivos (Perry *et al.* 2010; Project Seahorse y DoF tailandés, información no publicada; Laksanawimol, Kasetsart University, información no publicada en: Project Seahorse, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013). Se informó que los caballitos de mar eran inicialmente comprados por unos cuantos compradores locales antes de ser vendidos a los mayoristas y exportadores, principalmente en Bangkok, Ranong, y Surat Thani (Project Seahorse y DoF tailandés, información no publicada en: Project Seahorse, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013). Posteriormente la mayoría era exportada a Hong Kong SAR, Taiwán, Provincia de China y China continental (Perry *et al.* 2010; Project Seahorse y DoF tailandés, información no publicada; Laksanawimol, Kasetsart University, información no publicada en: Project Seahorse, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

Se han recibido los informes anuales CITES de Tailandia para todos los años 2002-2011. Tailandia no ha publicado cuotas de exportación para *H. trimaculatus*. Según los datos en la Base de Datos de Comercio CITES, las exportaciones directas de *H. trimaculatus* desde Tailandia 2004-2012 consistieron principalmente de cuerpos de origen silvestre comercializados con fines comerciales (Tabla 1). Hong Kong SAR fue el principal país importador.

No se registraron exportaciones indirectas de *H. trimaculatus* procedentes de Tailandia antes de 2007; el comercio indirecto registrado durante 2007-2012 consistió principalmente de cuerpos de origen silvestre comercializados con fines comerciales.

**Tabla 1. Exportaciones directas de *Hippocampus trimaculatus* from Thailand, 2004-2011. (No se registró comercio en 2012; aún no se ha recibido el informe anual de Tailandia de 2012.) Todo el comercio fue de origen silvestre con fines comerciales. La especie fue enlistada en el Apéndice II el 15/05/2004. (Cuando es apropiado, las cantidades han sido redondeadas a decimales.)**

Término	Unidad	Declarado por	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	Total	
cuerpos	kg	Importador	1893	4236	3101.8	3343.9	2972.5	2896.0	3377.1	2805.6	24625.8	
		Exportador	4008.0	7683.8	6179.5	6197.7	4269.4	3383.6			31721.9	
	-	Importador			100							100
		Exportador							4191.3	3004.3		7195.6
derivados	kg	Importador								38	38	
		Exportador										

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, UNEP-World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, Reino Unido

La Tabla 2 resume el comercio directo en *Hippocampus* informado al nivel de género desde Tailandia 2002-2011; los cuerpos declarados en 2002 fueron importados por Italia, mientras que los principales países importadores desde 2003 en adelante fueron Singapur, Hong Kong SAR y Taiwán, PDC.

**Tabla 2. Exportaciones directas de *Hippocampus* registradas a nivel de género desde Tailandia, 2002-2011. (No se registró comercio en 2012; aún no se ha recibido el informe anual de 2012 de Tailandia). (Las cantidades han sido rodeadas al primer decimal, donde aplique).**

Término	Unidades	Fuente	Propósito	Informado por	2002	2003	2004	2005	2007	2008	2010	2011	Total	
cuerpos	kg	W	P	Importador				2.2					2.2	
				Exportador										
				T	Importador			101.4	300.6		60		462	
					Exportador			774.2						774.2
				I	P	Importador						<0.1	<0.1	
						Exportador								
		-	W	P	Importador		1						1	
					Exportador									
				T	Importador			80					80	
					Exportador						24.5	0.3	24.8	
				I	P	Importador				1				1
						Exportador								
		-				Importador		1						1
						Exportador								
	-				Importador	5040							5040	
					Exportador									
derivados	-	I	P	Importador							12		12	
				Exportador										

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, UNEP-World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, Reino Unido

Los datos de comercio CITES de todos los caballitos de mar registrados en comercio desde Tailandia en kilogramos fueron convertidos usando un peso seco promedio de 3.22 g por caballito de mar, dando como resultado un total de ~4.9 millones caballitos de mar siendo exportados por año en 2004-2008; la mayoría del comercio fue registrado de ser importado por Hong Kong SAR o Taiwán, PDC (Evanson *et al.* 2011). Se cree que *H. trimaculatus* es especie más comúnmente exportada desde Viet Nam, representando ~ 36 por ciento de comercio cada año (Evanson *et al.* 2011).

Los registros de datos del Censo y Estadísticas, no CITES, de Hong Kong SAR desde 1998 a 2011 registran que las importaciones anuales sumaron aproximadamente 3.7 millones caballitos de mar ( $\pm 3.2$  millones) importados anualmente desde Tailandia a nivel de género, aunque después de los años pico 2001 y 2002, el promedio anual durante 2005-2010 fue de aproximadamente 2.5 millones de caballitos de mar, sin que aún se haya informado comercio alguno en 2011 (Hong Kong CSD, no fechado, en: Project Seahorse, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

Entre 1993 y 2011, los registros de comercio desde Taiwán PDC, indican importaciones de un promedio anual de aproximadamente 1.4 millones caballitos de mar disecados ( $\pm 841\,000$  individuos), aunque el promedio de números comercializados entre 2008 y 2011 cayó a menos de 400.000 (Project Seahorse, *en litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

Si bien no se registraron exportaciones de caballitos de mar vivos desde Tailandia, se registraron volúmenes bajos de especímenes vivos comercializados domésticamente (Laksanawimol, Kasetsart University, información no publicada en: Project Seahorse, *en litt.* a UNEP-WCMC, 2013). Además, se informó algo de comercio doméstico en caballitos de mar disecados para la medicina tradicional y curiosidades (Perry *et al.* 2010; Project Seahorse y DoF tailandés, información no publicada; Laksanawimol, Kasetsart University, información no publicada en: Project Seahorse, *en litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

**Gestión:** Se informó que la exportación de *Hippocampus* spp. vivos capturados en aguas tailandesas estaba prohibida desde 1988 (Decreto de Exportación e Importación de Bienes, B.E. 2522, 1979; AA CITES de Tailandia, *en litt.* a UNEP-WCMC, 2011), pero se cree que han continuado las exportaciones ilegales (Perry *et al.*, 2010). La siguiente lista de Notificaciones bajo la Ley de Pesca tailandesa fue suministrada por la Autoridad Administrativa CITES de Tailandia (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2011) y se consideró que estaba contribuyendo al manejo de *Hippocampus* spp.:

- Notificación B.E. 2515 *Re: Determinación de áreas en las cuales los artes de pesca, p. ej. redes de arrastre y de empuje usadas con motonaves están prohibidas*
- Notificación B.E. 2522 *Re: Prohibición de redes de arrastre y empuje en la pesca en la Bahía Phang Nga*
- Notificación B.E. 2523 *RE: Uso de redes de arrastre y empuje con motonaves en la pesca en la Bahía Phang Nga*
- Notificación B.E. 2541 *Re: Prohibición de redes de empuje usadas en la pesca con motonaves en la localidad de la Provincia de Pattani*
- Notificación B.E. 2542 *Re: Prohibición de ciertos tipos de artes de pesca en las estaciones de reproducción y cría en localidades de las provincias de Prachuab Kirikhan, Chumphon y Surat Thani de febrero 15 a mayo 15*
- Notificación B.E. 2542 [sic] *Re: Determinan el área en el actual los arrastres de barra están prohibidos en algunas localidades de la Provincia Chonburi*

Por consiguiente, el uso de redes de arrastre y empuje hasta 3 km de la costa tailandesa está prohibido, así como lo están el uso aparejos estacionarios hasta 400 m de la costa (B.E.2515) (CHARM, 2005; Morgan y Staples, 2006). Se desconoce la efectividad de tales medidas espaciales y temporales para la mitigación de las presiones sobre los caballitos de mar, y siguen sin ser resueltas otras presiones (Project Seahorse, *en litt.* a UNEP-WCMC, 2013). Por lo tanto, se consideró importante evaluar la distribución del caballito de mar dentro de las zonas de exclusión espacial y temporal para entender el cubrimiento de tales medidas para cada especie de *Hippocampus* (Project Seahorse, *en litt.* a UNEP-WCMC, 2013). La AA CITES de Tailandia confirmó que la Ley de Pesca B.E. 2490 (1985) prohíbe el uso de explosivos, electricidad y químicos, para la pesca durante la temporada de eclosión y la pesca en áreas de pastos marinos y arrecifes de coral (AA CITES de Tailandia, *en litt.* a UNEP-WCMC, 2011). Sin embargo, se encontró que se realizaba la pesca ilegal (AA CITES de Tailandia, *en litt.* a UNEP-WCMC, 2011) y Panjarat (2008) informó sobre el uso frecuente de técnicas ilegales de pesca en el Mar de Andamán, así como la desobediencia de las temporadas de veda. Además, debido a las quejas de los pescadores, la Notificación B.E. 2542 fue examinada y temporalmente suspendida en febrero de 2013 (B.E. 2543) (AA CITES de Tailandia, *en litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

Las medidas adicionales incluyen el establecimiento de áreas de conservación (p. ej. 26.000 km<sup>2</sup> en el Golfo de Tailandia y 1800 km<sup>2</sup> en Phang Nga y Krabi) y áreas protegidas (73.479



km<sup>2</sup> en 2011) (AA CITES de Tailandia, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2011). Sin embargo, se indicó que es ejercida la pesca ilegal dentro de las áreas protegidas (Panjarat, 2008).

Las medidas adicionales de manejo en Tailandia incluyeron investigación en la acuicultura con el propósito de una posible reducción en el comercio de especímenes silvestres e investigación en la genética de *Hippocampus* spp. (AA CITES de Tailandia, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2011). En 1998, estaba funcionando una instalación de acuicultura de caballito de mar, aunque no parecía que estuviera reproduciendo esta especie (Koldewey y Martin-Smith, 2010).

Se informó que en 2012 se había iniciado una investigación sobre el estado de *Hippocampus* spp. en Tailandia (AA CITES de Tailandia, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

Un taller de trabajo convocado por el Project Seahorse en junio de 2013 en Tailandia se enfocó en tratar las preocupaciones presentadas en el proceso del Examen de Comercio Significativo para *H. kelloggi*, *H. kuda* y *H. spinosissimus*. Los participantes en el taller (incluyendo autoridades de la CITES, autoridades de pesca, académicos, representantes gubernamentales de investigación y la acuicultura) determinaron que Tailandia no estaba en capacidad de realizar un dictamen de extracción no perjudicial defendible para sus exportaciones de cualquiera de estas especies o indudablemente *H. trimaculatus* (Project Seahorse, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013). Se reconoció que se debe recoger más información sobre *H. trimaculatus* (Project Seahorse, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

#### VIET NAM

**Distribución en el País Evaluado:** La presencia de *H. trimaculatus* en Viet Nam fue confirmada por Lourie *et al.* (1999a, 2004). Se informó que la especie se encontraba en el Golfo de Tonkin, Binh Thuan y el mar Khanh Hoa (ambos al suroriente) (AA CITES de Viet Nam, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

**Tendencias y estado de la población:** Giles *et al.* (2006) informaron que los desembarques de *Hippocampus* spp. mostraron variaciones geográficas en volumen, con menos capturas en el norte de Viet Nam que en el sur; no estaba claro si esto se debía a las variaciones en abundancia o el método de pesca utilizado. Los expertos en un taller sobre caballitos de mar en el país, sin embargo consideraron que este patrón reflejaba la distribución del caballito de mar (S. Foster, Project Seahorse, com. pers. a Project Seahorse, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

Se informó que *H. trimaculatus* se encontraba entre las especies más comúnmente capturadas en Viet Nam del sur y central desde mediados a finales de los 1990 (Giles *et al.*, 2006; Meeuwig *et al.*, 2006). Lourie *et al.* (1999a) consideraron que la especie era “especialmente común y ampliamente distribuida” a través de Viet Nam. Las entrevistas a los pescadores llevadas a cabo en 2011 en la isla Phu Quoc, sur de Viet Nam, también informaron que *H. trimaculatus* era una de las principales especies capturadas (Ut y Tam, 2012 en: Project Seahorse, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013). Sin embargo, La AA CITES de Viet Nam (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) estimó que la población vietnamita total era solamente de 2500 individuos maduros. Este estimativo de población, que también fue publicado en el Libro Rojo de Datos de Viet Nam (Most, 2007 en: Project Seahorse, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013), fue cuestionado por los expertos locales durante un taller del Project Seahorse en mayo de 2013, el cual se enfocó en la implementación de las medidas de la CITES para caballitos de mar en el país (Project Seahorse, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

La especie fue clasificada como En Peligro, en el Libro Rojo Nacional de Datos de Viet Nam de 2007 (AA CITES de Viet Nam, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013), con disminuciones de las poblaciones estimadas en un 20 por ciento por año y se observó que la especie era de un alto valor en la MTC (Most, 2007 en Project Seahorse, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013). Las disminuciones de la población y reducciones en el tamaño de los especímenes de *Hippocampus* se dedujeron de datos (Vincent, 1996) y los pescadores confirmaron disminuciones en su disponibilidad desde 1995 a 1999, estando *H. trimaculatus* entre las tres especies de caballito de mar más frecuentemente mencionada en estas entrevistas (Giles *et al.* 2006). Las entrevistas de comercio llevadas a cabo en 2011 en la isla de Phu Quoc revelaron que los pescadores habían observado las disminuciones en la disponibilidad de caballitos de mar durante los últimos cinco a diez años [antes de 2011] (Ut y Tam, 2012 en: Project Seahorse, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

Se consideró que el estado de las poblaciones de *Hippocampus* en Viet Nam no se conocía bien (Giles *et al.*, 2006), y el Project Seahorse (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) confirmó que a la fecha no se habían realizado evaluaciones independientes del estado de la población de los caballitos de mar.

**Amenazas:** La información sobre las amenazas para *Hippocampus* spp. en Viet Nam está disponible en la sección de Amenazas de *Hippocampus histrix*.

**Comercio:** Se pensó que la fuente de la mayoría de *Hippocampus* spp. era la captura incidental por arrastre, la cual se estimó en aproximadamente 6.5 toneladas (~2.3 millones de especímenes) anualmente en más de cinco provincias costeras (Bac Lieu, Kien Giang, Binh Thuan, Ca Mau y Khanh Hoa) desde 1995 a 1999 (Giles *et al.*, 2006). Se pensó que una pesquería de pequeña escala suministraba el comercio de especímenes vivos (Giles *et al.*, 2006). Las entrevistas con pescadores y comerciantes de 1995 a 1999 indicaron que *H. trimaculatus* era una de las principales especies capturadas (Project Seahorse, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013); las entrevistas de comercio llevadas a cabo en 2011 en la isla Phu Quoc también encontraron que la especie era uno de los principales caballitos de mar comercializados (Ut y Tam, 2012 *en*: Project Seahorse, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

Se informó que Viet Nam era uno de los cinco productores principales de *Hippocampus* spp. disecados (Project Seahorse, información no publicada *en*: Giles *et al.*, 2006). Si bien el comercio interno de “tónico de caballito de mar” fue informado (CoP12 Prop. 37), la mayoría de especímenes se informó eran exportados a China, “generalmente a través de canales no oficiales ni regulados” (Giles *et al.*, 2006). Sin embargo, se consideró insuficiente la información sobre la naturaleza y tamaño de este comercio (Giles *et al.*, 2006). De acuerdo a una encuesta llevada a cabo en 1991 en las provincias de Da Nang y Binh Thuan, en ese entonces se estaban comercializando localmente aproximadamente 328 kg de *H. Trimaculatus* (AA CITES de Viet Nam, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

Se han recibido los informes anuales CITES de Viet Nam para todos los años 2002-2011. Viet Nam no ha publicado ninguna cuota de exportación para *H. trimaculatus*. De acuerdo a los datos en la Base de Datos de Comercio CITES, las exportaciones directas de *H. trimaculatus* desde Viet Nam 2002-2012 consistieron en números bajos de individuos vivos y cuerpos de origen silvestre comercializados para fines personales y comerciales en 2005 y 2007; además, Estados Unidos declaró la importación de 23 cuerpos decomisados/confiscados en 2008 (Tabla 3). Estados Unidos fue el único importador. No se registró comercio después de 2008, y no se registraron exportaciones indirectas de *H. trimaculatus* procedentes de Viet Nam durante 2004-2012. Sin embargo, se registraron cantidades considerables de comercio de *Hippocampus* a nivel de género registradas por los países importadores (ninguno registrado por Viet Nam); este comercio se encuentra resumido en la sección sobre *H. histrix*.

**Tabla 3. Exportaciones directas de *Hippocampus trimaculatus* desde Viet Nam, 2005-2008 (no se registró comercio en 2004, 2006 ó 2009-2012; aún no se ha recibido el informe anual de Viet Nam para 2012). La especie fue enlistada en el Apéndice II el 15/05/2004.**

Término	Fuente	Propósito	Informado por	2005	2007	2008	Total
Cuerpos	W	P	Importador		14		14
			Exportador				
	I	P	Importador			23	23
			Exportador				
vivos	W	T	Importador	20			20
			Exportador	40			40

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, UNEP-World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, Reino Unido

Evanson *et al.* (2011), using a conversion factor of 2.69 g/seahorse, estimated volumes of dried seahorses (overall) exported annually from Viet Nam between 1998 and 2001 to represent 540 000-610 000 individuals (based on trade survey data), dropping to ~147 000 individuals annually in 2004-2008 (based on CITES data).

Entre 1993 y 2003, los registros de comercio doméstico de Taiwán, PDC indicaron importaciones de un promedio anual de 36.000 ( $\pm$  43 000) caballitos de mar desde Viet Nam (convertidos de kilos utilizando un factor de conversión de 350 caballitos de mar por kilogramo), pero desde 2004 el país no fue reportado como una fuente de *Hippocampus* spp. diferente a como se registra en la base de datos de la CITES (Project Seahorse, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

Mientras anteriormente se creyó que el consumo doméstico en Viet Nam era insignificante (Giles *et al.*, 2006), se observaron más de diez tiendas vendiendo caballitos de mar en Nha Trang en 2013 (S. Foster, com. pers. a Project Seahorse, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013) lo cual indicaba que el comercio doméstico puede ser “más significativo de lo que anteriormente se pensó” (Project Seahorse, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

**Gestión:** En 2011, La AA CITES de Viet Nam confirmó que la exportación de caballitos de mar de origen silvestre no estaba permitida y no sería permitida hasta tanto se realizaran los dictámenes de extracción no perjudicial (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2011). Se identificó la necesidad de tales evaluaciones dentro de los cinco años siguientes (AA CITES de Viet Nam, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2011), pero en 2013, tales evaluaciones no se han realizado para *H. trimaculatus*, y no se habían emitido permisos de exportación para el comercio internacional (AA CITES de Viet Nam, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

Un taller de trabajo convocado por el Project Seahorse en junio de 2013 (incluyendo autoridades de la CITES, autoridades de pesca, académicos, representantes gubernamentales de investigación y la industria de acuicultura) se enfocó en la implementación de las medidas de la CITES para los caballitos de mar, y los participantes acordaron que el país no estaba en capacidad de realizar un dictamen de extracción no perjudicial defendible para sus exportaciones de cualquiera de estas especies e indudablemente de *H. trimaculatus* y que sería necesario recolectar información adicional sobre esta especie (Project Seahorse, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

En la sección de Manejo de *Hippocampus hirtus* se encuentran los detalles sobre la legislación pertinente para la especie *Hippocampus* especie en Viet Nam.

Pocas medidas de manejo fueron consideradas apropiadas para mitigar las diferentes presiones que están enfrentando las poblaciones del caballito de mar; aquellas identificadas incluyeron las AMPs y las vedas estacionales a la pesca en áreas costeras con menos de 0,5 m de profundidad (Project Seahorse, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013). Sin embargo, la efectividad y puesta en vigencia de tales medidas no estaban claras, y se consideró improbable que apoyaran efectivamente a *H. trimaculatus*, una especie de aguas más profundas que es capturada principalmente en la pesca de arrastre de camarón (Project Seahorse, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

Pomeroy *et al.* (2009) consideraron que la pesca ilegal, no informada e irregular (InII) era un problema significativo en Viet Nam, y Giles *et al.* (2006) creyeron que la reglamentación del comercio internacional tendría poco impacto en reducir la captura incidental o el comercio doméstico del caballito de mar en Viet Nam.

No existe un plan específico de seguimiento de la especie establecido (AA CITES de Viet Nam, en *litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

Truong (1998) observó que *H. trimaculatus* había sido exitosamente reproducida en cautiverio en el país.

#### **D. Problemas identificados que no están relacionados con la implementación del Artículo IV párrafos 2(a), 3 o 6 (a)**

Se señaló a la captura incidental como una amenaza principal y la pesca InII fue considerada como un problema en Viet Nam.

Se informó que en todos los tres países se estaba llevando a cabo comercio ilegal.

La dificultad para identificar *Hippocampus* a nivel de especie fue considerada problemática para el seguimiento del comercio de una especie específica.

Se ha informado sobre el comercio de *Hippocampus* spp. a nivel de género, haciendo difícil el monitoreo del comercio de una especie individual. Además, la información mixta de unidades (número de especímenes y peso) hace difícil estimar el número total de especímenes en el comercio internacional.

## E. Referencias

- Aish, A., Trent, S. y Williams, J. 2003. *Squandering the seas: How shrimp trawling is threatening ecological integrity and food security around the world*. Londres, RU: Environmental Justice Foundation.
- Anónimo 2001. *Thai Fishing Vessels Statistics 1999*. Department of Fisheries, Ministry of Agriculture and Cooperatives. Gobierno de Tailandia: Bangkok, Tailandia.
- AquaMaps. 2013. *Computer Generated Native Distribution Map for Hippocampus trimaculatus (Longnose seahorse), version of Aug. 2013*. [En línea]. Disponible en: [www.aquamaps.org](http://www.aquamaps.org) [Descargado: 2 de septiembre, 2013].
- Autoridad Administrativa CITES de Tailandia para Fauna Acuática. 2011. Autoridad Administrativa CITES de Tailandia para Fauna Acuática, *in litt.* a UNEP-WCMC, 07/10/2011.
- Autoridad Administrativa CITES de Tailandia para Fauna Acuática. 2013. Autoridad Administrativa CITES de Tailandia para Fauna Acuática, *in litt.* a UNEP-WCMC, 15/03/2013.
- Autoridad Administrativa CITES de Viet Nam. 2011. Autoridad Administrativa CITES de Viet Nam, com. pers. a UNEP-WCMC, 12/10/2011.
- Autoridad Administrativa CITES de Viet Nam. 2013. Autoridad Administrativa CITES de Viet Nam, com. pers. a UNEP-WCMC, 04/03/2013.
- Autoridad Científica CITES de Singapur. 2011. Autoridad Científica CITES de Singapur, com. pers. a UNEP-WCMC, 06/10/2011.
- Autoridad Científica CITES de Singapur. 2013. Autoridad Científica CITES de Singapur, *in litt.* a UNEP-WCMC, 11/04/2013.
- CHARM. 2005. *Thai fishery laws*. Bangkok, Tailandia: Coastal Habitats and Resources Management Project.
- Curtis, J. M. R. y Vincent, A. C. J. 2008. Use of population viability analysis to evaluate CITES trade-management options for threatened marine fishes. *Conservation Biology*, 22 (5), p.1225–1232.
- Curtis, J. M. R., Ribeiro, J., Erzini, K. y Vincent, A. C. J. 2007. A conservation trade-off? Interspecific differences in seahorse responses to experimental changes in fishing effort. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Systems*, 17, p.468–484.
- Evanson, M., Foster, S. J., Wiswedel, S. y Vincent, A. C. J. 2011. Tracking the international trade of seahorses (*Hippocampus* species). *Fisheries Centre Research Reports*, 19 (2).
- Foster, S. J. y Vincent, A. C. J. 2004. Life history and ecology of seahorses: implications for conservation and management. *Journal of Fish Biology*, 65 (1), p.1–61.
- Foster, S. J. y Vincent, A. C. J. 2005. Enhancing sustainability of the international trade in seahorses with a single minimum size limit. *Conservation Biology*, 19 (4), p.1044–1050.
- Giles, B. G., Ky, T. S., Hoang, D. H. y Vincent, A. C. J. 2006. The catch and trade of seahorses in Vietnam. *Biodiversity and Conservation*, 15 (8), p.2497–2513.
- Hong Kong CSD. 2013. Import statistics from the Census and Statistics Department, Hong Kong Special Administrative Region. En: Project Seahorse, *in litt.* a UNEP-WCMC, 08/08/2013.
- Hunt, B. y Vincent, A. C. J. 2006. The use of marine organisms in traditional and allopathic medicine. En: Miththapala, S. (ed.), *Conserving medicinal species: Securing a healthy future*, Colombo, Sri Lanka: IUCN: Ecosystems and Livelihoods Group, Asia, p.64–75.
- Koldewey, H. J. y Martin-Smith, K. M. 2010. A global review of seahorse aquaculture. *Aquaculture*, 302 (3–4), p.131–152.
- Laksanawimol. 2013. Laksanawimol, Kasetsart University. Datos no publicados.
- Lourie, S. A. y Vincent, A. C. J. 2004. A marine fish follows Wallace's Line: the phylogeography of the three-spot seahorse (*Hippocampus trimaculatus*, Syngnathidae, Teleostei) in Southeast Asia. *Journal of Biogeography*, 31 (12), p.1975–1985.
- Lourie, S. A., Foster, S. J., Cooper, E. W. T. y Vincent, A. C. J. 2004. *A guide to the identification of seahorses*. Washington D.C., EEUU: Project Seahorse y TRAFFIC North America.

- Lourie, S. A., Green, D. M. y Vincent, A. C. J. 2005. Dispersal, habitat differences, and comparative phylogeography of southeast Asian seahorses (Syngnathidae: *Hippocampus*). *Molecular ecology*, 14 (4), p.1073–1094.
- Lourie, S. A., Pritchard, J. C., Casey, S. P., Truong, A. K., Hall, H. J. y Vincent, A. C. J. 1999a. The taxonomy of Vietnam's exploited seahorses (family Syngnathidae). *Biological Journal of the Linnean Society*, 66, p.231–256.
- Lourie, S. A., Stanley, H. F., Vincent, A. C. J., Hall, H. J., Pritchard, J. C. y Casey, S. P. 1999b. *Seahorses: an identification guide to the world's species and their conservation*. Londres, UK: Project Seahorse.
- Lye, L. H. 2008. Nature conservation laws: the legal protection of flora and fauna in Singapore. En: Davison, G. W. H., Ng, P. K. L. y Ho, H. C. (eds.), *The Singapore Red Data Book: Threatened plants and animals of Singapore*, 2nd ed., Singapore City, Singapore: Nature Society, p.5–13.
- Martin-Smith, K. M. y Vincent, A. C. J. 2005. Seahorse declines in the Derwent estuary, Tasmania in the absence of fishing pressure. *Biological Conservation*, 123 (4), p.533–545.
- Meeuwig, J. J., Hoang, D. H., Ky, T. S., Job, S. D. y Vincent, A. C. J. 2006. Quantifying non-target seahorse fisheries in central Vietnam. *Fisheries Research*, 81 (2-3), p.149–157.
- Morgan, G. R. y Staples, D. J. 2006. *The history of industrial marine fisheries in southeast Asia*. RAP Publication 2006/12. Bangkok, Thailand: FAO Regional Office for Asia and the Pacific.
- Most. 2007. *Red Book of Vietnam: Part 1 Animal*. Hanoi, Viet Nam: Science and technique publishing house.
- Murugan, A., Dhanya, S., Sarcar, A. B., Naganathan, V., Rajagopal, S. y Balasubramanian, T. 2011. Fishery biology, demography of three spotted seahorse, *Hippocampus trimaculatus* inhabiting Gulf of Mannar region, Southeast coast of India. *Indian Journal of Geo Marine Sciences*, 40 (3), p.411–423.
- Murugan, A., Dhanya, S., Sreepada, R. A., Rajagopal, S. y Balasubramanian, T. 2009. Breeding and mass-scale rearing of three spotted seahorse (*Hippocampus trimaculatus* Leach) under captive conditions. *Aquaculture*, 290 (1), p.87–96.
- Nadeau, J. L., Curtis, J. M. R. y Lourie, S. A. 2009. Preservation causes shrinkage in seahorses: implications for biological studies and for managing sustainable trade with minimum size limits. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 19 (4), p.428–438.
- National Parks Board Singapore. 2010. *Singapore: 4th national report to the Convention on Biological Diversity*. Montreal, Canada: CBD Secretariat.
- Panjarat, S. 2008. *Sustainable fisheries in the Andaman sea coast of Thailand*. New York, EEUU: Division for Ocean Affairs and the Law of the Sea, Office of Legal Affairs, the United Nations.
- Perry, A. L., Lunn, K. E. y Vincent, A. C. J. 2010. Fisheries, large-scale trade, and conservation of seahorses in Malaysia and Thailand. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 20 (4), p.464–475.
- Phoonsawat, R., Boonjorn, N., Sinanuan, T., Chamason, O., Kulanujaree, N., Jaiyen, T. y Al., E. 2012. *Sea horse in Thai waters*. Bangkok, Tailandia: Marine Fisheries Research and Development Bureau.
- Pomeroy, R., Thi Nguyen, K. A. y Thong, H. X. 2009. Small-scale marine fisheries policy in Vietnam. *Marine Policy*, 33 (2), p.419–428.
- Project Seahorse. 2003. *Hippocampus trimaculatus*. IUCN 2012. *IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2012.2. [En línea]. Disponible en: [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org) [Descargado: 24 de mayo, 2013].
- Project Seahorse. 2011. Project Seahorse *in litt.* a UNEP-WCMC, 28/10/2011.
- Project Seahorse. 2013. Project Seahorse *in litt.* a UNEP-WCMC, 08/08/2013.
- Scales, H. 2010. Advances in the ecology, biogeography and conservation of seahorses (genus *Hippocampus*). *Progress in Physical Geography*, 34 (4), p.443–458.
- Singapur. 1965. *Wild Animals and Birds Act (No. 5 of 1965)*.
- Singapur. 1969. *Fisheries Act. Chapter 111. Rev. ed. 2002*.
- Singapur. 2006. *Endangered Species (Import and Export) Act*.
- Thornhill, D. J. 2012. *Ecological impacts and practices of the coral reef wildlife trade*. Washington D.C., EEUU: Defenders of Wildlife.
- Truong, S. K. 1998. Prospects for community-based seahorse aquaculture in Vietnam. En: Morton, B. (ed.), *Proceedings of the Third International Conference on the Marine Biology of the South China*

*Hippocampus trimaculatus*

- Sea. Hong Kong, 28 October - 1 November 1996*, Hong Kong, China: Hong Kong University Press.
- Tuan, L. Q. 2003. *Country case study: Trade in fisheries and human development, Vietnam*. Hanoi, Viet Nam: UNDP Asia Pacific Regional Initiative on Trade, Economic Governance, and Human Development.
- Ut, V. N. y Tam, T. C. 2012. *Species composition and fishing status of seahorse (Hippocampus spp.) in Phu Quoc Island, Vietnam. Paper presented at the Bien Dong 2012 Conference, Nha Trang, 12-14/09/2012*.
- Vidthayanon, C. 2005. *Thailand Red Data: Fishes*. Bangkok, Thailand: Office of Natural Resources and Environmental Policy and Planning.
- Vincent, A. C. J. 1996. *The international trade in seahorses*. Cambridge, RU: TRAFFIC International.
- Vincent, A. C. J., Foster, S. J. y Koldewey, H. J. 2011. Conservation and management of seahorses and other Syngnathidae. *Journal of fish biology*, 78 (6), p.1681-1724.
- Wabnitz, C., Taylor, M., Green, E. y Razak, T. 2003. *From ocean to aquarium: The global trade in marine ornamental species*. Cambridge, RU: UNEP-WCMC.

**Antipatharia: Bahamas, Cuba, República Popular Democrática de Corea, República Dominicana, Fiji, Panamá, Papua Nueva Guinea, Filipinas, Taiwán (provincia de China), Vanuatu**

**Antipatharia**, Coral negro

## Selección para el Examen de Comercio Significativo

### Resumen

Antipatharia (todas las especies en todos los países del rango de distribución) fueron seleccionadas como especies prioritarias para examen en la 25ª reunión del Comité de Fauna siguiendo las consideraciones del documento AC25 Doc. 9.6 (Acta Resumida AC25). El análisis en el Anexo 2 del AC25 Doc. 9.6 identificó tres especies (*Antipathes densa*, *Cirrhipathes anguina* y *Myriopathes japonica*) que cumplían con los criterios de volumen de comercio elevado durante 2004-2008. Durante la 26ª reunión del CF, se recibieron respuestas de Argentina, Australia, Chile, República Popular de China (en lo sucesivo, China), Colombia, Costa Rica, Guyana, Indonesia, Japón, Liberia, Madagascar, Myanmar, Nueva Zelanda, Pakistán, Seychelles, Tonga, el Reino Unido y los Estados Unidos de América (AC26 Doc. 12,3). Bahamas, Barbados, Belice, Brasil, Cabo Verde, China (provincia de Taiwán), Cuba, República de Corea Popular Democrática (en lo sucesivo, República Popular de Corea), Djibouti, Dinamarca, Dominica, República Dominicana, Ecuador, El Salvador, Fiji, Granada, Honduras, India, la República Islámica de Irán (en lo sucesivo, Irán), Irlanda, Italia, Jamaica, Malasia, Maldivas, Mauricio, Marruecos, Mozambique, Nicaragua, Países Bajos, Palaos, Panamá, Papua Nueva Guinea, Filipinas, Portugal, República de Corea, Federación de Rusia, Saint Kitts y Nevis, Santa Lucía, San Vicente y las Granadinas, Santo Tomé y Príncipe, Arabia Saudita, Somalia, Sudáfrica, España, Sri Lanka, Surinam, Trinidad y Tobago, Tuvalu, Uruguay, Vanuatu y la República Bolivariana de Venezuela (en lo sucesivo, Venezuela) fueron retenidos en el proceso (Acta Resumida AC26). Después de la 26ª reunión del CF, todos estos países del rango de distribución (aparte de Bahamas, Cuba, República Popular de Corea, República Dominicana, Fiji, Panamá, Papua Nueva Guinea, Filipinas, Taiwán, provincia de China (en lo sucesivo, Taiwán PDC) y Vanuatu) fueron eliminados del proceso sobre la base de prácticamente ningún intercambio comercial en los últimos 10 años, de acuerdo y en consulta con el CF.

### Resumen de las recomendaciones para Antipatharia.

Resumen general		
Estado del rango de distribución	Categoría provisional	Resumen
		Presente en todos los océanos, pero generalmente poco conocidos y se ha registrado la merma de algunas poblaciones.
Bahamas	Preocupación Menor	Prácticamente no hay comercio internacional registrado durante 2002-2012. Algunas especies son comunes, mientras que otras son infrecuentes o distribuidas irregularmente. Sobre la base de no comercio, ha sido clasificada como de Preocupación Menor.
Cuba	Preocupación Menor	Niveles moderados de comercio internacional registrados en 2002-2005, principalmente en tallas de origen silvestre; no se ha registrado comercio internacional desde 2008. Localmente abundante, pero agotado en algunas áreas. No se han emitido licencias para extracción desde 1999. Por lo tanto, ha sido clasificada como de Preocupación Menor.
República	Preocupación	No se registró comercio internacional durante 2002-2012. El estado de

Antipatharia

Popular Democrática de Corea	Menor	la población es desconocido. Sobre la base de no comercio, ha sido clasificada como de Preocupación Menor.
República Dominicana	Preocupación Menor	Prácticamente no hay comercio internacional registrado desde 2003, cuando un país importador declaró el comercio de 1464 corales no trabajados. Estado poblacional desconocido. La explotación y el comercio están prohibidos. Por lo tanto, ha sido clasificada como de Preocupación Menor.
Fiji	Preocupación Menor	No se registró intercambio comercial durante 2002-2012, con unos pocos ejemplares comercializados con fines personales. Al menos localmente común. Por lo tanto, ha sido clasificada como de Preocupación Menor.
Panamá	Preocupación Menor	No se registró comercio internacional durante 2002-2012. Estado de la población desconocido. Sobre la base de no comercio, ha sido clasificada como de Preocupación Menor.
Papua New Guinea	Preocupación Menor	No se registró comercio con fines comerciales durante 2002-2012; niveles muy bajos de comercio con fines personales/científicos. Estado de la población desconocido. Sobre la base de no comercio, ha sido clasificada como de Preocupación Menor.
Filipinas	Preocupación Menor	Prácticamente no se registró comercio con fines comerciales durante 2002-2012, con excepción del 2007, cuando 418 tallas fueron reportadas por los países de importación. Filipinas no registró comercio durante 2002-2012. La explotación y el comercio de corales están prohibidos. Localmente común. Por lo tanto, ha sido clasificada como de Preocupación Menor. Sin embargo, continúan las preguntas no relacionadas con la implementación del Artículo IV, parágrafos 2(a), 3 o 6 (a).
Taiwán (Provincia de China)	Posible Preocupación	Altos niveles de comercio durante 2002-2012 de corales de origen silvestre declarados por los países de importación. Muy poco comercio registrado desde el año 2008. Medidas de manejo emplazadas desde 2009. La base de los dictámenes de extracción no perjudicial no está clara y por lo tanto, ha sido clasificada como de Posible Preocupación. Continúan las preguntas no relacionadas con la implementación del Artículo IV, parágrafos 2(a), 3 o 6 (a).
Vanuatu	Preocupación Menor	Prácticamente no se ha registrado comercio internacional desde 2003. Estado de la población desconocido. La exportación de corales vivos de origen silvestre está prohibida. Por lo tanto, ha sido clasificada como de Preocupación Menor.

## A. Generalidades

**Nota taxonómica:** El orden Antipatharia (corales negros) está compuesto de siete familias, 43 géneros y 248 especies, según la Referencia Estándar de CITES adoptada en la CoP16 (UNEP-WCMC, 2012). La taxonomía de Antipatharia ha sido considerada complicada debido a la descripción de numerosas especies a partir de ejemplares incompletos y la falta de una jerarquía taxonómica claramente definida a nivel de género y familia (Opresko y Sanchez, 2005; Opresko, 2006).

**Biología:** Antipatharia son corales longevos (Grigg, 1965; Opresko y Sánchez, 2005; Wagner, 2011) típicamente encontrados en los sustratos duros en áreas con corrientes fuertes y profundidades superiores a 50 m (Wagner *et al.*, 2012), sin embargo, algunas especies habitan arrecifes relativamente someros (Opresko y Sánchez, 2005). En algunas especies, una sola colonia puede alcanzar varios metros de altura (Opresko y Sanchez, 2005), las estimaciones de longevidad en diferentes especies varían desde 12 hasta aproximadamente 4250 años (Wagner, 2011 y referencias; Brugler, Opresko & Francia, 2013). Se considera que



la mayoría de las especies de Antipatharia carecen de algas simbióticas (Grigg, 1993), aunque la evidencia sugiere que se ha encontrado simbiosis en algunas especies (Wagner *et al.*, 2010; Bo *et al.*, 2011).

Se ha indicado sobre la carencia de estudios detallados acerca de la biología reproductiva de Antipatharia (Parker *et al.*, 1997). Un estudio de *Antipathes fiordensis* reveló una historia de vida caracterizada predominantemente por la reproducción sexual, la primera reproducción sobre los 30 años de edad, desove anual, potencialmente alta fecundidad en la colonia y con larvas que nadan libremente por poco tiempo (Parker *et al.*, 1997). *A. dichotoma* fue encontrada de alcanzar la madurez antes, a los 12-13 años (Grigg, 1993). En Cuba, según se ha informado, los machos maduran a los 9 años (tamaño de 110-119 cm) y las hembras a los 10-12.5 años (tamaño de 120-129 cm) (Guitart 1994 en: AA CITES de Cuba, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013). Las tasas de crecimiento registradas varían desde 1.2 cm al año para *A. griggi* en Hawai (Opresko, 2009; Brugler *et al.*, 2013), hasta 159 cm por año para ambas *Stichopathes* cf. *maldivensis* en Indonesia (Bo *et al.*, 2009) y *Cirrhopathes* cf. *anguina* (Brugler *et al.*, 2013).

Se ha informado que Antipatharia se presenta desde una profundidad de 4 m (*Antipathella aperta* en Nueva Zelanda; Grange, 1985), a una profundidad máxima de 8600 m (*Schizopathes affinis* en las fosas de Kuriles-Kamchatka en el Pacífico y las Aleutianas; Pasternak, 1977), pero se informó que la mayoría de las especies y la mayor abundancia se da a profundidades de 30-80 m (Grigg, 1993; Sánchez *et al.*, 1998; Bruckner *et al.*, 2008), con aproximadamente el 75 por ciento de las especies ocurriendo a profundidades de más de 50 m (Cairns, 2007). La intensidad de la luz se reduce considerablemente a estas profundidades; por ejemplo, las colonias naturales más someras de *Antipathes grandis* en Hawai, viven a aproximadamente 35 m de profundidad, donde los niveles de luz están por debajo del 25 por ciento de la luz superficial en aguas claras (Grigg, 1965). Por lo tanto, las evaluaciones de riesgo de los arrecifes de coral no necesariamente reflejará la totalidad de corales negros en el área evaluada, aunque algunos pueden verse afectados.

**Distribución general y estado:** Antipatharia se encuentra en todos los océanos (Grigg, 1965), con el mayor número de especies encontrándose en el subtrópico y trópico (Bruckner *et al.*, 2008; Wagner *et al.*, 2012). Se informó que los estudios sobre la distribución biogeográfica de especies individuales son muy escasos; una gran proporción eran conocidos sólo por su localización geológica, en parte debido a la lejanía de sus hábitats y en parte debido a las dificultades taxonómicas (Wagner, 2011).

Se informó que la tendencia de la población mundial era desconocida, con muy pocos estudios recientes llevados a cabo (Bruckner *et al.*, 2008). Se observó que la mayoría de las colonias de Antipatharia en arrecifes de coral tropicales están severamente agotadas en profundidades accesibles para los buzos recreativos, encontrándose en Hawai las únicas poblaciones conocidas de tamaño comercial (Bruckner *et al.*, 2008).

**Amenazas:** Las Antipatharia son explotadas para el comercio de joyas y las artesanías (Grigg, 2001; Padilla and Lara, 2003; Bruckner *et al.*, 2008). El flujo genético limitado, las bajas tasas de crecimiento (Opresko y Sanchez, 2005) y el reclutamiento infrecuente de Antipatharia han sido considerados de hacer estos corales susceptibles al declive rápido si se encuentran sometidos a sobreexplotación (Goenaga y Boulon, 1992). Wells *et al.* (1983), sin embargo, observaron que la extinción debido a la sobreexplotación era improbable, porque muchas poblaciones no habían sido descubiertas o estaban situadas en zonas de difícil acceso. Sin embargo, se ha considerado que un declive en los especímenes más grandes desde 1998 indicaría los impactos negativos de una duplicación de la presión de explotación en Hawai, después de un período de rendimientos sostenibles desde 1975 a 1998 (Bruckner *et al.*, 2008). La desaparición de los "grandes bosques de coral negro" de Gran Caimán (Islas

Caimán) y Cozumel (México) también fue considerada de ser causada por sobreexplotación (Humann y DeLoach, 2002). Padilla y Lara (2003) informaron que la colección en Cozumel comenzó a finales de 1960, inicialmente careteando hasta 20 m de profundidad, luego a mayores profundidades mediante el uso de tanques de buceo; en 1995 las autoridades suspendieron el permiso para coleccionar coral negro en Cozumel por cuestiones de seguridad, puesto que las colonias de tamaños comerciales se encontraban agotadas hasta una profundidad de más de 80 m.

No han habido casos confirmados de blanqueo de corales en Antipatharia y no se considera que el blanqueo sea una amenaza para el orden en general (M. Bo, com. pers. a UNEP-WCMC, 2013). Sin embargo, una gran mortalidad de corales negros se observó en Indonesia (Sumatra), posiblemente debida a altas temperaturas (M. Bo, com. pers. a UNEP -WCMC, 2013). La mortalidad a gran escala de corales negros en Hawái desde 2001, particularmente desde 80 a 105 m de profundidad (una zona libre de la presión de extracción en ese tiempo) fue atribuida al sobre-crecimiento de una especie de coral invasora (*Carijoa riisei*) (Kahng y Grigg, 2005).

**Generalidades del comercio y la gestión:** El orden Antipatharia fue enlistado en el Apéndice II de CITES el 06/06/1981. El comercio directo de Antipatharia registrado entre 2002 y 2011 estaba compuesto principalmente de tallas (en total 936 125 tallas y 1439 kg de tallas, según lo declararon los países importadores) y corales no trabajados (total 207 111 corales y 3447 kg de corales, según lo informado por los países importadores). La gran mayoría del comercio fue de origen silvestre. El comercio declarado por los países importadores excedió enormemente el declarado por los países exportadores; el principal país exportador, según los datos registrados por los países importadores, fue Taiwán, PDC; según los datos registrados por los países exportadores, el principal país exportador fue Cuba. Los principales países importadores fueron Japón y Estados Unidos. La mayoría del comercio registrado por los países exportadores se registró a nivel de orden (Antipatharia spp.), mientras que una gran proporción del comercio declarado por los países importadores a nivel de especie, las dos especies más comercializadas fueron *Antipathes densa* y *Cirripathes anguina*.

En 2011, varias Partes incluyendo Taiwán PDC presuntamente concluyeron las negociaciones de la Convención sobre la Conservación y Manejo de Recursos Pesqueros de Alta Mar en el Océano Pacífico Norte que, una vez que entre en vigor, prohibirá a todas las Partes acatando sus normas la explotación comercial de ejemplares de Antipatharia en aguas fuera de sus respectivas zonas económicas exclusivas (Cooper *et al.*, 2011).

### C. Examen por País:

#### BAHAMAS

**Distribución en el País evaluado:** Opresko y Sanchez (2005) registraron seis especies en de corales negros de aguas someras en las Bahamas, y Humann y DeLoach (2002) registraron diez especies.

**Tendencias y estado de la población:** Humann y DeLoach (2002) clasificaron a *Antipathes lenta*, *A. umbratica* y *Stichopathes leutkeni* como especies comunes, a *A. caribbeana* y *Plumapathes pennacea* desde comunes hasta poco comunes, a *Tanacetipathes hirta*, *T. barbadensis* y *T. tanacetum* desde ocasionales hasta poco comunes, y a *A. gracilis* y *A. atlantica* como ocasionales.

En 2008, los arrecifes de coral en las Bahamas fueron evaluados en general como "en una situación cercana a la crisis" (Creary *et al.*, 2008), pero no se pudo ubicar información sobre la situación de las comunidades de corales de agua más profundas.

**Amenazas:** No se encontraron amenazas específicas para Antipatharia.

**Comercio:** Se han recibido los informes anuales CITES de Las Bahamas para todos los años 2002-2011 con excepción del 2010. Las Bahamas no ha publicado cuotas de exportación CITES para Antipatharia. Según los datos en la Base de Datos de Comercio CITES, el comercio de Anthipatharia procedente de Las Bahamas declarado durante el periodo 2002-2012 consistió de una talla de *Antipathes speciosa* de origen silvestre exportada directamente a los Estados Unidos con fines comerciales en 2006 (declarada únicamente por las Bahamas), y corales en no trabajados del género *Antipathes* (declarados a nivel de género) registrados como confiscados/decomisados en 2008 (un coral) y 2009 (seis corales) por Los Estados Unidos, también importados directamente desde las Bahamas. No se informó sobre comercio indirecto de Anthipatharia procedente de Las Bahamas durante 2002-2012.

La Autoridad Científica CITES de Las Bahamas indicó que no existían registros de que Antipatharia fuese explotado en las Bahamas, y que tampoco existía evidencia de extracción o comercio ilegal (AA CITES de Las Bahamas, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

**Gestión:** La AA CITES de Las Bahamas (AA CITES de Las Bahamas, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) confirmó que la colección y el comercio sin licencia de corales está prohibida bajo las Regulaciones de Recursos Pesqueros (Jurisdicción y Conservación) de 1986 (Bahamas, 1986). Está prohibido el uso de armas de fuego o sustancias nocivas para la pesca dentro de la zona de pesca exclusiva y los arpones en ciertas áreas (Bahamas, 1986).

McManus y Lacambra (2004) informaron que hay cinco Áreas Marinas Protegidas (AMP) en las Bahamas, todas prohíben la pesca. Se observó que el dos por ciento de la superficie de los arrecifes del país arrecife está dentro de AMP (Burke y Maidens, 2004). Sin embargo, el nivel de protección otorgado al coral negro a través de las AMP no es claro.

#### CUBA

**Distribución en el País evaluado:** Se registraron tres especies de Antipatharia de Cuba (Ortiz y Lalana, 2008). La presencia de coral negro fue confirmada en la Isla de la Juventud (suroeste de Cuba) (UNEP/IUCN, 1988a), Playa Ancón, Golfo de Cazones (sur de Cuba), archipiélago de Colorados (Cuba noroccidental) y desde Varadero hasta Camarioca y Punta Maya (en la bahía de Matanzas, norte de Cuba) (AA CITES de Cuba, *in litt.* a UNEP-WCMC 2013). Se encontró también coral negro en el norte de la provincia de Pinar del Río (Occidente de Cuba) y Puerto de Sagua (la Habana) (Spalding *et al.*, 2001).

**Tendencias y estado de la población:** Las existencias de Antipatharia fueron descritas como inusualmente abundantes en las aguas poco profundas de la Isla de la Juventud (UNEP/IUCN, 1988a) y altas concentraciones de corales negros fueron identificadas desde Varadero hasta Camarioca y Punta Maya y Playa Ancón, Golfo de Cazones y el archipiélago de los Colorados (AA CITES de Cuba, *in litt.* a UNEP-WCMC 2013), mientras que se observó estar agotado en algunos lugares a lo largo del norte de la provincia de Pinar del Río, en la bahía de Matanzas, el Puerto de Sagua y el Golfo de Cazones Golfo (Spalding *et al.*, 2001).

En la zona del Golfo de Cazones, donde se informó que se realiza una gran proporción de las extracciones, los corales negros se encuentran distribuidos en un área de 150 km<sup>2</sup>, con 37 km<sup>2</sup> cubiertos por parches de coral negro y una densidad promedio estimada de 5,9 colonias por 100 m<sup>2</sup> (Guitart 1994 en: AA CITES de Cuba, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

En 2008, se informó que los arrecifes de coral en Cuba habían sufrido disminución de cobertura de coral vivo entre 2001 y 2006 (Creary *et al.*, 2008), pero no se pudo ubicar información sobre la situación de las comunidades de corales de agua más profundas.

**Amenazas:** Las principales amenazas a Antipatharia fueron consideradas ser la destrucción del hábitat y la recolección ilegal (AA CITES de Cuba, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013). La explotación ilegal presuntamente condujo al agotamiento de las existencias de coral negro adulto en algunos lugares de menor profundidad (Alcolado *et al.*, 2003).

**Comercio:** Se han recibido los informes anuales CITES de Cuba de todos los años durante 2002-2010. Cuba no ha publicado cuotas de exportación CITES para Antipatharia. Según los datos en la Base de Datos de Comercio CITES, las exportaciones directas de Antipatharia desde Cuba durante 2002-2011 consistieron principalmente en tallas de origen silvestre comerciadas con fines comerciales y registradas a nivel de orden y a nivel de género (género *Antipathes*) (Tabla 1). No se registró ningún comercio directo de 2009 en adelante. El comercio registrado por Cuba generalmente excede lo declarado por los países importadores; los únicos países importadores que registraron las importaciones de tallas fueron Panamá y España.

El comercio indirecto de Anthipatharia procedente de Cuba 2002-2012 consistió en tallas de origen silvestre re-exportadas vía Panamá a Cuba con fines comerciales en 2002 (1011 tallas según lo declarado por Panamá y 109 según lo declarado por el país importador) y 2003 (216 tallas declaradas por Panamá; no comercio declarado por el importador).

**Tabla 1. Exportaciones directas del orden Antipatharia desde Cuba, 2002-2008. (No se han recibido aún los informes anuales de Cuba de 2011 o 2012; no se declaró comercio en 2006 o 2009-2012; cuando es apropiado, las cantidades han sido redondeadas a decimales.)**

Taxón	Término	Unidad	Fuente	Propósito	Declarado por	2002-2008						Total	
						2002	2003	2004	2005	2007	2008		
Antipatharia spp.	tallas	-	W	T	Importador	1388	970	73				2431	
					Exportador	2075	1126	2066	4954	100		10321	
	Corales no trabajados	kg	I	P	Importador						2	2	
					Exportador								
					Importador	2		1				3	
					Exportador								
					Importador	291						291	
					Exportador								
	Antipathes spp.	Tallas	kg	W	T	Importador							
						Exportador			0.1				0.1
Importador							198	862				1060	
Exportador									2667			2667	
Corales no trabajados	-	U	P	Importador		2		2			4		
				Exportador									

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, UNEP-World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, Reino Unido

Las existencias comerciales de coral negro fueron descubiertas en 1960 (Alcolado *et al.*, 2003), y la explotación comercial presuntamente comenzó en 1981 (AA CITES de Cuba, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013). Una estimación oficial sobre el coral negro extraído por cuatro empresas en 1998 ascendió a 1468,6 kg a profundidades de 20-55 m (Alcolado *et al.*, 2003). Al parecer, la extracción ilegal de coral negro se dio desde la década de 1970 (Alcolado *et al.*, 2003).

**Gestión:** Todas las especies de Antipatharia fueron incluidas en la lista de especies de Cuba de "especial importancia para la diversidad biológica en el país" (Miyar Barrueco, 2011). La Resolución 33/1996 estableció las zonas y límites anuales para la colección de especies de coral negro según el consejo del Instituto de Oceanografía (IDO, la Autoridad Científica Cubana para especies marinas) (AA CITES de Cuba, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

La explotación de Antipatharia ocurrió presuntamente entre 1981 y 1999, con la mayoría de la explotación realizándose en la provincia de Pinar del Río y en el Golfo de Cazones y cosechándose un total de 1843 kg durante 1987-1999 (AA CITES de Cuba, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

Las cuotas de explotación se fundamentaron en estudios de población realizados por el IDO, el Acuario Nacional de Cuba y el PNUMA entre 1987 y 1993 y fijadas en 300 kg por año (AA CITES de Cuba, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013). Basándose en la disminución de la población en algunas áreas sujetas a explotación, se redujo la cuota a 200 kg en 1994 y se discontinuó la explotación en estas áreas; la cuota se fijó otra vez en 300 kg en 1996, cuando un plan de manejo se puso en marcha y se cerraron las áreas sobreexplotadas (AA CITES de Cuba, *in litt.* a UNEP -WCMC, 2013). Se determinó el tamaño mínimo explotable de coral negro en 120 cm de altura y 2,5 cm de diámetro base (Alcolado *et al.* 2003; AA CITES de Cuba, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

Sobre la base de la densidad coral negro y el área de cobertura en el Golfo de Cazones y sus alrededores, el potencial de explotación anual se estimó en alrededor de 450 kg por año, es decir, por encima de las cuotas anuales de cosecha para el país, lo cual fue considerado de indicar que los niveles de explotación eran sostenibles y cautelosos (AA CITES de Cuba, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

Según la Resolución 160/2011, las licencias para la recolección, transporte y comercio son emitidas según la disponibilidad de información científica adecuada, existencia de dictámenes de extracción no perjudicial, beneficios para la conservación derivados del uso de las especies y el origen legal de los especímenes (Miyar Barrueco, 2011). La AA CITES de Cuba (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) informó que no se habían concedido licencias nuevas para la explotación de coral negro desde 1999, puesto que no se había presentado ninguna información nueva sobre el estado de las poblaciones desde 1994 que informase un dictamen de extracción no perjudicial.

Las licencias para la exportación de las tallas de Antipatharia fueron presuntamente emitidas durante 1996-2003, con la licencia de 2003 siendo válida hasta octubre de 2013 y las exportaciones declaradas después de 1999 relacionadas a coral negro explotado antes de ese año y a las reexportaciones procedentes de Asia (AA CITES de Cuba, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

Alcolado *et al.* (2003) informaron de una mejoría significativa en el control de la explotación después de la mejora de las inspecciones de explotación. La Resolución 160/2011 también incluye medidas para proteger a las gorgonias (orden Gorgonacea), que son difíciles de distinguir del coral negro por las aduanas, mejorando así la eficacia de la aplicación de la ley (AA CITES de Cuba, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

#### REPÚBLICA POPULAR DEMOCRÁTICA DE COREA

La RPD de Corea no es Parte de CITES y por tanto no ha presentado informes anuales o publicado cuotas de exportación CITES. Según los datos en la Base de Datos de Comercio CITES, no se registró comercio directo o indirecto de Anthipatharia procedente de la RPD de Corea por los países importadores 2002-2012.

## Antipatharia

No se encontró información sobre la distribución, tendencias, amenazas, comercio o manejo de Antipatharia para el país.

### REPÚBLICA DOMINICANA

**Distribución en el País evaluado:** Se registraron tres especies de Antipatharia en una lista de las especies marinas de la costa del sur de la República Dominicana desde La Caleta, Isla de Catalina e Isla de Saona (Williams *et al.*, 1983); especies de coral negro también fueron observadas en el Parque Nacional del Este (suroriente) (Katz, 1981 en: UNEP/IUCN, 1988a).

**Tendencias y estado de la población:** La AA CITES de La República Dominicana (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) que no se han realizado evaluaciones del estado de la población ni las tendencias.

En el 2008, se consideró que algunos arrecifes de coral de la República Dominicana se encontraban en condiciones menos favorables, y mientras que se registraron aumentos en la cobertura de corales para algunos lugares, los daños por huracanes ese año no habían sido establecidos (Creary *et al.*, 2008); No hay información sobre la situación de las comunidades de corales de agua más profundas se puede ubicar.

**Amenazas:** La AA CITES de la República Dominicana (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013) considero que el cambio climático es una amenaza para Antipatharia.

**Comercio:** Se han recibido los informes anuales CITES de La República Dominicana de todos los años desde 2002 en adelante, con excepción del 2003, 2005 y 2012. La República Dominicana no ha publicado cuotas de exportación CITES para Antipatharia. Según los datos en la Base de Datos de Comercio CITES, no se registró comercio directo de Antipatharia por la República Dominicana durante el periodo 2002-2012. El comercio directo registrado por el único importador, los Estados Unidos, consistió de corales no trabajados 1464, declarados a nivel de orden y de origen desconocido, importados directamente desde la República Dominicana con fines comerciales en el año 2003 e incautado/confiscado tallas de *Abyssopathes lyriformis* también importadas directamente desde la República Dominicana en 2007 (57 tallas) y 2008 (dos tallas). No se registró comercio indirecto de Anthipatharia procedente de La República Dominicana durante 2002-2012.

La AA CITES de La República Dominicana confirmó que no había comercio legal de Antipatharia y que no había evidencia de comercio ilegal (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

**Gestión:** La AA CITES de La República Dominicana confirmó que la extracción de coral negro está prohibida sobre la base del Decreto No. 318 de 1986 (*in litt.* a UNEP-WCMC, 2013). La Ley No. 307 de 2004 extendió la prohibición a todas las especies de corales, vivos o muertos; son necesarios permisos para cualquier explotación (Dominicana República, 2004).

Del área de arrecife de la República Dominicana, el 43 por ciento fue declarada de estar dentro de Áreas Marinas Protegidas (AMP) (Burke y Maidens, 2004). Sin embargo, el nivel de protección otorgada al coral negro a través de las AMP no es claro.

### Fiji

**Distribución en el País evaluado:** Lewis (1985 en: Richards *et al.*, 1994) registró dos especies de coral negro en el país. Los corales Antipatharia fueron registrados en seis sitios en un estudio sobre los arrecifes de coral en las islas Mananuca en la costa oeste de Fiji durante 2002-2003 (Comley *et al.*, 2003), normalmente en las pendientes externas del arrecife y en ambientes de corrientes elevadas (J. Comley, com. pers. a UNEP-WCMC, 2013).

**Tendencias y estado de la población:** En la década de 1980, los recursos de Antipatharia en Fiji fueron descritos como considerables pero ligeramente explotados (Anón., 1984 en: UNEP/IUCN, 1988) y "amplia, pero parchosamente distribuidos", pero limitados y vulnerables a la sobreexplotación (Lewis, 1985 en: Richards *et al.*, 1994). Más recientemente, fueron descritos como "frecuentes" en el Complejo de Arrecifes Castaway, pero menos abundantes en la isla de Malalo en la misma zona de arrecife (Comley *et al.*, 2003). J. Comley (com. pers. a UNEP-WCMC, 2013) consideró a Antipatharia bastante infrecuente en general, aunque localmente común.

Chin *et al.* (2011) consideraron el estado de los arrecifes de Fiji de ser estable en general. No se pudo ubicar información sobre el estado de las comunidades de corales más profundas.

**Amenazas:** Teh *et al.* (2007) señalaron que el comercio internacional de los recursos de los arrecifes de coral de Fiji estaba probable exacerbando la sobreexplotación de ecosistemas de arrecifes ya estresados. Las amenazas locales a los arrecifes de Fiji incluyen la pesca, la sedimentación, la contaminación proveniente de fuentes terrestres, el desarrollo costero y el crecimiento de la población (Nair, 2003; Chin *et al.*, 2011). No está claro el impacto relativo y efectos acumulativos de estas amenazas en Antipatharia.

**Comercio:** Se han recibido los informes anuales CITES de Fiji de todos los años desde 2002 en adelante con excepción del 2003, 2011 y 2012. Fiji no ha publicado cuotas de exportación CITES para Antipatharia. Según los datos en la Base de Datos de Comercio CITES, el comercio directo de Anthipatharia procedente de Fiji 2002-2012 fue todo registrado a nivel de orden, consistiendo de dos corales no trabajados de origen silvestre y una talla de origen silvestre exportada con fines personales en 2002 y 2005, respectivamente, así como la incautación/confiscación de tres corales no trabajados y 28 g de corales no trabajados en 2005 y 2009, respectivamente. El comercio de origen silvestre fue declarado por Fiji solamente, mientras que las incautaciones/confiscaciones fueron registradas por el importador, Nueva Zelanda. No se registró comercio indirecto de Anthipatharia procedente de Fiji durante 2002-2012.

J. Comley (com. pers. a UNEP-WCMC, 2013) informó que Antipatharia no era comercializado en especímenes vivos, pero que unos pocos cientos de curiosidades y artesanías eran vendidas en los mercados locales cada año. Las evaluaciones anteriores consideran el mercado de coral negro en Fiji como modesto (Harper, 1988; UNEP/IUCN, 1988c). Se registró la colección de corales negros para joyería desde mediados de 1980 a 1990 (Lovell, 2001) y procesados en pequeña escala (Veitayaki *et al.*, 1995), pero se informó que la explotación ha cesado posteriormente (Lovell, 2001).

**Gestión:** Las Regulaciones de Especies Amenazadas y en Peligro de 2003 limita la exportación de coral negro a no más de dos artículos adquiridos legalmente lavados de playa por persona (Fiji, 2003). Las Directrices del Gabinete para la explotación de Antipatharia en Fiji fueron notificados de prohibir la exportación de productos no procesados, explotados mecánicamente o el uso de redes de arrastre destructivos para la explotación comercial (Richards *et al.*, 1994). La reproducción en cautiverio y propagación artificial de corales debe de ser notificada a la AA CITES (Fiji, 2003).

El manejo del arrecifes en Fiji es liderado en gran medida por las comunidades tradicionales, estableciendo sus propias áreas marinas protegidas, o por las Áreas Marinas de Fiji Administradas Localmente (AMFAL), de las cuales hay 205 sitios; la declaratoria completa del Gobierno se informa que es lenta (Sykes y Morris, 2009). La Protección de las AMFAL oscila únicamente entre la no colección por una duración limitada o especie específica única (Sykes y Morris, 2009). Mientras que se ha indicado que el 32 por ciento del área de arrecife de Fiji está incluido dentro de las áreas marinas protegidas (AMP), la administración

efectiva fue reportada para el 0.3 por ciento de los arrecifes; parcialmente eficaz para el 21 por ciento, no es efectiva para el 0,2 por ciento y de eficacia desconocida para el 11 por ciento (Chin *et al.*, 2011). Sin embargo, el nivel de protección otorgado al coral negro a través de las LMMA no es claro.

#### PANAMÁ

**Distribución en el País evaluado:** Opresko (1976) registró a *Antipathes panamensis* y a *Arachnopathes ericoides* en las Islas Perlas del Golfo de Panamá. Lutz y Ginsberg (2007, y referencias) confirmaron la presencia de *Antipathes lenta* y *A. gracilis* en el país.

**Tendencias y estado de la población:** No se pudo encontrar información sobre el estado y las tendencias de la población en Panamá.

Se encontró que la cobertura de coral en 2008 era estable en general, aunque se había deteriorado en algunos arrecifes, mientras que había aumentado en otros (Rodrigues-Ramirez *et al.*, 2008). No se pudo ubicar información sobre el estado de las comunidades de corales más profundas.

**Amenazas:** Se informó que los arrecifes de coral de Panamá se encontraban bajo una presión muy alta de impactos naturales, tales como la estrella de mar corona de espinas (*Acanthaster planci*) y el aumento de las actividades humanas, como la sedimentación y la contaminación (NOAA, 2012). Garzón-Ferreira *et al.* (2002) informaron que el turismo incontrolado en Bocas del Toro, en la costa caribeña de Panamá, había conducido en general a mayor colección de coral, sobre pesca, daño directo a los corales ocasionado por buzos, anclas y barcos, contaminación con aguas residuales y sedimentación. No están claros el impacto relativo y los efectos acumulativos de estas amenazas en Antipatharia.

**Comercio:** Se han recibido los informes anuales CITES de Panamá de todos los años desde 2002 en adelante con excepción del 2009 and 2012. Panamá no ha publicado cuotas de exportación CITES para Antipatharia. Según los datos en la Base de Datos de Comercio CITES, no se declaró comercio directo o indirecto de Anthipatharia procedente de Panamá durante 2002-2012.

**Gestión:** El uso de los recursos marinos en las AMP está regulado según el plan de manejo de cada área (Panamá, 2006). Según se informa, el segundo mayor arrecife de coral en el Pacífico Oriental (Bahía Damas) se encuentra completamente protegido dentro del Parque Nacional Coiba, que es administrado por la Autoridad Nacional del Ambiente y accesible solamente con permiso (NOAA, 2012). Garzón-Ferreira *et al.* (2002) observaron la presencia de diez AMP, también se informó que el 11 por ciento del área de arrecife de Panamá está dentro AMP, con efectividad de gestión inadecuada o desconocida en tres de las cuatro AMP evaluadas (Burke y Maidens, 2004). Sin embargo, el nivel de protección otorgado al coral negro a través de AMP no está claro.

#### PAPUA NUEVA GUINEA

**Distribución en el País evaluado:** UNEP/IUCN (1988c) registró poblaciones de las zonas orientales y las islas de Papua Nueva Guinea, es decir la Provincia Central, Manus, Nueva Irlanda, Nueva Britania del Este, Solomons Norte, Bahía de Milne y península de Salamaua.

**Tendencias y estado de la población:** En 1988, Antipatharia fue descrito como "comparativamente abundante" en Papua Nueva Guinea en áreas donde ha habido poca explotación (UNEP/IUCN, 1988c). No se pudo encontrar información más reciente.



Chin *et al.* (2011) consideraron el estado de los corales como estable, aunque afectados a nivel local por la contaminación por fuentes recientes y sobrepesca. No se pudo ubicar información sobre el estado de las comunidades de corales más profundas.

**Amenazas:** Cerca del 55 por ciento de los arrecifes en Papúa Nueva Guinea fueron clasificados como amenazados por las actividades humanas locales, la amenaza más dominante siendo la sobrepesca (Burke *et al.*, 2012). Se observó también el daño a los arrecifes por sedimentos, contaminación y sobrepesca, además también se informó, del aumento en la presión de explotación (Chin *et al.*, 2011). El impacto relativo y los efectos acumulativos de estas amenazas en Antipatharia no son claros.

**Comercio:** Se han recibido los informes anuales CITES de Papua Nueva Guinea para todos los años 2002-2011. Papua Nueva Guinea no ha publicado cuotas de exportación CITES para Antipatharia. Según los datos en la Base de Datos de Comercio CITES, el comercio de Antipatharia procedente de Papua Nueva Guinea 2002-2012 fue todo de origen silvestre y exportado directamente desde Papua Nueva Guinea con fines comerciales y científicos (Tabla 2). La mayoría del comercio fue declarado únicamente por Papua Nueva Guinea; no se ha declarado comercio desde 2009.

**Tabla 2. Exportaciones directas del orden Antipatharia desde Papua Nueva Guinea, 2002-2009. Todo el comercio fue de origen silvestre. (Aún no se ha recibido el informe anual de Papua Nueva Guinea del 2012; no se declaró comercio en 2005-2008 o 2010-2012.)**

Taxón	Término	Propósito	Declarado por	2002	2003	2004	2009	Total
Antipatharia spp.	Tallas	P	Importador					
			Exportador			2		2
	Coral no trabajado	P	Importador				1	1
			Exportador		4			4
	especímenes	P	Importador					
			Exportador	1		17	3	21
Antipathes spp.	Coral no trabajado	S	Importador					
			Exportador		13			13
Cirrhipathes spp.	Coral no trabajado	S	Importador					
			Exportador		10			10

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, UNEP-World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, Reino Unido

Según informes, durante las décadas de 1980 y 1990, el coral negro fue procesado en pequeña escala en el país (Veitayaki *et al.*, 1995) y se informó que una industria pequeña de joyas usaba Antipatharia procedente principalmente de la Provincia Central (Wells, 1982 en: UNEP/IUCN, 1988).

**Gestión:** El Acta de Manejo de Pesquerías (1998) regula la pesca (incluyendo la explotación de corales) a través de restricciones en los aparejos de pesca y de licencias y prohíbe el uso de explosivos o veneno. Aunque la legislación en Papua Nueva Guinea ha sido considerada de ser fuerte, la gestión ha sido considerada de ser limitada por la baja capacidad y voluntad política, además del difícil acceso a arrecifes remotos; además no existía al parecer ninguna legislación específica para el manejo de arrecifes de coral (Chin *et al.*, 2011).

Se informó que un número de Áreas Marinas Administradas Localmente (Chin *et al.*, 2011) y varios parques marinos han sido designados en el país (SPREP, 1999). Sin embargo, el nivel de protección otorgado al coral negro con estas medidas no es claro.

## FILIPINAS

**Distribución en el País evaluado:** Los corales negros fueron registrados en el centro de Filipinas en la Reserva Municipal de Balicasag (UNEP/IUCN, 1988b) y en el mar de la ciudad de Jagna en Bohol (Chiu, 2012).

**Tendencias y estado de la población:** Se ha observado que las poblaciones de coral negro en Jagna, Bohol, están en muy buen estado (Chiu, 2012). Sin embargo, un estudio en curso sobre la densidad de población y la distribución en profundidad encontró que la riqueza de especies fue baja en Jagna (H. Suarez, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

La condición de los arrecifes de coral en general parece que ha disminuido "durante las últimas décadas" (desde ~ 1980) (Burke *et al.*, 2012). No se pudo ubicar información sobre el estado de las comunidades de corales más profundas.

**Amenazas:** Se ha observado que los arrecifes de Filipinas eran los segundos arrecifes más altamente amenazados en el sudeste asiático (NOAA, 2012). El mayor contribuyente a la degradación de los arrecifes se observó que era la pesca destructiva; otras amenazas identificadas fueron el desarrollo costero, la agricultura, la acuicultura y el cambio en la cobertura del suelo (Burke *et al.*, 2006). El impacto relativo y los efectos acumulativos de estas amenazas en Antipatharia no son claros.

**Comercio:** Se han recibido los informes anuales CITES de Filipinas para los años 2002-2007 y 2009. Filipinas no ha publicado cuotas de exportación CITES para Antipatharia. Según los datos en la Base de Datos de Comercio CITES, Filipinas no ha declarado ningún comercio directo de Antipatharia desde 2002 en adelante. El comercio directo de Antipatharia desde Filipinas declarado por los países importadores durante 2002-2012 consistió principalmente en corales no trabajados y tallas de origen silvestre comercializados con fines personales y comerciales (Tabla 3). Cantidades notables de coral no trabajado fueron registradas de ser confiscadas/decomisadas. Todo el comercio fue registrado por los Estados Unidos.

El comercio indirecto de Antipatharia procedente de las Filipinas durante 2002-2012 consistió de 3175 tallas de *Cirrhopathes anguina* de origen silvestre registradas únicamente por el país importador en 2005, así como pequeñas cantidades de especímenes de origen silvestre con fines científicos y de tallas y corales no trabajados confiscados/decomisados; no se ha registrado comercio desde 2009.

**Tabla 3. Exportaciones directas del orden Antipatharia desde Filipinas, 2002-2011. Todo el comercio fue registrado por el importador. (No se han recibido aún los informes anuales de Filipinas para los años 2008 o 2010-2012; no se declaró comercio en 2006, 2008 o 2012.)**

Taxón	Término (unidades)	Fuente	Propósito	2002	2003	2004	2005	2007	2009	2010	2011	Total
Antipatharia spp.	Tallas	W	P					1				1
		I	T	2								2
	coral no trabajado	I	P						4	1		5
			T			996						
	coral no trabajado (kg)	I	P							4		4
<i>Antipathes ceylonensis</i>	tallas	W	T					418				418
<i>Antipathes</i> spp.	coral no trabajado	W	P	1	20							21
		I	P					2				2
	especímenes	W	S							10	27	37
<i>Bathypathes</i> spp.	especímenes	W	S									1
<i>Cirrhopathes</i> spp.	vivos	W	E									5
	especímenes	W	S									1
<i>Parantipathes</i> spp.	especímenes	W	S									4

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, UNEP-World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, Reino Unido

La mayoría de la extracción de coral ha sido prohibida en las Filipinas desde finales de los noventa (véase la sección de gestión). Antes de eso, según se ha informado, los corales negros eran recolectados en grandes cantidades de aguas profundas para el uso en joyería y escultura (Carleton y Philipson, 1989 en: Veitayaki *et al.*, 1995).

TRAFFIC (2012) informó que en las Filipinas estaba ocurriendo la explotación ilegal del coral negro, siendo los corales no trabajados vendidos para su procesamiento posterior en el país; el Golfo Moro y el mar de Sulu fueron identificados como sitios de cosecha y la ciudad de Cebú, ciudad Cotabato y Zamboanga como centros de procesamiento y de fabricación.

**Gestión:** La Sección 91 del Código de Pesca Filipino de 1998 prohíbe la explotación y exportación de coral: es ilegal acumular, poseer, vender, o exportar corales semi-preciosos, ya sea no trabajados o procesados, con excepción de propósitos científicos o de investigación; la Sección 92 prohíbe los métodos y aparejos de pesca que son destructivos para los arrecifes de coral; la Sección 97 establece que está prohibido extraer especies incluidas en la CITES (Filipinas, 1998).

Las poblaciones de coral negro en Jagna, Bohol, son controladas por el Consejo de Administración de Recursos Costeros de Jagna (Chiu, 2012).

Según informes, El Despacho de Pesca y Recursos Acuáticos ha intensificado su campaña contra la pesca ilegal y destructiva recientemente, junto con la guardia costera de Filipinas, las Unidades del Gobierno Local y otros actores interesados (Paunan, 2012). Además, se informó que el palacio presidencial filipino que ha convocado a los consumidores a boicotear la joyería hecha de coral negro en un intento por detener la cosecha ilegal en el país (Avendaño, 2011).

Las Filipinas fue declarada de tener el mayor número de AMP de los países del sudeste asiático (NOAA, 2012), con 28 AMP designadas a nivel nacional y un otras más ~ 1000 designadas a nivel local (Green *et al.*, 2012). Sin embargo, la eficacia de la administración fue clasificada como parcial o inadecuada para la mayoría de más AMP (Burke *et al.*, 2006; BFAR, n.d.). Algunas "historias excepcionales de éxito" de la gestión local de los arrecifes, alentadas por el gobierno de Filipinas, han sido observadas (BFAR, n.d.), pero las agencias gubernamentales han sido consideradas de generalmente carecer de empleados suficientes y ser insuficientemente financiadas para una gestión y monitoreo eficaces de los arrecifes de

coral (Burke *et al.*, 2006; BFAR, n.d.). No está claro el nivel de protección otorgado a los corales negros a través de las AMP.

TAIWÁN, PROVINCIA DE CHINA

**Distribución en Taiwán PDC:** La presencia de Antipatharia en Taiwán PDC fue confirmada por Jones *et al.* (2000) y Wagner (2011). Algunas especies han sido descritas del sur de Taiwán PDC: *Antipathes* spp. fueron identificadas en Nanwan (Shih y Mok, 1996), y *Cirripathes spiralis* fue descrito en el Parque Nacional de Kenting, donde *C. anguina* fue descrito como ocasional, y *Antipathes densa* fue descrito como poco común (Anón, 1975); sin embargo, no se obtuvo más información sobre la distribución de corales negros en Taiwán PDC.

**Tendencias y estado de la población:** No se encontró información sobre la tendencia y estado de la población de Antipatharia.

Se observaron arrecifes de coral en todas las aguas alrededor de Taiwán PDC, excepto en la zona arenosa en la costa oeste (Dai *et al.*, 2005). Un estudio en 32 sitios en ocho regiones entre 1997 y 2004 encontró que la cobertura de coral en 18 sitios era de menos del 30 por ciento, aunque algunos sitios en el sur de Taiwán de PDC, tenían coberturas de más del 60 por ciento (Dai *et al.*, 2005). Dai *et al.* (2005) encontraron tanto aumento como disminución de las tendencias de la cobertura de corales vivos en diferentes sitios desde 1997 al 2004, sin cambios significativos generales. No se pudo ubicar información sobre el estado de las comunidades de corales más profundas.

**Amenazas:** No se encontró información sobre amenazas específicas a Antipatharia. Burke *et al.* (2006a) y Dai *et al.* (2005) consideraron que todos los arrecifes de Taiwán PDC estaban amenazados. Las amenazas principales para los arrecifes de coral se consideró que incluían la sobrepesca, la pesca destructiva, la contaminación, el enriquecimiento de nutrientes, las actividades recreativas marinas y el desarrollo costero (Burke *et al.*, 2006; NOAA, 2012).

**Comercio:** Los informes anuales CITES de China no incluyen datos sobre el comercio de Taiwán PDC. Según los datos en la Base de Datos de Comercio CITES, el comercio directo de Antipatharia desde Taiwán, PDC durante 2002-2012 declarado por los países importadores consistió principalmente de tallas de origen silvestre y corales no trabajados comercializados con fines comerciales (Tabla 4). Se informó sobre una cantidad notable de tallas como incautadas/confiscadas en 2003. Las principales especies en el comercio fueron *Antipathes densa* y *Cirripathes anguina* (tallas y corales no trabajados) y *Myriopathes japonica* (sólo tallas); también se registró una gran proporción en el nivel de orden. Los principales países importadores fueron Japón y los Estados Unidos. El comercio de origen silvestre alcanzó su punto máximo en el año 2004 y en general declinó posteriormente, con muy poco comercio registrado a partir de 2008.

El comercio indirecto de Anthipatharia procedente de Taiwán PDC 2002-2012 consistió principalmente de tallas de origen silvestre comercializadas con fines comerciales; el comercio alcanzó un pico en 2006 y declinó subsecuentemente, y no se registró comercio indirecto en 2011 o 2012.

**Tabla 4. Exportaciones directas del orden Antipatharia desde Taiwán, Provincia de China, 2002-2011. La mayoría del comercio fue con fines comerciales. Todo el comercio fue declarado por los países importadores; los informes anuales de China no incluyen los datos de comercio de Taiwán, Provincia de China. (No se registró comercio en 2009 o 2012; cuando es apropiado, las cantidades han sido redondeadas a decimales.)**

Término	Unidad	Fuente	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2010	2011	Total
tallas	-	W	85809	222289	228701	223252	164329	1588	290			926258
		I	3	399				36				438
	kg	W	477.7	42.0	38.9	510.5	116.6					1185.6
derivados	-	W		3840		775						4615
vivos	-	W	5236	1000		550						6786
corales no trabajados	-	W	16004	21200	58944	9350	51199	45490				202187
		I					20					20
	kg	W		150.0	1416.3	610.0	1044.0	150.0		50.0		3420.3
		I									0.2	0.2

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, UNEP-World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, Reino Unido

Taiwán PDC fue registrada de ser el mayor proveedor mundial de coral negro elaborado (Bruckner *et al.*, 2008) y Taipéi fue identificado como un centro de comercio para su procesamiento, fabricación y transporte, así como el mercado del consumidor/minorista (TRAFFIC, 2012). TRAFFIC (2012) informó que los sitios de comercio electrónico han listado para la venta 'árboles' de coral negro colectados cerca de la costa en Taiwán PDC.

Huang y Ou (2010) informaron que la magnitud de las pesquerías de coral precioso licenciadas de Taiwán PDC había disminuido desde 1979, pero esto fue acompañado por un aumento de la pesca de coral ilegal, no informada e irregular (InII). En 2007 hubo tres buques de pesca de coral autorizados, pero 96 embarcaciones activas InII también habían sido identificadas de operar en aguas de Taiwán, PDC (Fisheries Agency & Council of Agriculture, 2009 en: Huang y Ou, 2010). Informes de comercio ilegal incluyen el descubrimiento por el Departamento de Justicia de los Estados Unidos (2013) de las importaciones ilegales de coral negro a los Estados Unidos de proveedores taiwaneses (PDC) desde 2007 a 2009; se creía que los corales habían sido suministrados desde China continental. En 2005, Cuba expresó dudas sobre la legitimidad de los documentos CITES de un cargamento de Antipatharia originarios de Taiwán PDC que estaban destinados a Cuba, vía Dominica y solicitaron asistencia a Taiwán PDC para investigar (Huang y Ou, 2010). La presión resultante en las empresas exportadores de coral llevo a una petición formulada al gobierno para solucionar la estabilidad de la industria pesquera de corales preciosos en Taiwán PDC (Huang y Ou, 2010).

**Gestión:** Las preocupaciones sobre la explotación de los corales preciosos condujo al desarrollo del Reglamento de Gestión para los Buques de Pesca de Coral aprobada en 2009, la cual especifica las regulaciones para las licencias de pesca coral:

Las licencias son válidas por un año; (cinco, cubriendo 7811 km<sup>2</sup> en total; tres de los cuales sólo permiten la explotación de corales entre septiembre y abril);

Plazos de operación (220 días/año);

Límites anuales de captura (200 kg) y de exportación (120 kg) por buque;

Áreas de muelle designados para la explotación de corales y verificación de bitácoras;

Monitoreo regulado de buques y bitácoras;

Los buques están sujetos a medidas de supervisión; y

Los corales deben negociarse a través de reuniones de asociaciones pesqueras designadas (Huang y Ou, 2010).

Puesto que estas normas han sido implementadas, ha aumentado el número de barcos con licencia de tres a 55 y una patrulla dedicada ha ejecutado las regulaciones en el mar (Huang y Ou, 2010).

Huang y Ou (2010) recomendaron que además de las medidas adoptadas en el año 2009, para cada especie de coral, el diámetro mínimo basal y tamaño de la colonia, y el total de las capturas permitidas deberían especificarse y que deberían utilizarse métodos de pesca selectivos. Los autores estaban preocupados de que el área designada para la explotación de coral fuera insuficiente para ser sostenible, el número de buques y el tiempo de operación son muy elevados, los márgenes de rentabilidad bajos, y los buques operativos ineficientes (Huang y Ou, 2010).

En Taiwán PDC, el 14 por ciento de la zona de arrecife se indicó de estar dentro de AMP (Burke *et al.*, 2006). Sin embargo, la efectividad del manejo de áreas marinas protegidas en Taiwán PDC fue calificada de pobre, con una protección jurídica inadecuada y de aplicación laxa (Burke *et al.*, 2006). El Departamento de Recursos Marinos y Costeros y varias universidades informaron coordinar el monitoreo y manejo de los arrecifes de coral (Dai *et al.*, 2005). El nivel de protección otorgado al coral negro a través de estas medidas no está claro.

#### VANUATU

**Distribución en el País evaluado:** El coral negro ha sido registrado desde Espiritu Santo (la isla más grande de Vanuatu) (Bruce, 2010), incluyendo desde la Reserva de President Coolidge and Million Dollar Point (parte meridional de la isla) (UNEP/IUCN, 1988c).

**Tendencias y estado de la población:** No se encontró información sobre las tendencias y estado de Antipatharia en Vanuatu.

El seguimiento de los arrecifes de coral y los recursos del arrecife fueron descritos de ser llevados a cabo de forma *ad hoc* antes de 2001 (Raubani, 2009) y como consecuencia, Chin *et al.* (2011) no pudieron determinar las tendencias a largo plazo de la cobertura de coral, salud y resiliencia de los arrecifes debido a la ausencia de datos históricos. No se pudo ubicar información sobre el estado de las comunidades de corales más profundas.

**Amenazas:** Se informó que las amenazas a los arrecifes de coral de Vanuatu incluyen construcción costera, reclamación de tierras e impactos de fuentes de contaminación terrestres (NOAA, 2012).

La Reserva de President Coolidge and Million Dollar sufrieron daños extensos por huracanes en 1985, aunque las Antipatharia de aguas más profundas no fueron presuntamente afectadas (UNEP/IUCN, 1988c). Sin embargo se indicó que buzos de yates visitantes extrajeron coral negro de la reserva, el impedimento de lo cual al parecer se vio obstaculizado por la escasez de personal (UNEP/IUCN, 1988c).

**Comercio:** Se han recibido los informes anuales CITES de Vanuatu para todos los años 2002-2011. Vanuatu no ha publicado cuotas de exportación CITES para Antipatharia. Según los datos en la Base de Datos de Comercio CITES, el comercio directo de Antipatharia desde Vanuatu 2002-2012 consistió en corales vivos y no trabajados comercializados con fines comerciales, tallas transportadas con varios propósitos no comerciales, y especímenes científicos (Tabla 5). La mayoría del comercio fue declarado a nivel de orden. Los principales países importadores fueron Estados Unidos y Francia. No se ha reportado ningún comercio directo desde 2008.

El comercio indirecto de Anthipatharia procedente de Vanuatu 2002-2012 consistió de pequeñas cantidades de tallas de origen silvestre y corales no trabajados pre-Convención transportados con fines no comerciales en 2005 y 2007 respectivamente, y declarados a nivel de orden únicamente por el país re-exportador.

**Tabla 5. Exportaciones directas del orden Antipatharia desde Vanuatu, 2003-2008. (No se declaró comercio en 2002 o 2009-2012.)**

Taxón	Término	Unidades	Fuente	Propósito	Declarado por	2003	2004	2005	2006	2007	2008	Total				
Antipatharia spp.	tallas	-	W	E	Importador					7		7				
					Exportador											
	vivos	-	W	T	Importador											
					Exportador	150							150			
					corales no trabajados	-	O	P	Importador							
									Exportador	1	1	1				3
	Antipathes dichotoma	corales no trabajados	kg	W	T	Importador						2	2			
						Exportador										
		especímenes	kg	O	S	Importador										
						Exportador							2	2		
Antipathes grandis	corales no trabajados	kg	W	T	Importador						4	4				
					Exportador											
	especímenes	kg	O	S	Importador											
					Exportador							4	4			

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, UNEP-World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, Reino Unido

La creación de la Reserva President Coolidge y Million Dollar Point aparentemente finalizó la extracción semi-comercial de coral negro y permitió a las poblaciones recobrase (*Power in litt.*, 1987 en: UNEP/IUCN, 1988).

**Gestión:** El Departamento de Pesquerías es responsable de la gestión y control de los recursos pesqueros en Vanuatu (Gobierno de Vanuatu, 2010). El Acta de Pesquerías No 55 (de 2005) prohíbe la extracción de corales en las reservas marinas y el uso de explosivos o venenos para la pesca (Vanuatu, 2005).

El Plan de Manejo de Comercio Marino Nacional de Acuario del Departamento de Pesquerías de 2009 prohíbe la colección de corales silvestres de cualquier parque marino, santuario o área protegida por comunidades, además de lugares de buceo turístico y además prohíbe la exportación de corales vivos silvestres excepto de ejemplares "criados", que deberían demostrar claramente crecimiento alrededor de la base y proceder de fuentes conocidas (Departamento de Pesquerías de Vanuatu 2009). Kinch *et al.* (2011) informaron que el Departamento de Pesquerías de Vanuatu impuso una veda a la explotación y exportación de corales silvestre desde principios de los noventa. La explotación de corales y rocas están sujetos a licencias y se limitan a la colección manual careteando; los aparatos de respiración subacuáticos también están sujetos a licencias (Gobierno de Vanuatu, 2010).

Según Amos (2007), el Departamento de Pesquerías inició un Programa de Seguimiento de Arrecifes de Coral en 1998. El seguimiento sistemático del comercio de la pesca de acuarios marinos debía realizarse en consonancia con el Plan Nacional de Manejo del Acuario Marino de Vanuatu (Departamento de Pesquerías de Vanuatu, 2009). Se observó que el seguimiento de arrecifes de coral

fue esporádico y sujeto a una serie de desafíos (Chin *et al.*, 2011), principalmente la falta de financiación y capacidad (heladería-Morris, 2009).

En 2009, se indicó que Las Áreas Marinas Administradas Localmente cubrían 58 km<sup>2</sup> y 89 km<sup>2</sup> de áreas marinas fueron designadas como zonas de no extracción (Govan, 2009). Se calculó que al menos 80 aldeas estaban administrando AMP (Chin *et al.*, 2011); se ha indicado que la efectividad de las AMP varía (Raubani, 2008, 2009). Sin embargo, el nivel de protección otorgado al coral negro a través de estas medidas no es claro.

#### **D. Problemas identificados que no están relacionados con la implementación del Artículo IV párrafos 2(a), 3 o 6 (a)**

No se han recibido aún los informes anuales CITES de las Bahamas de 2010, Cuba de 2011, La República Dominicana de 2003 o 2005, Fiji de 2003 o 2011, Panamá de 2008 o Filipinas de 2008, 2010 o 2011.

Se plantearon preocupaciones sobre la explotación o comercio ilegal de Cuba y las Filipinas; el comercio ilegal y la pesca InII pueden ser de particular preocupación en Taiwán, PDC.

#### **E. Referencias**

- Acropora Biological Review Team. 2005. *Atlantic Acropora status review document. Report to National Marine Fisheries Service, Southeast Regional Office.* International Coral Reef Action Network.
- Alcolado, P. M., Claro-Madruga, R., Menéndez-Macías, G., García-Parrado, P., Martínez-Daranas, B. y Sosa, M. 2003. The Cuban coral reefs. En: Cortés, J. (ed.), *Latin American coral reefs*, San Francisco, EEUU: Elsevier Science, p.53-76.
- Amos, M. J. 2007. *Vanuatu fishery resource profiles.* IWP-Pacific Technical Report no. 49. Apia, Samoa: SPREP.
- Anónimo. 1975. *Invertebrates of Kenting National Park* (p. 95). Taiwan [in Chinese].
- Anónimo. 1984. *Broad policy exploitation of living sedentary reef resources - preliminary consideration.* Draft Cabinet Memorandum by the Minister for Primary Resources.
- Autoridad Administrativa CITES de Cuba. 2013. Autoridad Administrativa CITES de Cuba, *in litt.* a UNEP-WCMC, 20/03/2013.
- Autoridad Administrativa CITES de la República Dominicana. 2013. Autoridad Administrativa CITES de la República Dominicana, *in litt.* a UNEP-WCMC, 04/07/2013.
- Autoridad Científica CITES de Las Bahamas. 2013. Autoridad Científica CITES de Las Bahamas, *in litt.* a UNEP-WCMC, 17/07/2013.
- Avendaño, C. O. 2011. Palace calls for boycott of black coral jewelry. *Philippine daily inquirer*, 26 May. [En línea]. Disponible en: <http://newsinfo.inquirer.net/9397/palace-calls-for-boycott-of-black-coral-jewelry> [Descargado: 15 de junio, 2013].
- Bahamas. 1986. *Fisheries resources jurisdiction and conservation regulations 1986.*
- BFAR. n.d. Philippine coral reefs. *Bureau of Fisheries and Aquatic Resources.* [En línea]. Disponible en: <http://www.bfar.da.gov.ph/> [Descargado: 17 de junio, 2013].
- Bo, M. 2013. Marzia Bo (Università degli Studi di Genova) com. pers. a UNEP-WCMC, 21/08/2013.
- Bo, M., Baker, A., Gaino, E., Wirshing, H., Scoccia, F. y Bavestrello, G. 2011. First description of algal mutualistic endosymbiosis in a black coral (Anthozoa: Antipatharia). *Marine Ecology Progress Series*, 435, p.1-11. [En línea]. Disponible en: doi:10.3354/meps09228 [Descargado: 9 de agosto, 2013].
- Bo, M., Di Camillo, C., Addamo, A., Valisano, L. y Bavestrello, G. 2009. Growth strategies of whip black corals (Cnidaria: Antipatharia) in the Bunaken Marine Park (Celebes Sea, Indonesia). *Marine Biodiversity Records*, 2, p.54.
- Bruce, A. J. 2010. *Periclimenes nevillei* sp. nov. (Crustacea: Decapoda: Pontoniinae) from Vanuatu. *Zootaxa*, 2510, p.45-54.
- Bruckner, A., Angelis, P. De and Montgomery, T. 2008. Case study for black coral from Hawaii. Case study 1. En: *NDF Workshop Case Studies, WG9 - Aquatic Invertebrates*, Cancun, Mexico: International Expert Workshop on CITES Non-Detriment Findings, p.1-25.



- Brugler, M. R., Opresko, D. M., & France, S. C. 2013. The evolutionary history of the order Antipatharia (Cnidaria: Anthozoa: Hexacorallia) as inferred from mitochondrial and nuclear DNA: implications for black coral taxonomy and systematics. *Zoological Journal of the Linnean Society*, n/a-n/a. doi:10.1111/zoj.12060
- Burke, L. y Maidens, J. 2004. *Reefs at risk in the Caribbean*. Washington D.C., EEUU: World Resources Institute.
- Burke, L., Reyta, K., Spalding, M. y Perry, A. 2011. *Reefs at risk revisited*. Washington D.C., EEUU: World Resources Institute.
- Burke, L., Reyta, K., Spalding, M. y Perry, A. 2012. *Reefs at risk revisited in the Coral Triangle*. Washington D.C., EEUU: World Resources Institute.
- Burke, L., Selig, E. y Spalding, M. 2006. *Reefs at risk in Southeast Asia*. Washington D.C., EEUU: World Resources Institute.
- Cairns, S. D. 2007. Deep-water corals: an overview with special reference to diversity and distribution of deep-water scleractinian corals. *Bulletin of Marine Science*, 81(3), 311-322.
- Caribbean Environment Programme. 1990. *Protocol concerning specially protected areas and wildlife to the Convention for the Protection and Development of the Marine Environment of the Wider Caribbean Region*. Kingston, Jamaica: Caribbean Environment Programme.
- Caribbean Environment Programme. 2013. *Status of the Cartagena Convention and Protocols*. [En línea]. Disponible en: <http://www.car-spaw-rac.org/> [Descargado: 20 de mayo, 2013].
- Carleton, C. C. y Philipson, P. W. 1989. The marketing and processing of precious coral products in Taiwan, Japan and Hawaii. En: Philipson, P. W. (ed.), *The marketing of marine products from the South Pacific*, Suva, Fiji: University of the South Pacific, p.164-195.
- Chin, A., Lison de Loma, T., Reyta, K., Planes, S., Gerhardt, K., Clua, E., Burke, L. y Wilkinson, C. 2011. *Status of coral reefs of the Pacific and outlook: 2011*. Washington D.C., EEUU: Global Coral Reef Monitoring Network.
- Chiu, R. A. 2012. Black corals found in Jagna, Bohol potential for tourists' attraction. *Philippine Information Agency*. [En línea]. Disponible en: <http://www.pia.gov.ph/news/index.php?article=1051331538086> [Descargado: 26 de mayo, 2013].
- Comley, J. 2013. James Comley (Institute of Applied Science, University of the South Pacific) com.pers. a UNEP-WCMC, 15/03/2013.
- Comley, J., Harding, S., Barnard, N., Hine, A. y Raines, P. 2003. *Fiji coral reef conservation project: 1st annual report*. Londres, RU: Coral Cay Conservation Ltd.
- Cooper, E. W. T., Torntore, S. J., Leung, A. S. M., Shadbolt, T., & Dawe, C. 2011. *Guide to the identification of precious and semi-precious corals* (p. 244). Vancouver, Canada: TRAFFIC North America and WWF-Canada.
- Creary, M., Alcolado, P., Coelho, V., Crabbe, J., Green, S., Gerald, F., Henry, A., Hibbert, M., Jones, R., Jones-Smith, L., Manfrino, C., Manuel, S., McCoy, C. y Wiener, J. 2008. *Status of coral reefs in the northern Caribbean and western Atlantic GCRMN node in 2008*. (C. Wilkinson, Ed.). Townsville, Australia: Global Coral Reef Monitoring Network and Reef and Rainforest Research Centre.
- Dai, C. F., Soong, K., Chen, C. A., Fan, T. Y., Hsieh, H. J., Jeng, M. S., Chen, C. H. y Horng, S. 2005. Status of coral reefs of Taiwan. En: Global Coral Reef Monitoring Network (ed.), *Status of coral reefs in East Asian Seas region: 2004*, Tokio, Japón: Ministry of the Environment, p.153-164.
- Department de Pesquerías de Vanuatu. 2009. *Vanuatu national marine aquarium trade management plan*. Port Vila, Vanuatu: SPC Headquarters.
- Fiji. 2003. *Endangered and protected species regulations 2003*.
- Filipinas. 1998. *The Philippine Fisheries Code of 1998*.
- Fisheries Agency and Council of Agriculture. 2009. *Manual on precious coral fisheries management*. Taipei, Taiwán: Fisheries Agency, Council of Agriculture.
- Garzón-Ferreira, J., Cortés, J., Coquer, A., Guzmán, H., Leao, Z. y Rodríguez-Amírez, A. 2002. Status of coral reefs in southern tropical America in 2000-2002: Brazil, Colombia, Costa Rica, Panama and Venezuela. En: Wilkinson, C. (ed.), *Status of coral reefs of the World: 2002*, Townsville, Australia: Australian Institute of Marine Sciences, p.343-360.

- Gobierno de Vanuatu. 2010. *Ministry of Agriculture*. [En línea]. Disponible en: <http://www.governmentofvanuatu.gov.vu/index.php/government/agriculture> [Descargado: 10 de agosto, 2013].
- Goenaga, C. y Boulon, R. H. 1992. *The state of Puerto Rican corals: An aid to managers*. Hato Rey, Puerto Rico: Caribbean Fisheries Management Council.
- Govan, H. 2009. *Status and potential of locally-managed marine areas in the South Pacific: Meeting nature conservation and sustainable livelihood targets through wide-spread implementation of LMMAs*. Suva, Fiji: SPREP/WWF/WorldFish-Reefbase/CRISP.
- Grange, K. 1985. Distribution, standing crop, population structure, and growth rates of black coral in the southern fiords of New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 19, p.467-475.
- Green, A., White, A. y Tanzer, J. 2012. *Integrating Fisheries, Biodiversity, and Climate Change Objectives into Marine Protected Area Design in the Coral Triangle*. Report prepared by The Nature Conservancy for the Coral Triangle Support Partnership, 105 pp.
- Grigg, R. W. 1965. Ecological studies of black coral in Hawaii. *Pacific Science*, 19 (2), p.244-260.
- Grigg, R. W. 1993. Precious coral fisheries of Hawaii and the US Pacific Islands. *Marine Fisheries Review*, 55, p.50-60.
- Grigg, R. W. 2001. Black coral: History of a sustainable fishery in Hawaii. *Pacific Science*, 55 (3), p.291-299.
- Guitart, D. 1994. *Informe sobre la explotación del coral negro en Cuba*. Havana, Cuba: Grupo Coral Negro S.A.
- Harper, J. R. 1988. *Precious corals prospecting strategies for the South Pacific region*. CCOP/SOPAC Technical Report 84. Suva, Fiji: Committee for Co-ordination of Joint Prospecting for Mineral Resources in South Pacific Offshore Areas.
- Huang, M.-H. y Ou, C.-H. 2010. Precious coral fisheries management in Taiwan: Past, present and future. *Marine Policy*, 34 (5), p.1002-1009.
- Humann, P. y DeLoach, N. 2002. *Reef coral identification: Florida, Caribbean, Bahamas*. 2nd ed. Jacksonville, FL, EEUU: New World Publications.
- Jones, D., Hewitt, M. y Sampey, A. 2000. A checklist of the Cirripedia of the South China Sea. *The Raffles Bulletin of Zoology*, (8), p.233-307.
- Kahng, S. E. y Grigg, R. W. 2005. Impact of an alien octocoral, *Carijoa riisei*, on black corals in Hawaii. *Coral Reefs*, 24 (4), p.556-562. [En línea]. Disponible en: doi:10.1007/s00338-005-0026-0 [Descargado: 1 de septiembre, 2013].
- Katz, A. D. 1981. *Marine areas of the Parque Nacional del Este. Report of visits to Parque Nacional del Este and surrounding marine areas*.
- Kinch, J., Teitelbaum, A. y Pippard, H. 2011. Proceedings of the regional workshop on trade in corals and determining non-detrimental findings. En: *Proceedings of the regional workshop on trade in corals and determining non-detrimental findings (17-20 May 2010, Honiara, Solomon Islands)*, 2011, Noumea, New Caledonia: Secretariat of the Pacific Community.
- Lewis, A. D. 1985. *Fishery resource profiles: information for development planning (partially updated in 1988)*. Suva, Fiji: Fisheries Division, Ministry of Primary Industries.
- Lovell, E. R. 2001. *Status report: Collection of coral and other benthic reef organisms for the marine aquarium and curio trade in Fiji*. Suva, Fiji: World Wide Fund for Nature, South Pacific Program.
- Lutz, S. J. y Ginsberg, R. N. 2007. State of deep coral ecosystems in the Caribbean region: Puerto Rico and the US Virgin Islands. En: Lumsden, S. E., Hourigan, T. F., Bruckner, A. W. y Dorr, G. (eds.), *The state of deep coral ecosystems of the United States*, Silver Spring, MD, EEUU: NOAA Technical Memorandum CRCP-3, p.307-365.
- Marine Sciences Center. 1979. *Investigation of the coral resources of the Philippines. Final Report, Phase II*. Manila, Filipinas: University of the Philippines.
- McManus, E. y Lacambra, C. 2004. *Fishery regulations in the wider Caribbean region: Project summary*. Cambridge, RU: UNEP-WCMC.
- Miyar Barrueco, J. M. 2011. Resolución No. 160/2011. *Gaceta Oficial de la República de Cuba*, 26, p.723.
- Nair, V. 2003. *Fiji Islands marine ecoregion: An overview of outstanding biodiversity, threats, opportunities and key stakeholders for conservation*. Suva, Fiji: WWF Fiji Programme.
- NOAA. 2012. *Management report for 82 Corals Status Review under the Endangered Species Act: existing regulatory mechanisms and conservation efforts*. 4 (November), Pacific Islands Regional Office,

- National Marine Fisheries Service National Oceanic and Atmospheric Administration and Department of Commerce: NOAA Fisheries Pacific Regional Office.
- Opresko, D. M. 1976. Redescription of *Antipathes panamensis* Verrill (Coelenterata, Antipatharia). *Pacific Science*, 30 (3), p.235–240.
- Opresko, D. M. 2006. Revision of the Antipatharia (Cnidaria: Anthozoa). Part V. Establishment of a new family, Stylopathidae. *Zoologische Mededelingen (Leiden)*, 80 (4), p.109–138.
- Opresko, D. M. 2009. A new name for the Hawaiian Antipatharian coral formerly known as *Antipathes dichotoma* (Cnidaria: Anthozoa: Antipatharia) *Pacific Science*, 63(2), p.277–291.
- Opresko, D. M. y Sanchez, J. A. 2005. Caribbean shallow-water black corals (Cnidaria: Anthozoa: Antipatharia). *Caribbean Journal of Science*, 41 (3), p.492–507.
- Ortiz, M. y Lalana, R. 2008. *Marine biodiversity of the Cuban archipelago: An overview*. Havana, Cuba: Center for Marine Research, University of Havana.
- Padilla, C. y Lara, M. 2003. Banco Chinchorro: the last shelter for black coral in the Mexican Caribbean. *Bulletin of Marine Science*, 73 (1), p.197–202.
- Panamá. 2006. *Resolución AG-0491-2006*.
- Papua New Guinea. 1979. *International Trade (Fauna and Flora) Act 1979*.
- Parker, N. R., Mladenov, P. V. y Grange, K. R. 1997. Reproductive biology of the antipatharian black coral (*Antipathes fiordensis*) in Doubtful Sound, Fiordland, New Zealand. *Marine Biology*, 130, p.11–22.
- Pasternak, F. A. 1977. Antipatharia. *Galathea report*, 14, 157–164.
- Paunan, J. C. R. 2012. BFAR prepares suit vs poachers. *Philippine Information Agency*. [En línea]. Disponible en: <http://ncr.pia.gov.ph/index.php?article=261335678104> [Descargado: 17 de junio, 2013].
- Power. 1987. Power, *in litt.* a UNEP/IUCN. 1988c. *Coral Reefs of the World. Volume 3: Central and Western Pacific*. UNEP Regional Seas Directories and Bibliographies. IUCN, Gland Switzerland and Cambridge, UK./UNEP, Nairobi, Kenya. 12/11/1987.
- Raubani, J. J. J. 2008. *Fisheries department 2007 annual report*. Port Vila, Vanuatu: Vanuatu Fisheries Department.
- Raubani, J. J. J. 2009. *The status of coral reefs in Vanuatu 2007*. Port Vila, Vanuatu: Ministry of Agriculture, Quarantine, Forestry and Fisheries.
- República Dominicana. 2004. *Ley 307/2004. Consejo dominicano de pesca y acuicultura (CODOPESCA)*.
- Richards, A., Lagibalavu, M., Sharma, S. y Swamy, K. 1994. *Fiji: Fisheries resources profiles. FFA Report no. 94/4*. Honiara, Solomon Islands: Pacific Islands Forum Fisheries Agency.
- Rodríguez-Ramírez, A., Bastidas, C., Cortés, J., Guzmán, H., Leão, Z., Garzón-Ferreira, J., Kikuchi, R., Ferreira, B. P., Alvarado, J. J., Jiménez, C., Fonseca, A. C., Salas, E., Nivia, J., Fernández, C., Rodríguez, S., Debrot, D., Cróquer, A., Gil, D., Gómez, D. I., Raúl Navas-Camacho, R., Reyes- Nivia, M. C., Acosta, A., Alvarado, E., Pizarro, V., Sanjuan, A., Herron, P., Zapata, F. A., Vea, S., López-Victoria, M. and Sánchez, J. A. 2008. *Status of Coral Reef and Associated Ecosystems in Southern Tropical America: Brazil, Colombia, Costa Rica, Panama and Venezuela*. En: Wilkinson, C. (ed.). *Status of Coral Reefs of the World: 2008*. Global Coral Reef Monitoring Network and Reef and Rainforest Research Center, Townsville, Australia. p281-294.
- Sánchez, J. A., Zea, S. y Díaz, J. M. 1998. Patterns of octocoral and black coral distribution in the oceanic barrier reef-complex of Providencia Island, Southwestern Caribbean. *Caribbean Journal of Science*, 34 (3-4), p.250–264.
- Shih, H., & Mok, H. 1996. *Quadrella maculosa* Alcock, 1898, a Genus and Species of Shallow-water Xanthid Crab (Brachyura: Xanthoidea: Trapeziidae) New to Taiwan. *Zoological Studies*, 35(2), p.146–148.
- Spalding, M. D., Ravilious, C. y Green, E. P. 2001. *World atlas of coral reefs*. Berkeley, EEUU: University of California Press.
- SPREP. 1999. *Coastal management profiles: A directory of Pacific Island governments and non-government agencies with coastal management related responsibilities*. Hunter, C. (ed.). Apia, Samoa: South Pacific Regional Environment Programme.
- Suarez, H. y Horowitz, J. 2013. *Hyacinth Suarez in litt.* a UNEP-WCMC, 03/06/2013: *Population density and depth distribution of black corals (Cnidaria: Anthozoa: Antipatharia) in Jagna, Bohol, Philippines*. Tagbilaran City, Philippines: Holy Name University.

- Sykes, H. y Morris, C. 2009. Status of coral reefs in the Fiji Islands, 2007. En: Whippy-Morris, C. (ed.), *South-west Pacific status of coral reefs report 2007*, Noumea, New Caledonia: CRISP, p.1-52.
- Teh, L., Teh, L., Starkhouse, B. y Sumaila, U. R. 2007. *An overview of socio-economic and ecological perspectives of Fiji's inshore reef fisheries*. Vancouver, Canada: Fisheries Centre, University of British Columbia.
- TRAFFIC. 2012. *Black coral trade study interim report. Unpublished draft report*. Cambridge, RU: TRAFFIC International.
- UNEP. 1992. Protection of oceans, all kinds of seas, including enclosed and semi-enclosed seas, and coastal areas and the protection, rational use and development of their living resources. En: *Agenda 21: The United Nations Programme of Action from Rio*, Nairobi, Kenya: United Nations Environment Programme, p.139-155.
- UNEP/IUCN. 1988a. *Coral reefs of the world. Volume 1: Atlantic and Eastern Pacific*. UNEP Regional Seas Directories and Bibliographies. IUCN, Gland, Suiza y Cambridge, UK/UNEP, Nairobi, Kenya.
- UNEP/IUCN. 1988b. *Coral reefs of the world. Volume 2: Indian Ocean, Red Sea and Gulf*. UNEP Regional Seas Directories and Bibliographies. IUCN, Gland, Suiza y Cambridge, UK/UNEP, Nairobi, Kenya.
- UNEP/IUCN. 1988c. *Coral reefs of the World. Volume 3: Central and Western Pacific*. UNEP Regional Seas Directories and Bibliographies. IUCN, Gland, Suiza y Cambridge, UK/UNEP, Nairobi, Kenya.
- UNEP-WCMC. 2012. *Taxonomic Checklist of all CITES-listed Coral Species, based on information compiled by UNEP-WCMC 2012*.
- US Department of Justice. 2013. Former jewelry company executive sentenced in U.S.V.I. to pay \$1.1 million in fines and community service for illegal trade of protected black coral. Justice News. Retrieved June 17, 2013, from <http://www.justice.gov/opa/pr/2013/February/13-enrd-168.html>. [Descargado: 17 de agosto, 2013].
- Vanuatu. 2005. *Fisheries Act no. 55 of 2005*.
- Veitayaki, J., Ram-Bidesi, V., Matthews, E., Gibson, L. y Vuki, V. 1995. *Overview of destructive fishing practices in the Pacific Islands region*. (93), Apia, Samoa: South Pacific Regional Environment Programme.
- Wagner, D. 2011. *The biology and ecology of Hawaiian black corals (Cnidaria: Anthozoa: Hexacorallia: Antipatharia)*. University of Hawaii.
- Wagner, D., Luck, D. G. y Toonen, R. J. 2012. The biology and ecology of black corals (Cnidaria: Anthozoa: Hexacorallia: Antipatharia). *Advances in marine biology*, 63, p.67-132. [En línea]. Disponible en: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/22877611> [Descargado: 2 de septiembre, 2013].
- Wagner, D., Pochon, X., Irwin, L., Toonen, R. J. y Gates, R. D. 2010. Azooxanthellate? Most Hawaiian black corals contain Symbiodinium. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 278 (1710), p.1323-1328.
- Wells, S. M. 1982. *Marine conservation in the Philippines and Papua New Guinea with special emphasis on the ornamental coral and shell trade*. Cambridge, RU: IUCN Conservation Monitoring Center.
- Wells, S. M., Pyle, R. M. y Collins, N. M. 1983. *The IUCN invertebrate red data book*. Cambridge, RU: IUCN.
- Whippy-Morris, C. 2009. *South-west Pacific status of coral reefs report 2007*. Noumea, New Caledonia: CRISP
- Williams, E. H., Clavijo, I., Kimmel, J. J., Colin, P. L., Díaz Carela, C., Bardales, A. T., Armstrong, R. A., Bunkley Williams, L., Boulon, R. H. y García, J. R. 1983. A checklist of marine plants and animals of the south coast of the Dominican Republic. *Caribbean Journal of Science*, 19 (1-2), p.39-54.

**Catalaphyllia jardinei (Kent, 1893): Fiji**  
 Caryophylliidae, Coral Elegante

**Selección para el Examen de Comercio Significativo**

En su 25ª reunión, el Comité de Fauna (FC) incluyó a *Catalaphyllia jardinei* (todos los países de su rango de distribución) en el Examen de Comercio Significativo como una especie prioritaria para Examen según las consideraciones del documento AC25 Doc 9.6 (Acta Resumida AC25). *C. jardinei* fue identificada como una especie que presentó un umbral de volumen de comercio elevado para una especie amenazada o casi-amenazada globalmente en 2008 y 2009, y cumplió con el criterio de descenso rápido en comercio en el 2008, comparado con los niveles promedio de comercio durante 2003-2007. (Anexo 2, AC25 Doc 9.6). Durante la 26ª reunión del CF, se había recibido respuesta de Australia, Indonesia, Japón, Malasia y Seychelles (AC26 Doc. 12.3). Fiji, Maldivas, Papua Nueva Guinea, Filipinas y Viet Nam fueron retenidos en el proceso (Acta Resumida AC26). Después de la 26ª reunión del CF, Maldivas, Papua New Guinea, Filipinas y Viet Nam fueron eliminados del proceso, fundamentándose en la ausencia de comercio comercial durante los 10 años más recientes, de acuerdo y en consulta con el CF.

**A. Resumen**

**Resumen de las recomendaciones para *Catalaphyllia jardinei*.**

Estado del rango de distribución	Categoría provisional	Resumen
Fiji	Preocupación Menor	Registrados niveles muy bajos de comercio internacional, sin comercio desde 2003. Estado de la población desconocido, y la base de un dictamen de extracción no prejudicial no es clara. En base al nivel de comercio muy bajo, ha sido clasificada como de Preocupación Menor.

**B. Generalidades de la especie**

**Biología:** El género *Catalaphyllia* contiene únicamente una especie, *C. jardinei*, que es zooxantelado [en simbiosis con algas microscópicas] (Veron, 2000) y hermatípico [No es un contribuyente principal a la matriz de arrecife] (Atkinson *et al.*, 2008b). Las colonias son de vida libre o asociadas (Borneman, 2002), y colonias maduras pueden alcanzar 100 cm de diámetro (Wood, 1983; E. Turak com. pers. en: Turak *et al.*, 2008). *C. jardinei* fue indicado de ocurrir en ambientes de arrecifes tropicales poco profundos (Turak *et al.*, 2008) y en aguas preferentemente protegidas y turbio (Veron, 2000). El rango de la profundidad de las especies fue indicada de estar entre 0-40 m (Turak *et al.*, 2008). Algunos autores consideran a *C. jardinei* de ser un especialista del hábitat (Atkinson *et al.*, 2008a; Roelofs y Silcock, 2008), prefiriendo hábitats de fondos suaves como los pastos, fondos de algas y substratos arenosos o fangosos (Suharsano y Bruckner, 2008). Turak *et al.* (2008) reportaron que la especie se presentaba en una variedad de biotipos del arrecife, pero fue especialmente común en los substratos suaves, en lugar de áreas de denso crecimiento de corales.

*C. jardinei* es una especie gonocórica [sexos separados en individuos diferentes] (Wabnitz *et al.*, 2003) alcanzando la madurez sexual aproximadamente a los 3-8 años de edad (Turak *et al.*, 2008), basándose en aquellos para la mayoría de los arrecifes estructurales (Wallace, 1999). Se ha asumido que la longitud media de generación de ser de 10 años (Turak *et al.*, 2008). Se ha observado que *C. jardinei* tiene un crecimiento lento, con cálculos de tasa de crecimiento lineal de sólo 0.8-15,2 cm/año (Green y Shirley, 1999).

**Distribución general y estado:** El rango de distribución de *C. jardinei* (Figura 16) incluye el Indo Pacífico occidental y el océano pacífico occidental [Indo-Pacífico central] (Turak *et al.*, 2008).



**Figura 16. Distribución global de *Catalaphyllia jardinei*. Clave: 0: no registrada, 1: registro confirmado, 2: registro probable o previsto.** (Fuente: Veron *et al.*, 2013).

*C. jardinei* fue descrita como ampliamente distribuida (Turak *et al.*, 2008) y llamativa, aunque rara vez común (Veron, 2000). Turak *et al.* (2008) consideraron la especie como rara en todo su rango de distribución, mientras que Verón (2000) indicó que la especie era rara en el océano Índico occidental. Aunque las tendencias poblacionales específicas son desconocidas, las reducciones fueron deducidas de la disminución de la calidad del hábitat (Wilkinson, 2004). La UICN clasifica a la especie como Vulnerable, sobre la base de reducciones inferidas de la población basadas en la degradación del hábitat y la pérdida de la población del 36 por ciento en más de tres generaciones (30 años) y en que la susceptibilidad de amenaza aumenta la probabilidad de que la especie se pierda dentro de una generación en el futuro en arrecifes en etapa crítica (Turak *et al.*, 2008). Se consideró importante la re-evaluación en 10 años debido a las amenazas pronosticadas por cambio climático y la acidificación del océano.

Se espera que se encuentre más información disponible sobre el estado de conservación de los corales en un futuro próximo en <http://www.coralsoftheworld.com/>.

**Amenazas:** La explotación para el comercio para el uso en acuarios se informó de ser una amenaza principal (Turak *et al.*, 2008). Green y Shirley (1999) observaron que los corales del género *Catalaphyllia* eran pólipos grandes y coloridos, haciéndolos atractivos en el comercio para acuarios vivos.

En general, las amenazas no extractivas para las especies de corales, se informó que incluían el cambio climático, particularmente debido a las temperaturas crecientes del mar y el blanqueo de corales (expulsión de algas simbióticas inducida por el estrés) y las enfermedades de los corales, así como el aumento de la severidad de los eventos del Fenómeno del Niño (ENSO (El Niño Southern Oscillation)) las tormentas y la acidificación del océano (Turak *et al.*, 2008). En comparación con otras especies de corales, *C. jardinei* se indicó que tienen baja susceptibilidad al blanqueamiento de los corales (Roelofs and Silcock, 2008).

Eventos localizados adicionales planteando amenazas a las comunidades de arrecifes de coral incluyen la contaminación, las especies invasoras que cambian la dinámica de las especies nativas, y también actividades de desarrollo humano; sin embargo, se desconoce la gravedad de estas amenazas combinadas a la población mundial de *C. jardinei* (Turak *et al.*, 2008).

**Generalidades del comercio y la gestión:** *C. jardinei* fue enlistada en el Apéndice II de CITES el 18/01/1990. Explotada para el comercio para acuarios, la especie se indicó de ser colectada principalmente en sitios de aguas profundas con sustratos de arena/limosos, donde la especie crece como pequeñas colonias de vida libre (Borneman, 2002). *C. jardinei*

fue considerada "sobrevivir robustamente" en acuarios (Green y Shirley, 1999). Los ejemplares de esta especie que se propagan en cautiverio han sido considerados de ser "extremadamente infrecuente" (Borneman, 2008). La Unión Europea suspendió el comercio de *C. jardinei* de origen silvestre desde Indonesia en 1999 and desde las Islas Solomon en 2003; estas suspensiones permanecen vigentes bajo la Regulación de la Comisión (EC) No. 578/2013 del 17 de junio de 2013 en el momento de escribir (Septiembre 2013). La Unión Europea también suspendió temporalmente las importaciones de *C. jardinei* desde Fiji en 2003-2004 y Tonga en 2005-2006.

### C. Examen por país

#### Fiji

**Distribución en el País evaluado:** La presencia de *C. jardinei* en Fiji fue registrada por Lovell y McLardy (2008), basándose en una colección de corales de la Universidad del Pacífico Sur (USP), iniciada en 1972. No se pudieron ubicar más registros de ocurrencia de la especie en el país. La especie no fue registrada durante los estudios en las Islas Mamanuca en el oeste de Fiji, Volivoli (Mani) en el norte de la principal isla de Fiji Viti Levu (Fenner, 2006a, 2006b), los Grandes Arrecifes de Astrolabio (100 km al sur de Viti Levu) (Koven y Paulay, 1997; Obura y Mangubhai, 2003) o el Arrecife Astrolabio del Norte (Obura y Mangubhai, 2003).

**Tendencias y estado de la población:** No se pudo encontrar información sobre el estado y las tendencias de la población en Fiji. Sin embargo, el estado poblacional de la especie no se cree que sea motivo de preocupación y se calcula que debe colectarse en menos del dos por ciento de la zona de arrecife (J. Comley, com. pers. a UNEP-WCMC, 2013).

**Amenazas:** *C. jardinei* en al parecer colectada para el comercio internacional en Fiji (Lovell, 2003; Prasad, 2010), pero un estudio realizado para el gobierno centrándose en la emisión de dictámenes de exportación no perjudiciales para especies de corales de Fiji (Nand, 2008) no tiene en cuenta la especie. La colección de recursos del arrecife para el comercio para el uso en acuarios se pensó podría ser motivo de preocupación potencial (Chin *et al.*, 2011) y suponer un riesgo moderado (Center for Ocean Solutions, 2009). Teh *et al.* (2007) declararon que el comercio internacional de recursos del arrecife coralino de Fiji probablemente estaba exacerbando la sobreexplotación de los ecosistemas de arrecifes ya estresados; sin embargo, ninguna preocupación específica para le especie fue anotada.

Las amenazas locales a los arrecifes de Fiji incluyen la pesca, la sedimentación, la contaminación proveniente de fuentes terrestres, el desarrollo costero y el crecimiento de la población; estas amenazas fueron observadas de estar aumentando alrededor de áreas pobladas (Nair, 2003; Chin *et al.*, 2011). Dos tercios de los arrecifes de Fiji fueron evaluados de estar amenazados por actividades locales, con un 34 por ciento de los arrecifes con amenaza media, un 21 por ciento con amenaza alta y un 10 por ciento con amenaza muy alta; los sitios de arrecifes alrededor de Viti Levu fueron considerados con mayor riesgo (Chin *et al.*, 2011). En todos los sitios de arrecifes de Viti Levu, los daños por sobrepesca y sedimentos fueron evaluados como una amenaza alta (Sykes y Morris, 2009); Raymakers (2003) informó que prácticamente toda la colección de corales vivos se llevó a cabo en la isla de Viti Levu debido a la proximidad del aeropuerto internacional. Los alrededores de Lautoka fueron afectados por altos niveles de contaminación y la pesca destructiva era una amenaza media; en el sur, estas amenazas varían dependiendo de la ubicación de arrecife (Sykes y Morris, 2009). Los arrecifes de coral de Suva fueron indicados de estar particularmente degradados (Vuki *et al.*, 2000). Aunque los métodos de pesca destructivos, como el uso de venenos y dinamita, están prohibidos por la ley, estas prácticas han sido consideradas ampliamente extendidas a lo largo de Fiji y una posible amenaza para los arrecifes de coral (Nair, 2003). El blanqueamiento también se observó como una amenaza (Obura y Mangubhai, 2003). No está claro el impacto relativo ni los efectos acumulativos de estas amenazas en *C. jardinei*.

**Comercio:** Se han recibido los informes anuales CITES de Fiji de todos los años desde 2002 en adelante excepto 2003, 2011 y 2012. Fiji publicó una cuota de exportación de cero para

especímenes de origen silvestre de *C. jardinei* vivos o piezas muertas todos los años durante 2003-2005; no ha publicado cuotas desde entonces. Según los datos en la Base de Datos de Comercio CITES, Fiji no declaró exportaciones directas de *C. jardinei* durante el periodo 2002-2012. Según los datos registrados por los países importadores, la cuota cero de 2003 parece haberse excedido con la importación de 100 corales vivos de origen silvestre, y 50 corales de origen silvestre no trabajado, reportados por Singapur y Japón, respectivamente. Aunque Fiji no presentó un informe anual para 2003, la planilla de los números de los permisos de exportación registrados por los países importadores sugiere que los permisos fueron emitidos por Fiji en 2003, aunque es posible que el comercio real no se realizó. El otro único comercio directo de *C. jardinei* declarado durante 2002-2011 fue la importación de 250 corales no trabajados de origen silvestre por Japón y 50 corales vivos de origen silvestre, por Francia (40 corales) y Alemania (10 corales) en 2002; todo el comercio fue con fines comerciales. No se informó de ningún comercio indirecto en *C. jardinei* procedente de Fiji 2002-2012.

Se informó de la exportación directa de pequeñas cantidades de corales vivos de origen silvestre registrados a nivel de género (*Catalaphyllia* spp.) entre 2002 y 2007, con un total de 81 corales según los datos registrados por los países importadores y 17 corales según los datos reportados por Fiji. El comercio indirecto registrado a nivel de género fue registrado en 2002 y 2003, con pequeñas cantidades de corales vivos de origen silvestre. Como existe una única especie en este género, se puede inferir que este comercio fue de *C. jardinei*.

**Gestión:** Se informó que el comercio se manejaba mediante la fijación de políticas y directrices dentro del Acta de Pesca, incluyendo la restricción del número de las compañías permitidas en la explotación de corales vivos a dos (Lovell y Whippy-Morris, 2008). Cuatro empresas notificaron explotar roca viva (Kinch i., 2011) y los operadores estaban obligados a desarrollar "Planes de manejo de área de explotación" para obtener la certificación por el Consejo de Acuario marino de Fiji (MAC) (Lovell, 2009). Evaluaciones anteriores indicaron que la capacidad del gobierno para supervisar la explotación y el comercio de coral se consideraban limitadas debido a la baja capacidad y a carecer de los recursos financieros adecuados (Nair, 2003). Una revisión de la base legislativa para regular el comercio de corales y otros productos marinos se destacó como una necesidad (Manoa, 2008)

Los sitios principales de explotación de coral en Fiji se encuentran frente a las costas de Viti Levu: mar adentro de Lautoka en el norte (Walt Smith International, WSI) y mar adentro de Deuba en la laguna de Beqa en el sur (Aquarium Fish Fiji, AFF) (Lovell y McLardy, 2008; NAND, 2008).

Sobre la base de un estudio que encontró mayor abundancia de coral en sitios de explotación AFF y WSI seleccionados aleatoriamente (que representan más del 60 y 80 por ciento de los sitios de la zona de explotación, respectivamente) en comparación con sitios de no-explotación seleccionados al azar, Nand (2008) informó que la industria para el uso en acuarios tuvo un impacto mínimo sobre las poblaciones de coral en Fiji. Sin embargo, el autor recomienda el seguimiento a más largo plazo y la mejora de los métodos de estudio (Nand, 2008).

El Departamento de Pesquerías de Fiji el Instituto de Recursos Marinos de la Universidad del Pacífico Sur revisaron las cuotas en 2009 realizando evaluaciones de coral en sitios de WSI y AFF utilizando métodos de estudio aprobados por la Autoridad Científica de Fiji (Kinch *et al.*, 2011). Las densidades basadas en los corales contados a lo largo de transectos (por categoría de género o especie) eran extrapoladas a la colección al área la más amplia para el arrecife plano hábitat y en comparación con el porcentaje de corales recogidos por AFF en 2007

Las cuotas se revisaron en 2009 por el Departamento de Pesquerías de Fiji y el Instituto de Recursos Marinos de la Universidad del Pacífico Sur realizando evaluaciones de coral en sitios WSI y AFF utilizando métodos de muestreo aprobados por la Autoridad Científica fijiana (Kinch *et al.*, 2011). Las densidades basadas en los corales contados a lo largo de cinturones de transectos (por categoría de género o especie) fueron extrapoladas al área más amplio de colección para el hábitat plano del arrecife y en comparadas con el porcentaje de corales colectados por AFF en 2007 (Kinch *et al.*, 2011). Se concluyó que los niveles de la colección de coral vivo eran sostenibles (menos del 0.0085 por ciento



de las colonias totales estimadas eran exportadas) (Kinch *et al.*, 2011). La proporción sostenible de explotación de las especies de coral de las áreas de colección se creía estaba en el rango de 0 a 3 por ciento, dependiendo de las características de las especies, abundancia y tamaño del sitio (Parry-Jones, 2004).

El manejo de los arrecifes en Fiji es impulsado en gran medida por las comunidades tradicionales, estableciendo sus propias áreas marinas protegidas, o por Las Áreas Marinas Administradas Localmente de Fiji (AMALF), de las cuales hay 205 sitios; la declaratoria completa del Gobierno fue informada de ser lenta (Sykes y Morris, 2009). La protección de la AMALF oscila desde la no extracción hasta la colección por una duración limitada o especie específica única (Sykes y Morris, 2009). Mientras que el 32 por ciento del área de arrecife de Fiji fue indicado de estar incluido dentro de las áreas marinas protegidas (AMP), la gestión es al parecer efectiva para el 0.3 por ciento de los arrecifes; parcialmente eficaz para el 21 por ciento, no es efectiva para el 0,2 por ciento y de eficacia desconocida para el 11 por ciento (Chin *et al.*, 2011).

#### **D. Problemas identificados que no están relacionados con la implementación del Artículo IV parágrafos 2(a), 3 o 6 (a)**

Se informó algo de comercio a nivel de género a pesar que el género sólo contiene una especie; *Catalaphyllia* no es uno de los géneros para cuya identificación al nivel de género es aceptable (Notificación CITES No. 2012/047).

No se han recibido los informes anuales CITES de Fiji de tres años (2003, 2011 y 2012).

#### **E. Referencias**

- Atkinson, M., Kerrigan, B., Roelofs, A. y Smith, T. 2008a. Non detriment finding for CITES-listed corals in the Queensland coral fishery. Case study 4. En: *NDF Workshop Case Studies, WG9-Aquatic Invertebrates*, Cancun, Mexico: International Expert Workshop on CITES Non-Detriment Finding.
- Atkinson, M., Kerrigan, B., Roelofs, A. y Smith, T. 2008b. Non detriment finding for CITES-listed corals in the Queensland coral fishery. Case study 4 - Appendices. En: *NDF Workshop Case Studies, WG9-Aquatic Invertebrates*, Cancun, Mexico: International Expert Workshop on CITES Non-Detriment Finding.
- Borneman, E. 2008. Elegance corals; sustainability and disease impacting *Catalaphyllia jardinei* (Wells 1972) in the aquarium trade. *Reefkeeping*, 6 (12).
- Borneman, E. H. 2002. Do you know where your corals are coming from? Ecological information for aquarists from coral collection areas in Indonesia. *Advanced Aquarist*, 1 (3).
- Center for Ocean Solutions. 2009. *Pacific Ocean synthesis - Scientific literature review of coastal and ocean threats, impacts, and solutions*. Stanford, CA, EEUU: The Woods Center for the Environment, Stanford University.
- Chin, A., Lison de Loma, T., Reytar, K., Planes, S., Gerhardt, K., Clua, E., Burke, L. y Wilkinson, C. 2011. *Status of coral reefs of the Pacific and outlook: 2011*. Washington D.C., EEUU: Global Coral Reef Monitoring Network.
- Comley, J. 2013. James Comley (Institute of Applied Science, University of the South Pacific) com. pers. a UNEP-WCMC, 15/03/2013.
- Fenner, D. 2006a. *Coral diversity survey: Mamanuca Islands and Coral Coast, Fiji, 2005*. Pago pago, American Samoa: University of South Pacific.
- Fenner, D. 2006b. *Reef corals of the Volivoli Beach area near Rakiraki, Veti Levu, Fiji*. Surrey, UK: Volivoli Beach Resort and Coral Cay Conservation.
- Green, E. P. y Shirley, F. 1999. *The global trade in corals*. Cambridge, RU: WCMC Biodiversity Series No. 10.
- Kinch, J., Teitelbaum, A. y Pippard, H. 2011. Proceedings of the regional workshop on trade in corals and determining non-detrimental findings. En: *Proceedings of the regional workshop on trade in corals and determining non-detrimental findings (17-20 May 2010, Honiara, Solomon Islands)*, 2011, Noumea, New Caledonia: Secretariat of the Pacific Community.
- Koven, J. F. y Paulay, G. 1997. *Checklist of coral species, Great Astrolabe Reef, Fiji*. Suva, Fiji: USP Marine Studies Programme.

- Lovell, E. 2009. *National management plan for the aquarium trade in Fiji*. SPC/SPREP/CRISP Sub-regional workshop for the marine ornamental trade 2-5 December 2008. Noumea, New Caledonia: Secretariat of the Pacific Community.
- Lovell, E. R. 2003. *Development of an Aquarium Fisheries Management Plan (AFMP) for live corals in the Aquarium Fish, (Fiji) Ltd. collection areas*. Suva, Fiji: Aquarium Fish Fiji Ltd.
- Lovell, E. R. y McLardy, C. 2008. *Annotated checklist of the CITES-listed corals of Fiji with reference to Vanuatu, Tonga, Samoa and American Samoa*. JNCC Report No. 415. Peterborough, UK: Joint Nature Conservation Committee.
- Lovell, E. R. y Whippy-Morris, C. 2008. *Live coral fishery for aquaria in Fiji: Sustainability and management*. Suva, Fiji: University of the South Pacific.
- Manoa, P. E. 2008. *Adaptation of Fiji's legislative framework for the trade in aquarium fish*. Noumea, New Caledonia: CRISP.
- Nair, V. 2003. *Fiji Islands marine ecoregion: An overview of outstanding biodiversity, threats, opportunities and key stakeholders for conservation*. Suva, Fiji: WWF Fiji Programme.
- Nand, Y. 2008. *Non-detrimental finding (NDF) study for coral export in Fiji*. Suva, Fiji: Department of Fisheries-Research.
- Obura, D. y Mangubhai, S. 2003. *Marine biological survey report of the Great Astrolabe Reef, Ono Kadavu, Fiji Barrier Reef Ecoregion, Fiji Islands*. Suva, Fiji: WWF South Pacific Programme.
- Parry-Jones R. 2004. *Fiji's Non-Detriment-Finding Methodology for the extraction and trade in Marine Aquarium Species*. Report by the TRAFFIC Oceania South Pacific Programme to the Government of Fiji. Informe no publicado.
- Prasad, B. C. 2010. *Natural resources inventory report of the Fiji Islands 2010. Volume 2: Marine resources inventory of the Fiji Islands*. Suva, Fiji: University of the South Pacific.
- Raymakers, C. 2003. *Monitoring of and quota setting for trade in live corals in Indonesia and Fiji*. Bruselas, Bélgica: TRAFFIC Europe.
- Roelofs, A. y Silcock, R. 2008. *A vulnerability assessment of coral taxa collected in the Queensland Coral Fishery*. Brisbane, Australia: Department of Primary Industries and Fisheries.
- Suharsano and Bruckner, A. W. 2008. Evaluation of non-detriment finding for trade in stony corals from Indonesia. Case study 5. *NDF Workshop Case Studies, WG9-Aquatic Invertebrates*, Cancun, Mexico: International Expert Workshop on CITES Non-Detriment Finding.
- Sykes, H. y Morris, C. 2009. Status of coral reefs in the Fiji Islands, 2007. En: Whippy-Morris, C. (ed.), *South-west Pacific status of coral reefs report 2007*, Noumea, New Caledonia: CRISP, p.1-52.
- Teh, L., Teh, L., Starkhouse, B. y Sumaila, U. R. 2007. *An overview of socio-economic and ecological perspectives of Fiji's inshore reef fisheries*. Vancouver, Canada: Fisheries Centre, University of British Columbia.
- Turak, E., Sheppard, C. y Wood, E. 2008. *Catalaphyllia jardinei*. IUCN 2010. *IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010.4*. [En línea]. Disponible en: [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org) [Descargado: 16 de mayo, 2013].
- Veron, J. E. N. 2000. *Corals of the world*. 3rd ed. Stafford-Smith, M. (ed.). Townsville, Australia: Australian Institute of Marine Science.
- Veron, J. E. N., DeVantier, L. Turak, E. y Stafford-Smith M. G. 2013. Draft distribution maps in *Coral Geographic*. In [www.coralsoftheworld.com](http://www.coralsoftheworld.com)
- Vuki, V., Naqasima, M. y Vave, R. 2000. *Status of Fiji's coral reefs*. Townsville, Australia: Global Coral Reef Monitoring Network.
- Wabnitz, C., Taylor, M., Green, E. y Razak, T. 2003. *From ocean to aquarium: The global trade in marine ornamental species*. Cambridge, RU: UNEP-WCMC.
- Wallace, C. 1999. *Staghorn corals of the world: A revision of the genus Acropora*. Collingwood, Australia: CSIRO Publishing.
- Wilkinson, C. 2004. *Status of coral reefs of the world: 2004*. 1st ed. Townsville, Australia: Australian Institute of Marine Science.
- Wood, E. M. 1983. *Corals of the world*. Surrey, RU: TFH Publishing Ltd.

**Euphyllia cristata Chevalier, 1972: Fiji, Islas Salomón, Vanuatu, Viet Nam**

Caryophylliidae, Coral Uva Blanca

**Selección para el Examen de Comercio Significativo**

En su 25ª reunión, el Comité de Fauna (CF) incluyó a *Euphyllia cristata* (todos los países de su rango de distribución) en el Examen de Comercio Significativo como una especie prioritaria, siguiendo las consideraciones del documento AC25 Doc 9.6 (Acta Resumida AC25). *E. cristata* fue identificada como una especie que presentó un umbral de volumen de comercio elevado para una especie amenazada o casi amenazada globalmente en 2008 y 2009 (Anexo2, AC25 Doc 9.6). Durante la 26ª reunión del CF, se había recibido respuesta de Australia, China, Indonesia, Japón y Los Estados Unidos de América (en adelante referido como los Estados Unidos) (AC26 Doc. 12.3). Fiji, Papua New Guinea, Filipinas, Islas Solomon, Vanuatu y Viet Nam fueron retenidos en el proceso (Acta Resumida AC26). Después de la 26ª reunión del CF, Papua New Guinea y las Filipinas fueron eliminados del proceso sobre la base de ausencia de comercio comercial durante los 10 años más recientes, de acuerdo y en consulta con el CF.

**A. Resumen**

**Resumen de las recomendaciones para *Euphyllia cristata*.**

Resumen general		
Generalizada pero rara. Clasificada como Vulnerable en la Lista Roja de la UICN. Se han registrado descensos poblacionales en algunas áreas.		
Estado del rango de distribución	Categoría provisional	Resumen
Fiji	Preocupación Menor	Niveles bajo de comercio, con excepción de 2002 y 2003 cuando cantidades considerables fueron comercializadas a nivel de género. El comercio se mantuvo dentro de las cuotas en casi todos los años. Parece ser bastante común en general, aunque localmente rara y con distribución irregular. Dados los bajos niveles de comercio durante 2004-2011, clasificada como de Preocupación Menor.
Islas Salomón	Preocupación Menor	Prácticamente no se registró comercio internacional, con excepción de 2002 y 2003, cuando se comerciaron cantidades considerables a nivel de género. El estado poblacional no está claro. La recolección de corales para el comercio en el uso de acuarios fue considerado un motivo de preocupación en las Islas Salomón. Sobre la base de prácticamente ningún comercio, clasificada como de Preocupación Menor.
Vanuatu	Preocupación Menor	Niveles de comercio muy bajos 2002-2011. El estado de la población no es claro pero existe buena cobertura general de coral. Basándose en los muy bajos niveles de comercio, clasificada como de Preocupación Menor.
Viet Nam	Preocupación Menor	Prácticamente no comercio internacional 2002-2012. Ampliamente distribuida pero no el estado poblacional no está claro. La explotación y el comercio de corales silvestres están prohibidos desde 2003. Sobre la base de prácticamente ningún comercio internacional, clasificada como de Preocupación Menor.

**B. Generalidades de la especie**

**Biología:** *E. cristata*, una especie zooxantelada [en simbiosis con algas microscópicas] (Veron, 2000) y ahermatípica [no es un contribuidor principal de la matriz del arrecife] habita todas las áreas arrecifales

a profundidades de 1-35 m (Turak *et al.*, 2008). Veron (2000) señaló que se encuentra en ambientes arrecifales poco profundos.

La especie existe generalmente en pequeñas colonias que consisten de pólipos únicos pegados (Turak *et al.*, 2008). *E. cristata* es una especie gonocórica [sexos separados en diferentes individuos] (Wabnitz *et al.*, 2003) y la edad de madurez sexual se supone que es alcanzada a los 3 a 8 años (Turak *et al.*, 2008) basándose en la de la mayoría de los corales estructurales de los arrecifes (Wallace, 1999). El número de años promedio de una generación fue asumido de ser de 10 años (Turak *et al.*, 2008). Green y Shirley (1999) observaron que las especies *Euphyllia* eran las especies de crecimiento más rápido de los corales escleractinios principales en el comercio internacional, con tasas de crecimiento de área mínima de 96.5 cm<sup>2</sup> por año.

**Distribución general y estado:** El rango de distribución de *E. cristata* (Figura 17) incluye el Indo-Pacífico Occidental, incluyendo África Oriental, el mar de Andamán, el Indo-Pacífico central, Australia, el sureste asiático, el sur de Japón y el mar de China Oriental, así como el oceánico Pacífico occidental (Turak *et al.*, 2008). También ha sido observada en Samoa Americana (Fenner comm. pers. comm. en: Turak *et al.*, 2008).



**Figura 17. Distribución global de *Euphyllia cristata*. Clave: 0: no registrada, 1: registro confirmado, 2: registro probable o previsto.** (Fuente: Veron *et al.*, 2013).

La especie fue descrita como ampliamente distribuida y rara en todo su rango de distribución (Turak *et al.*, 2008) y como poco común pero visible (Veron, 2000). Aunque las tendencias poblacionales específicas son desconocidas, se han inferido reducciones deducidas de la disminución de la calidad del hábitat (Wilkinson, 2004). La UICN clasifica a la especie como vulnerable basándose en la degradación del hábitat estimada, una reducción de la población inferida del 36 por ciento durante cerca de tres generaciones (30 años) y la susceptibilidad de amenaza aumenta la probabilidad de que las especies se extinga dentro de una generación en el futuro, de los arrecifes que se encuentren en una etapa crítica (Turak *et al.*, 2008). Se consideró importante la re-evaluación en 10 años debido a las amenazas pronosticadas del cambio climático y la acidificación del océano (Turak *et al.*, 2008).

*E. cristata* fue estimada de estar "más probable que no" por debajo de un umbral de riesgo crítico, lo que significa que la extinción es probable para el año 2100, aunque se observó algo de incertidumbre en la evaluación (Brainard *et al.*, 2011).

Se espera que exista más información disponible sobre el estado de conservación de los corales en el futuro en <http://www.coralsoftheworld.com/>.

**Amenazas:** *E. cristata* ha sido considerada fuertemente explotada para el comercio de uso en acuarios (Turak *et al.*, 2008). Green y Shirley (1999) señalaron que los corales del género *Euphyllia* eran frecuentemente pólipos grandes y coloridos, haciéndolos atractivos en el comercio para el uso en acuarios vivos. Según Bruckner (2000), las especies *Euphyllia* se encuentran entre los corales más abundantes en el comercio, en parte porque deben ser reemplazadas continuamente porque sobreviven mal en cautiverio, también se dañan

fácilmente durante la colección, son susceptibles a enfermedades y se aclimatan mal a las condiciones artificiales.

Entre las amenazas no-extractivas señaladas a las especies de corales se han incluido el cambio climático, el ascenso en las temperaturas del mar y el blanqueamiento de los corales (expulsión de las algas simbióticas inducida por el estrés) y enfermedades de los corales, así como el aumento de la severidad de los eventos del Fenómeno del Niño ENSO (El Niño Southern Oscillation), las tormentas y la acidificación del océano (Turak *et al.*, 2008). *E. cristata* fue señalada de ser particularmente susceptible a las enfermedades de corales y al blanqueo (Wilkinson, 2004). Sin embargo, Rachello-Dolmen y Cleary (2007) consideran a las especies de *Euphyllia* "toleradoras de estrés", capaces de ocurrir en áreas de alta sedimentación o eutrofización y Roelofs y Silcock (2008) consideraron al género de tener baja susceptibilidad al blanqueamiento de coral.

Eventos localizados adicionales que podrían amenazar a las comunidades arrecifales incluyen la contaminación, las especies invasoras cambiando la dinámica de las especies nativas, así como actividades de desarrollo humano; sin embargo, la gravedad de estas amenazas combinadas a la población global de *E. cristata* se desconoce (Turak *et al.*, 2008).

**Generalidades del comercio y la gestión:** *E. cristata* fue enlistada en el Apéndice II de CITES el 01/08/1985. La Notificación CITES No. 2013/035 proporciona una lista de géneros de corales pétreos para cuya identificación al género nivel es aceptable con el fin de implementar las Resoluciones de la Conf. 11.17 (Rev. CoP16) y Conf. 12.3 (Rev. CoP16). Esto incluye el género *Euphyllia* (aplicable a los corales muertos solamente). La notificación indica que estos taxones sin embargo deben ser identificados a nivel de especie donde sea factible. Las cuentas de comercio descritas abajo, por tanto, incluyen un resumen del comercio registrado a nivel de género.

La Unión Europea suspendió el comercio de *Euphyllia* spp de origen silvestre desde Indonesia en 2000; esta suspensión continua vigente al momento de escribir (septiembre 2013) bajo la Regulación de la Comisión (EC) No. 578/2013 del 17 de junio de 2013.

### C. Examen por País:

#### Fiji

**Distribución en el País evaluado: La presencia de *E. cristata*** en Fiji fue confirmada por Veron (2000). La especie fue registrada desde las Islas de Mamanuca al oeste de Fiji (Nuku, girasol, miel, Wadigi) y Volivoli (Mani) en el norte de la principal isla de Fiji, Viti Levu (Fenner, 2006a, 2006b). También se registró en el Gran Arrecife de Astrolabio (100 km al sur de Viti Levu) (Koven y Paulay, 1997), aunque Obura y Mangubhai (2003) no la registraron presente en los arrecifes Gran y Norte Astrolabio.

**Tendencias y estado de la población:** No se identificaron estimaciones de población para la población de *E. cristata* de Fiji. La especie ha sido considerada de ser bastante común en el país (J. Comley, com. pers. a UNEP-WCMC, 2013) pero fue registrada como 'rara' en cada sitio muestreado en la playa Volivoli al norte de Viti Levu (Fenner, 2006a, 2006b). Según Nand (2008), las especies *Euphyllia* mostraron un patrón de distribución irregular en los sitios muestreados en el Acuario de Peces Fiji (AFF) en el sur (cubriendo Bega, Yanunca, Navua, Pacific Harbour y Serua), con una cobertura de coral total estimada en 112 405 m<sup>2</sup> basada en una extrapolación de las áreas encuestadas. En los sitios de recolección en Walt Smith International (WSI) de Lautoka al grupo de islas en la parte occidental de Fiji Yasawa, la cobertura total de coral *Euphyllia* spp. se estimó en 699 905 m<sup>2</sup> (Nand, 2008). De los 29 taxones de corales incluidos en CITES encontrados durante los muestreos (la mayoría solamente

identificadas a nivel de género), las especies de *Euphyllia* estaban entre las menos comunes en las dos áreas principales de la colección (WSI y AFF) en Fiji (Nand, 2008). Sin embargo, se observó que las áreas de colección tenían una alta diversidad y abundancia coralina en comparación a otras áreas (Nand, 2008).

Chin *et al.* (2011) indicaron que los arrecifes de Fiji tenían una cobertura de coral promedio del 45 por ciento (rango 8-60 por ciento) que había permanecido sin cambios desde un informe de estado anterior (Wilkinson, 2008). Los datos del monitoreo desde 1999 sugirieron que los arrecifes fijianos estaban en buenas condiciones, con fuerte resistencia y potencial de recuperación después de eventos blanqueamiento de corales (tales como en 2000 y 2002), así como brotes de la estrella de mar corona de espinas [*Acanthaster planci*] y los ciclones (Lovell y Sykes, 2008; Sykes y Morris, 2009). El rápido crecimiento coralino en muchas áreas tras los disturbios sugirió un estado estable del arrecife, con poca evidencia de estrés generalizado y prolongado, daño o pérdida de la cobertura de coral en arrecifes muestreados (Chin *et al.*, 2011).

**Amenazas:** La colección de recursos coralinos para el comercio en el uso de acuarios ha sido considerada de ser motivo de preocupación potencial (Chin *et al.*, 2011) y plantea un riesgo moderado (Center for Ocean Solutions, 2009). Teh *et al.* (2007) indicaron que el comercio internacional de los recursos del arrecife coralino de Fiji, como los corales, probablemente estaba exacerbando la explotación de un ecosistema arrecifal ya estresado. Raymakers (2003) informó que la colección de corales vivos fue restringida principalmente a la isla de Viti Levu, debido a la proximidad del aeropuerto internacional. No se observó ninguna preocupación específica para la especie. Sin embargo, los efectos del comercio sobre esta especie, no fueron considerados muy preocupantes (J. Comley, com. pers. a UNEP-WCMC, 2013).

En la sección de amenazas de *Catalaphyllia jardinei* se encuentra disponible información adicional sobre las amenazas a los corales de Fiji.

**Comercio:** Se han recibido los informes anuales CITES de Fiji de todos los años desde 2002 en adelante excepto 2003, 2011 y 2012. Fiji publicó una cuota de exportación CITES para piezas vivas o muertas de origen silvestre de *E. cristata* cada año a partir de 2003, con excepción del 2006 (Tabla 1). Según los datos en la Base de Datos de Comercio CITES, el comercio registrado a partir de 2002 en adelante se mantuvo dentro de la cuota de exportación según los datos registrados tanto por los países importadores como por los países exportadores, con excepción del 2009 cuando la cuota fue aparentemente excedida en 46 piezas según los datos registrados por el país importador.

**Tabla 1. Cuotas de exportación CITES para piezas vivas o muertas de origen silvestre de *Euphyllia cristata* desde Fiji y exportaciones directas globales, según lo declarado por los países importadores y el país exportador, 2003-2013. (No se publicaron cuotas en 2002 o 2006; No se han recibido los informes anuales de Fiji para los años 2003 o 2011; los datos de comercio del 2012 y 2013 aun no están disponibles.)**

	Declarado por	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
Cuota (vivos y no trabajados)		78	78	156	-	156	117	117	600	600	600	<b>600</b>
corales vivos	Importador	3		153	65	31		158		22		
	Exportador		21	49	36	2			6			
corales no trabajados	Importador							5				
	Exportador											
Subtotales (vivos y corales no trabajados)	Importador	3		153	65	31		163		22		
	Exportador		21	49	36	2			6			

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, UNEP-World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, Reino Unido

No se registró ningún otro comercio directo de *E. cristata* desde Fiji 2002-2012. Todo el comercio en la Tabla 1 fue con fines comerciales; el principal país importador fue Estados Unidos. El comercio indirecto de *E. cristata* procedentes de Fiji 2002-2012 consistió de pequeñas cantidades de corales de origen silvestre vivos y no trabajados comerciadas con fines comerciales en 2006, 2010 y 2011.

El comercio directo de Fiji de *Euphyllia* registrado a nivel de género consistió principalmente de corales de origen silvestre, vivos comercializados con fines comerciales, con notables cantidades reportadas en 2002-2003 y cantidades relativamente pequeñas en los años siguientes (Tabla 2). El comercio indirecto de *Euphyllia* registrado a nivel de género procedente de Fiji también consistió principalmente de corales de origen silvestre, vivos comercializados con fines comerciales; no se informó de ningún comercio indirecto desde 2005 en adelante.

**Tabla 2. Exportaciones directas de *Euphyllia* desde Fiji declaradas a nivel de género, 2002-2011. (No se declaró comercio en 2007-2008, 2010 o 2012; No se han recibido los informes anuales de Fiji para los años 2003, 2011 o 2012.)**

Término	Fuente	Propósito	Declarado por	2002	2003	2004	2005	2006	2009	2011	Total
vivos	W	T	Importador	2205	1590	4		11		4	3814
			Exportador	1663					20		1683
	I	T	Importador						5	25	30
			Exportador								
corales no trabajados	W	E	Importador								
			Exportador								
	T	E	Importador		8			15			23
			Exportador								

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, UNEP-World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, Reino Unido

**Gestión:** La información general sobre el manejo de los corales en Fiji está disponible en la sección de gestión en *Catalaphyllia jardinei*.

Según un estudio del Departamento de Pesquerías sobre dictámenes de extracción no perjudicial de los corales en Fiji, un promedio de 1767.5 [corales vivos presumiblemente] de *Euphyllia* spp. fueron colectados anualmente para exportación, lo cual fue señalado de representar el 2.11 por ciento de la población silvestre, que se ha estimado es de aproximadamente 83900 corales vivos en los sitios de recolección (Nand, 2008).

La proporción de explotación sostenible de las especies de coral en las áreas de recolección se ha considerado en el rango de 0 a 3 por ciento, dependiendo de las características de las especies, abundancia y tamaño del sitio (Parry-Jones, 2004).

**Distribución en el País evaluado:** La presencia de *E. cristata* en las Islas Salomón fue confirmada por Verón (2000) y Veron y Turak (2006). Fue registrada en 59 de 113 sitios muestreados en las nueve islas principales de la cadena de islas principal de las Islas Salomón (Turak, 2006).

**Tendencias y estado de la población:** No se identificaron estimaciones ni tendencias de población para *E. cristata* en las Islas Salomón. *E. cristata* no fue considerada abundante en ninguno de los sitios muestreados en las nueve islas principales en 2004 (Turak, 2006).

Los datos de monitoreo disponibles para evaluar el estado de los arrecifes de coral en las Islas Salomón son limitados aunque la alta cobertura de coral en la Provincia Occidental y el estado general de salud indicaron que el estado puede ser estable y los corales potencialmente muy resistentes (Chin *et al.*, 2011). El área de arrecife de coral de las Islas Salomón fue estimada en 5750 km<sup>2</sup>, con una cobertura de coral promedio de 30 por ciento (Wilkinson, 2008) y las comunidades de arrecifes de coral fueron indicadas de encontrarse en general en buen estado (Turak, 2006).

**Amenazas:** La extracción de corales vivos para el creciente comercio internacional para el uso en acuario fue indicada de ser motivo de preocupación, con los colectores observando descensos en abundancia para algunos corales (Albert *et al.*, 2012) y los aldeanos indicando el agotamiento local de arrecifes debido a la extracción de coral en Nggela (Sulu *et al.*, 2000). La colección de corales parece estar limitada a ciertas áreas del arrecife, y a nivel nacional, el impacto sobre los arrecifes fue considerado de limitado y localizado (Albert *et al.*, 2012). La colección de coral vivo para la producción de cal fue observada de afectar negativamente a las comunidades de arrecifes de coral (Veron y Turak, 2006), aunque la colección coral para la producción de cal está predominantemente compuesta por *Acropora* spp. (Spalding *et al.*, 2001; Albert *et al.*, 2012).

Burke *et al.* (2011) consideraron la sobrepesca/la pesca destructiva y la contaminación terrestre las principales amenazas para los arrecifes de coral en las Islas Salomón, con otras presiones pronosticadas de aumentar rápidamente debido al crecimiento acelerado de la población (humana). La tala fue identificada como una amenaza adicional (Veron y Turak, 2006; Kere, 2008), así como los impactos naturales el cambio climático (Albert *et al.*, 2012) y los daños causados por las estrellas de mar corona de espinas [*Acanthaster planci*] (Green *et al.*, 2006). Setenta y uno por ciento de los arrecifes del país fueron evaluados como amenazados por actividades locales, con el 42 por ciento de los arrecifes bajo amenaza media, el 24 por ciento amenaza alta y el 6 por ciento en amenaza muy alta; los riesgos en general para los arrecifes se consideró que estaban probablemente aumentando (Chin *et al.*, 2011).

**Comercio:** Las Islas Salomón se hicieron Partes de la CITES en 2007; se han recibido los informes anuales CITES para los años 2008-2010. Las Islas Salomón no ha publicado cuotas de exportación CITES para *E. cristata*. Según los datos de la Base de Datos de Comercio CITES, el comercio directo desde las Islas de Salomón durante 2002-2012 de *E. cristata* consistió de corales vivos de origen silvestre importados con fines comerciales en 2006 (16 corales) y 2007 (20 corales) por los Estados Unidos y Japón, respectivamente, declarados por los países importadores solamente. No hay comercio indirecto registrado de *E. cristata* procedente de las Islas Salomón durante 2002-2012.

El comercio directo de *Euphyllia* desde las Islas Salomón registrado a nivel de género 2002-2012 consistió principalmente de corales vivos de origen silvestre, comercializados con fines comerciales, con notables cantidades reportadas en 2002-2003 y cantidades relativamente pequeñas en los años siguientes (Tabla 3). El comercio indirecto de *Euphyllia* registrado a nivel de género procedente de las Islas Salomón consistió también principalmente de corales vivos de origen silvestre, comercializados con fines comerciales; no se registró ningún comercio indirecto desde 2005 en adelante.



**Tabla 3. Exportaciones directas de *Euphyllia* registradas a nivel de género desde las Islas Salomón, 2002-2011. Todo el comercio fue con fines comerciales. (No se registró comercio en 2007 o 2012; las Islas Salomón son Parte de CITES desde 2007 y han presentado todos los informes anuales de los años 2008-2010).**

Término	Fuente	Declarado por	2002	2003	2004	2005	2006	2008	2009	2010	2011	Total	
vivos	W	Importador	4361	8526	2	75	351	10				13325	
		Exportador							245	260		505	
	C	Importador	16										16
		Exportador											
	I	Importador							2	22	5		29
		Exportador											
Corales no trabajados	W	Importador	350			20						370	
		Exportador											

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, UNEP-World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, Reino Unido

**Gestión:** *E. cristata* parece no estar específicamente protegida por ley de las Islas Salomón. El Acta de Protección y Manejo de la Vida Silvestre de 1998 implementa los requisitos de la CITES, sin embargo no parece restringir el comercio y exportación de corales (Islas Salomón, 1998b), mientras que el Acta de Pesquerías de 1998 prohíbe la exportación de corales vivos sin licencia (Islas Salomón, 1998a). Albert *et al.* (2012) informaron que la exportación de los corales en las Islas Salomón se regula mediante el uso de cuotas, pero consideraron que había sido recogida poca información sobre la sostenibilidad de la explotación de corales para el comercio de curiosidades y uso en acuarios. Se informó que un operador (Aquarium Arts Solomon Islands) tenía una licencia para exportar corales vivos y otros dos operadores tenían licencias para exportar curiosidades (Trinidad *et al.*, 2012).

Los corales vivos destinados para el comercio para uso en acuarios, se informó, que se extraen principalmente de Nggela en las islas de Florida (Provincia Central), con cantidades más pequeñas de Marau Sound y en y alrededor de la capital, Honiara (Sulu *et al.*, 2000; Kinch, 2004; Lal y Kinch, 2005), lo que limita el impacto de la extracción a áreas localizadas (Albert *et al.*, 2012).

La Red de Seguimiento de los Arrecifes de Coral de las Islas Salomón monitorea un número de lugares de arrecife en el país (Chin *et al.*, 2011), aunque éstas no parecen incluir el área de Nggela. Albert *et al.* (2012) identificaron la necesidad de evaluaciones detalladas de línea base de los corales en los lugares de explotación principales, centrándose en las especies de coral objetivo de comercio como parte de un Plan de Nacional de Manejo de Corales propuesto, teniendo en cuenta la falta de información sobre estado de los arrecifes de coral en las áreas de extracción.

Se informó que la comprensión de las normas nacionales de pesca y de los asuntos de gestión de recursos eran deficientes localmente, además con las costas extensas conllevando a dificultades en la aplicación de los reglamentos de pesca (Pacific Horizon Consultancy Group, 2008; Wilkinson, 2008). Aunque que está prohibido el uso de dinamita en la pesca según el Acta de Pesquerías (1988), se informó que la práctica todavía ocurre localmente (Albert *et al.*, 2012).

El manejo tradicional a través de la tenencia y la propiedad (Spalding *et al.*, 2001; Green *et al.*, 2006) era considerado muy importante en el manejo de los arrecifes de coral (Sulu *et al.*, 2000), permitiendo a los dueños del arrecife declarar a corto plazo áreas protegidas o zonas cerradas/abiertas (Ramhoia, 2005). Se han establecido áreas de conservación administradas por comunidades en Marau Sound, Ngella, Laguna Marovo, Tetepare, Laguna de Roviana y Gizo y la incorporación de estas áreas a áreas más grandes, legalizados de la red de áreas marinas protegidas fue sugerido por Green *et al.*, (2006). Govan (2009) informó de que había 115 zonas de no-explotación en 22 áreas protegidas, 113 Áreas Marinas Administradas Localmente (AMAL) y 109 áreas conservadas por la comunidad con un componente marino en las Islas Salomón. Aunque los esfuerzos de administración de las comunidades como las AMAL eran considerados prometedores, se desconocía la eficacia general de la gestión y se recomendaron estudios adicionales de estos sistemas (Chin *et al.*, 2011).

Se ha desarrollado un Plan de Acción Nacional para la Iniciativa Regional del Triángulo de Coral, centrándose en la administración basada en la comunidad para lograr el uso sostenible de los recursos marinos y la conservación de la biodiversidad (MECM/MPRM, 2010). Las acciones nacionales priorizadas incluyen: desarrollo de la legislación de áreas protegidas y el establecimiento y manejo efectivo de Áreas Marinas Protegidas, desarrollando las mejores prácticas y directrices para la gestión pesquera comunitaria, realizando muestreos para las especies prioritarias y recopilando información

sobre especies amenazadas en una lista nacional (MECM/MPRM, 2010). Burke *et al.* (2011) consideraron que el seis por ciento de los os arrecifes de las Islas Salomón estaban protegidos.

Albert *et al.* (2012) indicaron que el cultivo de corales para el comercio para el uso en acuarios había sido establecido en el país.

VANUATU

**Distribución en el País evaluado: La presencia de *E. cristata*** en Vanuatu fue confirmada por Veron (2000). Fue colectada en Aneityum meridional al sur de Vanuatu (Veron, 1990).

**Tendencias y estado de la población:** Se observó que la especie era rara en Vanuatu (Veron, 2000). No se pudo localizar más información sobre las tendencias o estado de la población.

Chin *et al.* (2011) indicaron que en general hay buena cobertura de coral en los arrecifes de Vanuatu, pero que no había disponibles datos de seguimiento a largo plazo para determinar la resiliencia, las tendencias a largo plazo o el estado general de los arrecifes de coral, aunque había observado localmente la recuperación después de eventos destructivos. Naviti y Aston (2000) observaron señales de descensos en los hábitats de arrecife de coral de Vanuatu.

**Amenazas:** La sobreexplotación fue considerada una grave amenaza para los arrecifes de Vanuatu (Raubani, 2009; Whippy-Morris, 2009). Se creía que la explotación de corales en Vanuatu tenía un impacto negativo muy limitado (Center for Ocean Solutions, 2009; Raubani, 2009), y el nivel de explotación no era considerado una amenaza (Amos, 2007). Sin embargo, la ausencia de seguimiento y administración estricta se pensó que representan posiblemente una amenaza para los corales, y se recomendó que el recurso sea salvaguardado inmediatamente (Amos, 2007). Se observó que la extracción de coral era motivo de preocupación, con la colección de recursos para el comercio para el uso en acuarios de potencial preocupación (Chin *et al.*, 2011).

Otra amenaza incluye el daño del arrecife de coral a través de los métodos de pesca destructivos (Amos, 2007), aunque estas prácticas eran consideradas poco comunes (Pakoa, 2007; Raubani, 2009). Se informó que la sedimentación y la eutrofización eran las principales preocupaciones en las zonas urbanas, además del cambio climático (Naviti y Aston, 2000). Noventa y dos por ciento de los arrecifes del país fueron evaluados como amenazados por actividades locales, con el 37 por ciento de los arrecifes en amenaza media, el 41 por ciento en amenaza alta y el 14 por ciento en amenaza muy alta; en general, se consideró que los riesgos para los arrecifes general están probablemente aumentando (Chin *et al.*, 2011).

**Comercio:** Se han recibido los informes anuales CITES de Vanuatu para todos los años 2002-2011. Vanuatu no ha publicado cuotas de exportación CITES para *E. cristata*. Según los datos en la Base de Datos de Comercio CITES, el comercio directo de *E. cristata* desde Vanuatu registrado únicamente en los años 2007-2009, y consistió de especímenes producidos en cautiverio y corales de origen silvestre comercializados con fines comerciales (Tabla 4). El principal país importador fue Estados Unidos. No se informó de ningún comercio indirecto de *E. cristata* procedente de Vanuatu 2002-2012.

**Tabla 4. Exportaciones directas de *Euphyllia cristata* desde Vanuatu, 2007-2009. Todo el comercio fue con fines comerciales. (No se ha recibido aún el informe anual de Vanuatu de 2012; no se declaró comercio en 2002-2006 o 2010-2012.)**

Término	Fuente	Declarado por	2007	2008	2009	Total
vivos	W	Importador	3	31	6	40
		Exportador	6			6
	C	Importador				
		Exportador	21	77		98
	F	Importador			7	7
		Exportador				
coral no trabajado	F	Importador				
		Exportador			12	12

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, UNEP-World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, Reino Unido

El comercio directo de *Euphyllia* desde Vanuatu registrado a nivel de género 2002-2012 consistió principalmente en corales vivos de origen silvestre, comerciados con fines comerciales en 2003; se registraron también pequeñas cantidades de corales producidos en cautiverio, no trabajados y vivos y muestras científicas de origen silvestre (Tabla 5). No se informó de ningún comercio indirecto de *Euphyllia* registrado a nivel de género procedente de Vanuatu 2002-2012.

**Tabla 5. Exportaciones directas de *Euphyllia* registradas a nivel de género desde Vanuatu, 2003-2010. (El informe anual de 2012 de Vanuatu no ha sido recibido aún; no se declaró comercio en 2002, 2004-2005 o 2011-2012.)**

Término	Fuente	Propósito	Declarado por	2003	2006	2007	2008	2009	2010	Total
vivos	W	T	Importador	44						44
			Exportador	240						240
	F	T	Importador					2		2
			Exportador							
	I	T	Importador				1			1
			Exportador							
corales no trabajados	F	T	Importador							
			Exportador						20	20
especímenes	W	S	Importador			1				1
			Exportador		1					1

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, UNEP-World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, Reino Unido

Se informó que los corales son colectados de forma limitada para el comercio del turismo local en el país (Amos, 2007).

**Gestión:** El Departamento de Pesquerías es responsable de la gestión y control de los recursos pesqueros en Vanuatu (Gobierno de Vanuatu, 2010). El Acta de Pesquerías No 55 (de 2005) prohíbe la explotación de corales dentro de las reservas marinas y el uso de explosivos o venenos para pescar (Vanuatu, 2005).

El Plan de Manejo Nacional de Comercio de especies Marinas para Acuarios de 2009 del Departamento de Pesquerías prohíbe la colección de corales silvestres de cualquier parque marino, Santuario o zona protegida por la comunidad, además de los lugares de buceo turístico y aun más prohíbe la exportación de corales vivos silvestres excepto ejemplares "cría", que claramente demuestren crecimiento alrededor de la base y proceden de fuentes conocidas (Vanuatu Department of Fisheries 2009). Kinch *et al.* (2011) informó que el Departamento de Pesquerías de Vanuatu impuso una veda en la explotación y exportación de corales silvestres desde principios de los noventa. La extracción de corales y rocas están sujetos a licencias y se limitan a la colección a mano careteando; los aparatos de respiración subacuática también están sujetos a licencias (Gobierno de Vanuatu, 2010).

Según Amos (2007), el Departamento de Pesquerías inició un Programa de Monitoreo de los Arrecifes de Coral en 1998. El seguimiento rutinario de la pesquería marina para el comercio para acuarios de debía realizarse en consonancia con el Plan Nacional de Vanuatu de Manejo de Comercio Marino para Acuarios (Vanuatu Department of Fisheries, 2009). El seguimiento de los arrecifes de coral fue señalado de ser esporádico y sujeto a una serie de desafíos (Chin *et al.*, 2011), la falta de financiación y capacidad principalmente (Whippy-Morris, 2009).

En 2009, se señaló que las Áreas Marinas Administradas Localmente cubría 58 km<sup>2</sup>, y 89 km<sup>2</sup> de áreas marinas establecieron no considerar zonas (Govan, 2009). Se estimó que al menos 80 aldeas estaban dirigiendo áreas marinas protegidas (Chin *et al.*, 2011); se informó que la efectividad de las AMP en el país varía (Raubani, 2008, 2009).

VIET NAM

**Distribución en el País evaluado: La presencia de *E. cristata* en Viet Nam fue confirmada por Veron (2000). Tuan *et al.* (2005) registraron la especie en Hon Mot en el Área Marina Protegida (AMP) Nha Trang Bay, provincia de Khanh Hoa (centro-sur de Viet Nam) y**

Latypov (2011) registró la especie en las islas Kondao (Con Dao), sudeste de Viet Nam. La Autoridad Administrativa CITES de Viet Nam señaló una amplia distribución, que va de norte al sur de Viet Nam, incluyendo las islas Bach Long Vi, Con Co, Hon Mun, Con Dao y Phu Quoc (AA CITES de Viet Nam, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

Aunque varias especies de *Euphyllia* spp. fueron registradas en la Isla de Hon Nai en la bahía de Cam Ranh (sur de Viet Nam), *E. cristata* no estaba presente (Latypov y Selin, 2012). *Euphyllia* spp. fueron registradas en Jiang Bo Reef (Latypov y Selin, 2008) y en las pendientes superiores de los arrecifes durante muestreos en las islas Tho Chau, Con Dao y Jue en sureste de Viet Nam (Latypov y Selin, 2011).

**Tendencias y estado de la población:** Se observó que *E. cristata* era rara en el área de la bahía de Nha Trang (Tuan *et al.*, 2005), aunque el género era considerado bastante común en el Jiang Bo Reef (Latypov y Selin, 2008). No se pudo localizar más información sobre las tendencias o el estado de la población.

El setenta por ciento de los arrecifes de Viet Nam ha sido considerado de estar en una condición 'buena', mientras que el 20 por ciento fueron descritos como "pobres" y uno por ciento como 'sanos' (Wilkinson, 2008). Sin embargo, se consideró muy limitado el conocimiento de la extensión, condición y composición de los arrecifes de coral en Viet Nam, (Tran *et al.*, 2012). Estudios locales indicaron que las comunidades de coral en las islas de Tho Chu, Con Dao y Thu en el Golfo de Siam y el sur de Viet Nam estaban en buenas condiciones; cubiertas de coral locales de entre el 10 y el 90 por ciento fueron registradas en 2010 (Latypov y Selin, 2011). Aunque que la cobertura de coral fue señalada de ser estable en algunas áreas, tales como el AMP de Con Dao, se encontró que han disminuido en un 40 por ciento en la Isla Bach Long Vi y se consideró que en conjunto está declinando el país (AA CITES de Viet Nam, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

**Amenazas:** La sobreexplotación, la pérdida de hábitat, la contaminación y los desastres naturales fueron identificados como las principales amenazas para los arrecifes de coral (AA CITES de Viet Nam, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013), así como el impacto de las prácticas destructivas de pesca (Tuan *et al.*, 2006).

**Comercio:** Se han recibido los informes anuales CITES de Viet Nam para todos los años 2002-2011. Viet Nam no ha publicado cuotas de exportación CITES para *E. cristata*. Según los datos en la Base de Datos de Comercio CITES, no se registró comercio directo de *E. cristata* desde Viet Nam entre 2002-2012. El comercio indirecto de *E. cristata* procedente de Viet Nam 2002-2012 consistió de dos corales vivos de origen silvestre re-exportados vía los Estados Unidos al Reino Unido de Gran Bretaña e Irlanda del Norte (en adelante referido como el Reino Unido) con fines comerciales en 2007 y registrados únicamente por el país importador.

El comercio de *Euphyllia* registrado a nivel de género procedente de Viet Nam 2002-2012 consistió de corales incautados/confiscados importados directamente desde Viet Nam por los Estados Unidos en 2006 (cinco corales vivos), 2008 (43 corales vivos y 32 corales no trabajados) y 2011 (dos corales vivos), y un coral no trabajado de origen silvestre, re-exportados vía Estados Unidos con fines comerciales en el año 2003.

**Gestión:** Varias actividades de seguimiento al ecosistema coralino han sido aplicadas localmente en Viet Nam (Tun, 2006); Sin embargo, se observó una falta de seguimiento y manejo nacional de esta especie (AA CITES de Viet Nam, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

La AA CITES de Viet Nam confirmó que la explotación y el comercio de corales pétreos silvestres había sido prohibida desde el año 2003, como se establece en la Ley de Pesquerías

de 2003; cualquier comercio tendría que cumplir con la normativas de CITES y vietnamita (AA CITES de Viet Nam, *in litt.* a UNEP-WCMC, 2013).

Se notificó que las medidas de protección habían mejorado el estado de los arrecifes en Hon Mun, Bach Long Vi y las islas Con Dao, así como en el arrecife de Noi (Latypov y Selin, 2012). En 2010, el desarrollo de 16 AMP fue aprobado por el gobierno (Decisión N° 742/QD-TTg), ocho de las cuales habían sido designadas oficialmente para el año 2013; el número de AMP planeó ser aumentado 20 para 2020 (Dirección de Pesquerías, 2013).

#### **D. Problemas identificados que no están relacionados con la implementación del Artículo IV parágrafos 2(a), 3 o 6 (a)**

Algún comercio fue registrado al nivel de género para especímenes vivos *Euphyllia*, lo cual no está de acuerdo con la Notificación CITES N° 2013/035 ni con Notificaciones previas acordadas.

No se han recibido los informes anuales CITES de Fiji de tres años (2003, 2011 and 2012).

#### **E. Referencias**

- Amos, M. J. 2007. *Vanuatu fishery resource profiles. IWP-Pacific Technical Report no. 49*. Apia, Samoa: SPREP.
- Atkinson, M., Kerrigan, B., Roelofs, A. y Smith, T. 2008. Non detriment finding for CITES-listed corals in the Queensland coral fishery. Case study 4 - Appendices. En: *NDF Workshop Case Studies, WG9-Aquatic Invertebrates*, Cancun, Mexico: International Expert Workshop on CITES Non-Detriment Finding.
- Autoridad Administrativa CITES de Viet Nam. 2013. Autoridad Administrativa CITES de Viet Nam , *in litt.* a UNEP-WCMC, 04-03-2013.
- Brainard, R. E., Birkeland, C., Eakin, C. M., McElhany, P., Miller, M. W., Patterson, M. y Piniak, G. A. 2011. *Status review report of 82 candidate coral species petitioned under the U.S. Endangered Species Act*. Honolulu, Hawaii: US Department of Commerce, NOAA Technical Memorandum NMFS-PIFSC-27.
- Bruckner, A. W. 2000. New threat to coral reefs: trade in coral organisms. *Issues in Science and Technology*, 17 (1), p.63–68.
- Center for Ocean Solutions. 2009. *Pacific Ocean synthesis - Scientific literature review of coastal and ocean threats, impacts, and solutions*. Stanford, CA, EEUU: The Woods Center for the Environment, Stanford University.
- Chin, A., Lison de Loma, T., Reytar, K., Planes, S., Gerhardt, K., Clua, E., Burke, L. y Wilkinson, C. 2011. *Status of coral reefs of the Pacific and outlook: 2011*. Washington D.C., EEUU: Global Coral Reef Monitoring Network.
- Chou, L. M., Tuan, V. S., Yeemin, T., Cabanban, Suharsono and Kessna, I. 2002. Status of southeast Asian coral reefs. En: Wilkinson, C. (ed.), *Status of Coral Reefs of the World 2002*, Townsville, Australia: Australian Institute of Marine Sciences, p.123–152.
- Comley, J. 2013. James Comley (Institute of Applied Science, University of the South Pacific) com. pers. a UNEP-WCMC, 15/03/2013.
- Departamento de Pesquerías de Vanuatu. 2009. *Vanuatu national marine aquarium trade management plan*. Port Vila, Vanuatu: SPC Headquarters.
- Dirección de Pesquerías. 2013. *Development of Viet Nam Marine Protected Area Network, status and challenges*. [En línea]. Disponible en: <http://www.fistenet.gov.vn/vietnam-fisheries/development-of-viet-nam-marine-protected-area-network-status-and-challenges> [Descargado: 14 de agosto, 2013].
- Fenner, D. 2006a. *Coral diversity survey: Mamanuca Islands and Coral Coast, Fiji, 2005*. Pago pago, American Samoa: University of South Pacific.
- Fenner, D. 2006b. *Reef corals of the Volivoli Beach area near Rakiraki, Veti Levu, Fiji*. Surrey, UK: Volivoli Beach Resort and Coral Cay Conservation.

- Govan, H. 2009. *Status and potential of locally-managed marine areas in the South Pacific: Meeting nature conservation and sustainable livelihood targets through wide-spread implementation of LMMAs*. Suva, Fiji: SPREP/WWF/WorldFish-Reefbase/CRISP.
- Government of Vanuatu. 2010. *Ministry of Agriculture*. [En línea]. Disponible en: <http://www.governmentofvanuatu.gov.vu/index.php/government/agriculture> [Descargado: 10 de agosto, 2013].
- Green, E. P. y Shirley, F. 1999. *The global trade in corals*. Cambridge, RU: WCMC Biodiversity Series No. 10.
- Kinch, J., Teitelbaum, A. y Pippard, H. 2011. Proceedings of the regional workshop on trade in corals and determining non-detrimental findings. En: *Proceedings of the regional workshop on trade in corals and determining non-detrimental findings (17-20 May 2010, Honiara, Solomon Islands)*, 2011, Noumea, New Caledonia: Secretariat of the Pacific Community.
- Koven, J. F. y Paulay, G. 1997. *Checklist of coral species, Great Astrolabe Reef, Fiji*. Suva, Fiji: USP Marine Studies Programme.
- Latypov, Y. Y. 2011. Scleractinian corals and reefs of Vietnam as a part of the Pacific reef ecosystem. *Open Journal of Marine Science*, 1, p.50–68.
- Latypov, Y. Y. y Selin, N. I. 2008. Coral communities of barrier reefs of Vietnam. *Russian Journal of Marine Biology*, 34 (3), p.143–150.
- Latypov, Y. Y. y Selin, N. I. 2011. Current status of coral reefs of islands in the Gulf of Siam and Southern Vietnam. *Russian Journal of Marine Biology*, 37 (4), p.255–262.
- Latypov, Y. Y. y Selin, N. I. 2012. The composition and structure of a protected coral reef in Cam Ranh Bay in the South China Sea. *Russian Journal of Marine Biology*, 38 (2), p.112–121.
- Lovell, E. 2009. *National management plan for the aquarium trade in Fiji. SPC/SPREP/CRISP Sub-regional workshop for the marine ornamental trade 2-5 December 2008*. Noumea, New Caledonia: Secretariat of the Pacific Community.
- Lovell, E. R. y McLardy, C. 2008. *Annotated checklist of the CITES-listed corals of Fiji with reference to Vanuatu, Tonga, Samoa and American Samoa*. JNCC Report No. 415. Peterborough, RU: Joint Nature Conservation Committee.
- Lovell, E. R. y Sykes, H. 2008. Rapid recovery from bleaching events - Fiji Coral Reef Monitoring Network Assessment of hard coral cover from 1999-2007. En: *11th International Coral Reef Symposium, Ft. Lauderdale, Florida, 7-11 July, 2008*, Suva, Fiji: University of the South Pacific, p.830–834.
- Lovell, E. R. y Whippy-Morris, C. 2008. *Live coral fishery for aquaria in Fiji: Sustainability and management*. Suva, Fiji: University of the South Pacific.
- Manoa, P. E. 2008. *Adaptation of Fiji's legislative framework for the trade in aquarium fish*. Noumea, New Caledonia: CRISP.
- Nair, V. 2003. *Fiji Islands marine ecoregion: An overview of outstanding biodiversity, threats, opportunities and key stakeholders for conservation*. Suva, Fiji: WWF Fiji Programme.
- Nand, Y. 2008. *Non-detrimental finding (NDF) study for coral export in Fiji*. Suva, Fiji: Department of Fisheries-Research.
- Naviti, W. y Aston, J. 2000. Status of coral reef and reef fish resources of Vanuatu. En: *Regional Symposium on Coral Reefs in the Pacific: Status and Monitoring; Resources and Management, 2000*, Noumea, New Caledonia: International Coral Reef Initiative.
- Obura, D. y Mangubhai, S. 2003. *Marine biological survey report of the Great Astrolabe Reef, Ono Kadavu, Fiji Barrier Reef Ecoregion, Fiji Islands*. Suva, Fiji: WWF South Pacific Programme.
- Pakoa, K. M. 2007. Vanuatu. En: Sulu, R. (ed.), *Status of coral reefs in the southwest Pacific: 2004*, Suva, Fiji: IPS Publications, University of the South Pacific.
- Parry-Jones, R. 2004. *Fiji's Non-Detriment-Finding Methodology for the extraction and trade in Marine Aquarium Species*. Report by TRAFFIC Oceania South Pacific Programme to the Government of Fiji. Informe no publicado.
- Rachello-Dolmen, P. G. y Cleary, D. F. R. 2007. Relating coral species traits to environmental conditions in the Jakarta Bay/Pulau Seribu reef system, Indonesia. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 73 (3-4), p.816–826.
- Raubani, J. J. 2008. *Fisheries department 2007 annual report*. Port Vila, Vanuatu: Vanuatu Fisheries Department.

- Raubani, J. J. 2009. *The status of coral reefs in Vanuatu 2007*. Port Vila, Vanuatu: Ministry of Agriculture, Quarantine, Forestry and Fisheries.
- Raymakers, C. 2003. *Monitoring of and quota setting for trade in live corals in Indonesia and Fiji*. Bruselas, Bélgica: TRAFFIC Europa.
- Roelofs, A. y Silcock, R. 2008. *A vulnerability assessment of coral taxa collected in the Queensland Coral Fishery*. Brisbane, Australia: Department of Primary Industries and Fisheries.
- Sykes, H. y Morris, C. 2009. Status of coral reefs in the Fiji Islands, 2007. En: Whippy-Morris, C. (ed.), *South-west Pacific status of coral reefs report 2007*, Noumea, New Caledonia: CRISP, p.1-52.
- Teh, L., Teh, L., Starkhouse, B. y Sumaila, U. R. 2007. *An overview of socio-economic and ecological perspectives of Fiji's inshore reef fisheries*. Vancouver, Canada: Fisheries Centre, University of British Columbia.
- Tran, V. D., Phinn, S. y Roelfsema, C. 2012. Coral reef mapping in Vietnam's coastal waters from high-spatial resolution satellite and field survey data. *Asian Journal of Geoinformatics*, 12 (2), p.1-12.
- Tuan, V. S., Ben, H. X., Long, N. Van and Hoang, P. K. 2006. Coral reefs of Vietnam: recent status and conservation perspectives. En: *Proceedings of the 10th International Coral Reef Symposium*, 2006, Nha Trang, Viet Nam: Institute of Oceanography, p.1045-1054.
- Tuan, V. S., Long, N. Van, Hoang, P. K., Ben, H. X., Tuyen, H. T., Hoa, N. X. y Vantier, L. De. 2005. *Biodiversity of the Nha Trang Bay MPA, Khanh Hoa, Viet Nam. Biodiversity report no. 12*. Hanoi, Viet Nam: Hon Mun Marine Protected Area Pilot Project.
- Tun, K. 2006. *Review of projects on coral reef management implemented by COBEA, through East Asian Seas Regional Coordinating Unit (EAS/CRU)*. Bangkok, Thailand: The Coordinating Body on the Seas of East Asia.
- Turak, E. 2006. Coral communities and reef health. En: Green, A., Lokani, P., Atu, W., Ramohia, P., Thomas, P. y Almany, J. (eds.), *Solomon Islands Marine Assessment. Technical Report of survey conducted May 13 - June 17, 2004*, Brisbane, Australia: The Nature Conservancy, p.64-109.
- Turak, E., Sheppard, C. y Wood, E. 2008. *Euphyllia cristata*. IUCN 2012. *IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2*. [En línea]. Disponible en: [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org) [Descargado: 15 de julio, 2013].
- Vanuatu. 2005. *Fisheries Act no. 55 of 2005*.
- Veron, J. E. N. 1990. Checklist of the hermatypic corals of Vanuatu. *Pacific Science*, 44 (1), p.51-70.
- Veron, J. E. N. 2000. *Corals of the world*. 3rd ed. Stafford-Smith, M. (ed.). Townsville, Australia: Australian Institute of Marine Science.
- Veron, J. E. N. y Turak, E. 2006. Coral diversity. En: Green, A., Lokani, P., Atu, W., Ramohia, P., Thomas, P. y Almany, J. (eds.), *Solomon Islands Marine Assessment. Technical Report of survey conducted May 13 - June 17, 2004*, Brisbane, Australia: The Nature Conservancy, p.35-63.
- Veron, J. E. N., DeVantier, L. Turak, E. y Stafford-Smith M. G. 2013. Draft distribution maps in *Coral Geographic*. In [www.coralsoftheworld.com](http://www.coralsoftheworld.com)
- Vuki, V., Naqasima, M. y Vave, R. 2000. *Status of Fiji's coral reefs*. Townsville, Australia: Global Coral Reef Monitoring Network.
- Wabnitz, C., Taylor, M., Green, E. y Razak, T. 2003. *From ocean to aquarium: The global trade in marine ornamental species*. Cambridge, RU: UNEP-WCMC.
- Wallace, C. 1999. *Staghorn corals of the world: A revision of the genus Acropora*. Collingwood, Australia: CSIRO Publishing.
- Whippy-Morris, C. 2009. *South-west Pacific status of coral reefs report 2007*. Noumea, New Caledonia: CRISP.
- Wilkinson, C. 2004. *Status of coral reefs of the world: 2004*. 1st ed. Townsville, Australia: Australian Institute of Marine Science.
- Wilkinson, C. 2008. *Status of coral reefs of the world: 2008*. Townsville, Australia: Global Coral Reef Monitoring Network and Reef and Rainforest Research Centre.

**Plerogyra simplex** Rehberg, 1892: Fiji, Islas Salomón

**Caryophylliidae**

**Selección para el Examen de Comercio Significativo**

En su 25ª reunión, el Comité de Fauna (CF) incluyó a *Plerogyra simplex* (todos los países de su rango de distribución) en el Examen de Comercio Significativo como una especie prioritaria, siguiendo las consideraciones del documento AC25 Doc 9.6 (Acta Resumida AC25). *P. simplex* fue identificada como una especie que cumplía el criterio de incremento agudo en el comercio en 2008, comparado con el promedio de los cinco años anteriores y presentó un umbral de volumen de comercio elevado para una especie amenazada o casi amenazada globalmente en 2009 (Anexo 2, AC25 Doc 9.6). Durante la 26ª reunión del CF, se había recibido respuesta de Indonesia, Japón, Malasia y los Estados Unidos de América (en lo sucesivo, Estados Unidos) (AC26 Doc. 12.3). Las Islas Cook, Fiji, Kiribati, Papua Nueva Guinea, Filipinas, Islas Salomón, Vanuatu y Viet Nam fueron retenidas en el Examen (Acta Resumida AC26). Después de la 26ª reunión del CF, las Islas Cook, Kiribati, Papua Nueva Guinea, Filipinas, Vanuatu y Viet Nam fueron removidos del proceso basándose en la ausencia de comercio en los últimos 10 años, de acuerdo y en consulta con el CF.

**A. Resumen**

**Resumen de las recomendaciones para *Plerogyra simplex*.**

<b>Resumen general</b>			
Generalizada, pero clasificada como Casi Amenazada en la Lista Roja de la UICN basándose en la disminución de la población y la pérdida de hábitat.			
<b>Estado del rango de distribución</b>	<b>del de</b>	<b>Categoría provisional</b>	<b>Resumen</b>
Fiji		Posible Preocupación	Niveles moderados de comercio internacional de corales de origen silvestre durante los años 2002-2012. Tres posibles excesos de cuotas fueron registrados en los años 2008, 2009 y 2010. La base del dictamen de extracción no perjudicial no está clara. Rara y distribuida irregularmente. Por lo tanto, clasificada como de Posible Preocupación.
Islas Salomón		Preocupación Menor	Prácticamente no hubo comercio internacional durante 2002-2012 y muy bajos niveles de comercio a nivel de género. El estado poblacional es desconocido, pero en general los arrecifes de coral están en buenas condiciones. La recolección de corales para el comercio para acuarios se consideró ser un motivo de preocupación en las Islas Salomón. Sobre la base de prácticamente ningún comercio, clasificada como Preocupación Menor.

**B. Generalidades de la especie**

**Biología:** *P. simplex*, es una especie zooxantelada [en simbiosis con algas microscópicas] (Veron, 2000), ahematípica [No es un principal contribuyente a la matriz de arrecife] (Atkinson et al., 2008b), se encuentra a poca profundidad, en ambientes arrecifales protegidos, especialmente en aguas turbias (Veron, 2000). Turak et al. (2008) informaron que se encuentra a 3-30 m de profundidad y que fue encontrada en las pendientes del arrecife, particularmente desde el medio hasta las partes bajas. Atkinson et al. (2008a) consideraron a las especies de *Plerogyra* como especialistas de hábitat, sin embargo Borneman (2002)



informó que, en Indonesia, las especies *Plerogyra* se encontraban en la mayoría de los hábitats, aunque principalmente en bordes y pendientes con parches de arrecifes.

La edad de madurez sexual fue inferida de ser de 3-8 años (Turak *et al.*, 2008), basándose en estimaciones de la mayoría de los arrecifes estructurales (Wallace, 1999). El promedio generacional fue asumido de ser 10 años (Turak *et al.*, 2008).

**Distribución general y estado:** El rango de distribución de *P. simplex* (Figura 18) incluye el Indo Pacífico Occidental, el sudeste asiático, Japón y el mar de China oriental y el oceánico Pacífico occidental (Turak *et al.*, 2008).



**Figura 18. Distribución global de *Plerogyra simplex*. Clave: 0: no registrada, 1: registro confirmado, 2: registro probable o previsto.** (Fuente: Veron *et al.*, 2013).

Veron (2000) consideró a *P. simplex* como infrecuente, aunque Turak *et al.* (2008) informaron esta generalizada y moderadamente común en todo su rango de distribución.

Aunque las tendencias de las poblaciones específicas son desconocidas, se infirieron reducciones deducidas por la disminución de la calidad del hábitat; esta especie fue, sin embargo, señalada de ser resiliente a algunas amenazas y puede sobrevivir en arrecifes que estén en una etapa crítica de degradación (Wilkinson, 2004). Se ha observado que *P. simplex* es más resistente a la pérdida del hábitat y degradación del arrecife debido a un asumido gran tamaño de población efectiva (Turak *et al.*, 2008). La UICN clasifica a la especie como Casi Amenazada, basándose en la pérdida de hábitat estimada y en la reducción de la población inferida del 19 por ciento en tres generaciones (30 años) y a la susceptibilidad moderada de la especie a un número de amenazas (Turak *et al.*, 2008). Se consideró importante la re-evaluación en 10 años debido a las amenazas pronosticadas del cambio climático y la acidificación del océano (Turak *et al.*, 2008).

Se espera que exista más información disponible sobre el estado de conservación de los corales en el futuro en <http://www.coralsoftheworld.com/>

**Amenazas:** *P. simplex* ha sido considerada fuertemente explotada para el comercio de uso en acuarios (Turak *et al.*, 2008). Green y Shirley (1999) señalaron que los corales del género *Plerogyra* spp. eran pólipos grandes y coloridos, haciéndolos atractivos en el comercio para el uso en acuarios vivos

Entre las amenazas no-extractivas señaladas a las especies de corales se han incluido el cambio climático conllevando al aumento de las temperaturas del mar y al blanqueamiento de los corales (expulsión de las algas simbióticas inducida por el estrés) y enfermedades de los corales, así como el aumento de la severidad de los eventos del Fenómeno del Niño ENSO (El Niño Southern Oscillation), las tormentas y la acidificación del océano (Turak *et al.*, 2008). Sin embargo, Roelofs y Silcock (2008) consideraron que las *Plerogyra* spp. tiene baja susceptibilidad al blanqueamiento de coral.

Eventos localizados adicionales que podrían amenazar a las comunidades arrecifales incluyen la contaminación, las especies invasoras cambiando la dinámica de las especies nativas, así como actividades de desarrollo humano; sin embargo, la gravedad de estas amenazas combinadas a la población global de *P. simplex* se desconoce (Turak *et al.*, 2008).

**Generalidades del comercio y la gestión:** *P. simplex* fue enlistada en el Apéndice II de CITES el 18/01/1990. La Unión Europea suspendió el comercio de *P. simplex* de origen silvestre desde Indonesia en 1999; esta suspensión permanece vigente bajo Reglamento de la Comisión (CE) N° 578/2013 del 17 de junio de 2013 al momento de la escritura (septiembre de 2013). La Unión Europea suspendió temporalmente las importaciones desde Fiji entre los años 2003-2009.

La Notificación CITES No. 2013/035 proporciona una lista de géneros de corales pétreos para cuya identificación al género nivel es aceptable con el fin de implementar las Resoluciones de la Conf. 11.17 (Rev. CoP16) y Conf. 12.3 (Rev. CoP16). Esto incluye el género *Plerogyra* (aplicable a los corales muertos solamente). La notificación indica que estos taxones sin embargo deben ser identificados a nivel de especie donde sea factible. Las cuentas de comercio descritas abajo, por tanto, incluyen un resumen del comercio registrado a nivel de género.

### C. Examen por País:

#### Fiji

**Distribución en el País evaluado:** La presencia de *P. simplex* en Fiji fue confirmada por Veron (2000). Fue registrada en Volivoli (Mani) en el norte de la Isla principal de Fiji, Viti Levu (Fenner, 2006b) y en el gran arrecife de Astrolabio (100 km al sur de Viti Levu) (Obura y Mangubhai, 2003). *P. simplex* no se registró en las Islas Mamanuca en el oeste de Fiji o en la costa de Coral en el sur (Fenner, 2006a).

**Tendencias y estado de la población:** La especie ha sido considerada de ser bastante común en el país (J. Comley, com. pers. a UNEP-WCMC, 2013), pero fue registrada como 'rara' en Volivoli (norte de Viti Levu) en cada uno de los sitios muestreados (Fenner, 2006b). Según Nand (2008), las especies *Plerogyra* mostraron un patrón de distribución irregular en los sitios muestreados en el Acuario de Peces Fiji (AFF) (cubriendo Beqa, Yanunca, Navua, Pacific Harbour y Serua, todos al sur de Viti Levu) con una cobertura de coral total estimada en 291 713 m<sup>2</sup> (Nand, 2008). De los 29 taxones de corales incluidos en CITES encontrados durante los muestreos (la mayoría solamente identificadas a nivel de género), las especies de *Plerogyra* estaban entre las menos comunes en las dos áreas principales de la colección (WSI y AFF) en Fiji (Nand, 2008). Sin embargo, se observó que las áreas de colección tenían una alta diversidad y abundancia coralina en comparación a otras áreas (Nand, 2008).

Chin *et al.* (2011) indicaron que los arrecifes de Fiji tenían una cobertura de coral promedio del 45 por ciento (rango 8-60 por ciento) que había permanecido sin cambios desde un informe de estado anterior (Wilkinson, 2008). Los datos del monitoreo desde 1999 sugirieron que los arrecifes fijianos estaban en buenas condiciones, con fuerte resistencia y potencial de recuperación después de eventos blanqueamiento de corales (tales como en 2000 y 2002), así como brotes de la estrella de mar corona de espinas [*Acanthaster planci*] y los ciclones (Lovell y Sykes, 2008; Sykes y Morris, 2009). El rápido crecimiento coralino en muchas áreas tras los disturbios sugirió un estado estable del arrecife, con poca evidencia de estrés generalizado y prolongado, daño o pérdida de la cobertura de coral en arrecifes muestreados (Chin *et al.*, 2011).

**Amenazas:** La colección de recursos coralinos para el comercio en el uso de acuarios ha sido considerada de ser motivo de preocupación potencial (Chin *et al.*, 2011) y plantea un riesgo moderado (Center for Ocean Solutions, 2009). Teh *et al.* (2007) indicaron que el comercio internacional de los recursos del arrecife coralino de Fiji, como los corales, probablemente estaba exacerbando la explotación de un ecosistema arrecifal ya estresado. Sin embargo, los efectos del comercio sobre esta especie, no fueron considerados muy preocupantes (J. Comley, com. pers. a UNEP-WCMC, 2013).

En la sección de Amenazas de *Catalaphyllia jardinei* se encuentra disponible información adicional sobre las amenazas a los corales de Fiji.

**Comercio:** Se han recibido los informes anuales CITES de Fiji de todos los años desde 2002 en adelante excepto 2003, 2011 y 2012. Fiji publicó una cuota de exportación CITES para piezas vivas o muertas de origen silvestre de *P. simplex* cada año a partir de 2003, con excepción del 2006 (Tabla 1). Según los datos en la Base de Datos de Comercio CITES, el comercio se mantuvo dentro de la cuota de exportación todos los años, según los datos registrados por los países importadores; sin embargo, según los datos registrados por Fiji, las cuotas de exportación de 2008, 2009 y 2010 fueron aparentemente superadas. Fiji no especificó si sus informes anuales 2008-2010 fueron armados con base al comercio real o a los permisos expedidos.

**Tabla 1. Cuotas de exportación CITES para piezas vivas o muertas de origen silvestre de *Plerogyra simplex* desde Fiji y exportaciones directas globales (excluido el comercio informado en peso), según lo registraron los países importadores y exportadores, 2003-2013. (No se publicaron cuotas en 2002 o 2006; No se han recibido los informes anuales de Fiji para los años 2003 o 2011; los datos de comercio del 2012 y 2013 aún no están disponibles.)**

	Declarado por	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
Cuota (vivo y no trabajado)		1200	1200	2400	-	2400	1800	1800	2000	2000	2000	2000
Coral vivo	Importador					803	1176	1265	1545	1685		
	Exportador			40	128	614	3360	2920	3757			
Coral no trabajado	Importador								105	70		
	Exportador											
<b>Subtotales (corales vivos y no trabajados)</b>	Importador					803	1176	1265	1650	1755		
	Exportador			40	128	614	3360	2920	3757			

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, UNEP-World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, Reino Unido

Además el comercio incluido en la Tabla 1, los países importadores registran la importación de 50 kg de corales no trabajados de origen silvestre, en 2011 y la incautación/confiscación de corales vivos en 2009 (seis corales) y 2010 (un coral). Todo el comercio directo fue con fines comerciales; el principal país importador fue Estados Unidos. El Comercio indirecto en *P. simplex*, procedentes de Fiji 2002-2012 consistió en pequeñas cantidades de corales vivos de origen silvestre comercializados con fines comerciales entre los años 2008 y 2011.

El comercio directas desde Fiji en *Plerogyra* registrado a nivel de género 2002-2012 consistió principalmente de corales vivos de origen silvestre, comercializados con fines comerciales, con notables cantidades reportadas en 2002-2004 y cantidades relativamente pequeñas en años subsecuentes (Tabla 2). El principal país importador fue Estados Unidos. El comercio indirecto de *Plerogyra* registrado a nivel de género procedente de Fiji consistió principalmente también de corales vivos de origen silvestre, comercializados con fines comerciales; no se registró de ningún comercio indirecto a partir de 2008.

**Tabla 2. Exportaciones directas de *Plerogyra* registradas a nivel de género desde Fiji, 2002-2010. (No hay comercio registrado en 2008-2009 o 2011-2012; no se han recibido los informes anuales de Fiji para los años 2003, 2011 o 2012.)**

Término	Unidades	Fuente	Propósito	Declarado por	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2010	Total
Vivo	-	W	T	Importador	1741	716	78	34	85	50		2704
				Exportador	1168		4695	4				5867
	kg	W	T	Importador							40	40
				Exportador								
Coral no trabajado	-	W	E	Importador	18							18
				Exportador								

Término	Unidades	Fuente	Propósito	Declarado por	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2010	Total
				Exportador	2							2
		I	P	Importador	1							1
				Exportador								

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, UNEP-World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, Reino Unido

**Gestión:** La información sobre la gestión relativa a los corales en Fiji está disponible en la sección de gestión de *Catalaphyllia jardinei*.

Según un estudio del Departamento de pesca sobre dictámenes de extracción no perjudicial de los corales en Fiji, un promedio de 258.9 de *Plerogyra* spp. [corales vivos presumiblemente] fueron recolectados para exportar anualmente, lo cual fue divulgado de representar el 1.21 por ciento de la población silvestre, calculado en aproximadamente 21375 corales vivos en los sitios de recolección (Nand, 2008).

*La proporción de explotación sostenible de las especies de coral en áreas de explotación fue calculada en el rango del 0 al 3 por ciento, dependiendo de las características de las especies, abundancia y tamaño del sitio (Parry-Jones, 2004).*

#### ISLAS SALOMÓN

**Distribución en el País evaluado:** La presencia de *P. simplex* en las Islas Salomón fue confirmada por Verón (2000) y Veron y Turak (2006). Fue registrada en 59 de 113 sitios muestreados en las nueve islas principales de la cadena de islas principal de las Islas Salomón (Turak, 2006).

**Tendencias y estado de la población:** No se identificaron estimaciones ni tendencias de población para *P. simplex* en las Islas Salomón. *P. simplex* no fue considerada abundante en ninguno de los sitios muestreados en las nueve islas principales en 2004 (Turak, 2006).

Los datos de monitoreo disponibles para evaluar el estado de los arrecifes de coral en las Islas Salomón son limitados aunque la alta cobertura de coral en la Provincia Occidental y el estado general de salud indicaron que el estado puede ser estable y los corales potencialmente muy resistentes (Chin *et al.*, 2011). El área de arrecife de coral de las Islas Salomón fue estimada en 5750 km<sup>2</sup>, con una cobertura de coral promedio de 30 por ciento (Wilkinson, 2008) y las comunidades de arrecifes de coral fueron indicadas de encontrarse en general en buen estado (Turak, 2006).

**Amenazas:** La información sobre amenazas a los corales en las Islas Salomón está disponible en la sección Amenazas de *Euphyllia cristata*.

**Comercio:** Las Islas Salomón se hicieron Partes de la CITES en 2007; se han recibido los informes anuales CITES para los años 2008-2010. Las Islas Salomón no ha publicado cuotas de exportación CITES para *P. simplex*. Según los datos en la Base de Datos de Comercio CITES, el comercio directo desde las Islas de Salomón durante 2002-2012 de *P. simplex* consistió de 30 corales vivos, de origen silvestres importados con fines comerciales por Alemania en el año 2002, informado sólo por Alemania. Las Islas Salomón no han declarado ningún comercio directo en esta especie. No se registró comercio indirecto de *P. simplex*, procedentes de las Islas Salomón durante 2002-2012.

El comercio directo de *Plerogyra* desde las Islas Salomón registrado a nivel de género 2002-2012 consistió principalmente de corales vivos de origen silvestre, comercializados con fines comerciales (Tabla 3); el principal país importador fue Estados Unidos. El comercio indirecto registrado de *Plerogyra* a nivel de género procedente de las Islas Salomón durante 2002-2012 consistió de un número pequeño de corales vivos y no trabajados de origen silvestre comercializadas con fines comerciales en 2002.

**Tabla 3. Exportaciones directas de *Plerogyra* registradas a nivel de género desde las Islas Salomón, 2002-2011. Todo el comercio fue con fines comerciales. (No se registró comercio en 2004, 2011 o 2012; las Islas Salomón son Parte de CITES desde 2007 y han presentado todos los informes anuales de los años 2008-2010.)**

Término	Fuente	Declarado por	2002	2003	2005	2006	2007	2008	2009	2010	Total
vivos	W	Importador	213	207	9	72	23	170			694
		Exportador							40	47	87
	I	Importador								1	1
		Exportador									
coral no trabajado	W	Importador	200								200
		Exportador									

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, UNEP-World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, Reino Unido

**Gestión:** *P. simplex* parece no estar específicamente protegida por ley de las Islas Salomón.

La información sobre la gestión relativa a los corales en las Islas Salomón está disponible en la sección de Gestión *Euphyllia cristata*.

#### **D. Problemas identificados que no están relacionados con la implementación del Artículo IV parágrafos 2(a), 3 o 6 (a)**

Algún comercio fue divulgado a nivel de género para especímenes vivos *Plerogyra*, que no está en acuerdo con la notificación CITES N° 2013/035 y anteriores según las notificaciones.

No se han recibido los informes anuales CITES de Fiji de tres años (2003, 2011 y 2012).

#### **E. Referencias**

- Albert, J. A., Trinidad, A., Boso, D. y Schwarz, A. J. 2012. *Coral reef economic value and incentives for coral farming in Solomon Islands*. Penang, Malaysia: CGIAR Research Program on Aquatic Agricultural Systems.
- Atkinson, M., Kerrigan, B., Roelofs, A. y Smith, T. 2008a. Non detriment finding for CITES-listed corals in the Queensland coral fishery. Case study 4. En: *NDF Workshop Case Studies, WG9-Aquatic Invertebrates*, Cancun, Mexico: International Expert Workshop on CITES Non-Detriment Finding.
- Atkinson, M., Kerrigan, B., Roelofs, A. y Smith, T. 2008b. Non detriment finding for CITES-listed corals in the Queensland coral fishery. Case study 4 - Appendices. En: *NDF Workshop Case Studies, WG9-Aquatic Invertebrates*, Cancun, Mexico: International Expert Workshop on CITES Non-Detriment Finding.
- Borneman, E. H. 2002. Do you know where your corals are coming from? Ecological information for aquarists from coral collection areas in Indonesia. *Advanced Aquarist*, 1 (3).
- Burke, L., Reynter, K., Spalding, M. y Perry, A. 2011. *Reefs at risk revisited*. Washington D.C., EEUU: World Resources Institute.
- Center for Ocean Solutions. 2009. *Pacific Ocean synthesis - Scientific literature review of coastal and ocean threats, impacts, and solutions*. Stanford, CA, EEUU: The Woods Center for the Environment, Stanford University.
- Chin, A., Lison de Loma, T., Reynter, K., Planes, S., Gerhardt, K., Clua, E., Burke, L. y Wilkinson, C. 2011. *Status of coral reefs of the Pacific and outlook: 2011*. Washington D.C., EEUU: Global Coral Reef Monitoring Network.
- Comley, J. 2013. James Comley (Institute of Applied Science, University of the South Pacific) com. pers. a UNEP-WCMC, 15/03/2013.
- Fenner, D. 2006a. *Coral diversity survey: Mamanuca Islands and Coral Coast, Fiji, 2005*. Pago pago, American Samoa: University of South Pacific.
- Fenner, D. 2006b. *Reef corals of the Volivoli Beach area near Rakiraki, Veti Levu, Fiji*. Surrey, UK: Volivoli Beach Resort and Coral Cay Conservation.

- Govan, H. 2009. *Status and potential of locally-managed marine areas in the South Pacific: Meeting nature conservation and sustainable livelihood targets through wide-spread implementation of LMMAs*. Suva, Fiji: SPREP/WWF/WorldFish-Reefbase/CRISP.
- Green, A., Lokani, P., Atu, W., Thomas, P., Almany, J. y Ramohia, P. 2006. *Solomon Islands marine assessment. Technical report of survey conducted May 13-June 17, 2004*. Brisbane, Australia: The Nature Conservancy.
- Green, E. P. y Shirley, F. 1999. *The global trade in corals*. Cambridge, RU: WCMC Biodiversity Series No. 10.
- Islas Salomón. 1998a. *Fisheries Act 1998*.
- Islas Salomón. 1998b. *Wildlife Protection and Management Act 1998 (No. 10 of 1998)*.
- Kere, N. 2008. *Solomon Islands (western province) coral reef monitoring report for 2006-2007*. Honiara, Islas Salomón: WWF Solomon Islands Country Programme.
- Kinch, J. 2004. *The marine aquarium trade in the Solomon Islands*. Suva, Fiji: Marine Aquarium Council.
- Kinch, J., Teitelbaum, A. y Pippard, H. 2011. Proceedings of the regional workshop on trade in corals and determining non-detrimental findings. En: *Proceedings of the regional workshop on trade in corals and determining non-detrimental findings (17-20 May 2010, Honiara, Solomon Islands)*, 2011, Noumea, New Caledonia: Secretariat of the Pacific Community.
- Lal, P. y Kinch, J. 2005. *Financial assessment of the marine trade of corals in Solomon Islands*. Suva, Fiji: Foundation of the Peoples of the South Pacific International.
- Lovell, E. 2009. *National management plan for the aquarium trade in Fiji. SPC/SPREP/CRISP Sub-regional workshop for the marine ornamental trade 2-5 December 2008*. Noumea, New Caledonia: Secretariat of the Pacific Community.
- Lovell, E. R. y McLardy, C. 2008. *Annotated checklist of the CITES-listed corals of Fiji with reference to Vanuatu, Tonga, Samoa and American Samoa. JNCC Report No. 415*. Peterborough, RU: Joint Nature Conservation Committee.
- Lovell, E. R. y Sykes, H. 2008. Rapid recovery from bleaching events - Fiji Coral Reef Monitoring Network Assessment of hard coral cover from 1999-2007. En: *11th International Coral Reef Symposium, Ft. Lauderdale, Florida, 7-11 July, 2008*, Suva, Fiji: University of the South Pacific, p.830-834.
- Lovell, E. R. y Whippy-Morris, C. 2008. *Live coral fishery for aquaria in Fiji: Sustainability and management*. Suva, Fiji: University of the South Pacific.
- Manoa, P. E. 2008. *Adaptation of Fiji's legislative framework for the trade in aquarium fish*. Noumea, New Caledonia: CRISP.
- MECM/MFMR. 2010. *Solomon Islands coral triangle initiative: National Plan of Action*. Honiara, Islas Salomón: SIG.
- Nair, V. 2003. *Fiji Islands marine ecoregion: An overview of outstanding biodiversity, threats, opportunities and key stakeholders for conservation*. Suva, Fiji: WWF Fiji Programme.
- Nand, Y. 2008. *Non-detrimental finding (NDF) study for coral export in Fiji*. Suva, Fiji: Department of Fisheries-Research.
- Obura, D. y Mangubhai, S. 2003. *Marine biological survey report of the Great Astrolabe Reef, Ono Kadavu, Fiji Barrier Reef Ecoregion, Fiji Islands*. Suva, Fiji: WWF South Pacific Programme.
- Pacific Horizon Consultancy Group. 2008. *Solomon Islands state of environment report 2008*. Honiara, Solomon Islands: Ministry of Environment, Conservation and Meteorology.
- Parry-Jones, R. 2004. *Fiji's Non-Detriment-Finding Methodology for the extraction and trade in Marine Aquarium Species*. Report by the TRAFFIC Oceania South Pacific Programme to the Government of Fiji. Informe no publicado.
- Ramhoia, P. C. 2005. *A brief country report: Status of trade in stony corals in the Solomon Islands*. NOAA Technical Memorandum. Washington D.C., EEUU: National Oceanic and Atmospheric Administration.
- Raymakers, C. 2003. *Monitoring of and quota setting for trade in live corals in Indonesia and Fiji*. Bruselas, Bélgica: TRAFFIC Europe.
- Roelofs, A. y Silcock, R. 2008. *A vulnerability assessment of coral taxa collected in the Queensland Coral Fishery*. Brisbane, Australia: Department of Primary Industries and Fisheries.
- Spalding, M. D., Ravilious, C. y Green, E. P. 2001. *World atlas of coral reefs*. Berkeley, EEUU: University of California Press.

- Sulu, R., Hay, C., Ramohia, P. y Lam, M. 2000. *The coral reefs of Solomon Islands*. Wilkinson, C. (ed.). Townsville, Australia: Australian Institute of Marine Science.
- Sykes, H. y Morris, C. 2009. Status of coral reefs in the Fiji Islands, 2007. En: Whippy-Morris, C. (ed.), *South-west Pacific status of coral reefs report 2007*, Noumea, New Caledonia: CRISP, p.1-52.
- Teh, L., Teh, L., Starkhouse, B. y Sumaila, U. R. 2007. *An overview of socio-economic and ecological perspectives of Fiji's inshore reef fisheries*. Vancouver, Canada: Fisheries Centre, University of British Columbia.
- Trinidad, A., Albert, J. y Boso, D. 2012. *Aquarium and curio coral trade in the Solomon Islands: Global, national and community perspectives*. Honiara, Solomon Islands: The World Fish Center.
- Turak, E. 2006. Coral communities and reef health. En: Green, A., Lokani, P., Atu, W., Ramohia, P., Thomas, P. y Almany, J. (eds.), *Solomon Islands Marine Assessment. Technical Report of survey conducted May 13 - June 17, 2004*, Brisbane, Australia: The Nature Conservancy, p.64-109.
- Turak, E., Sheppard, C. y Wood, E. 2008. *Plerogyra simplex*. IUCN 2012. *IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2*. [En línea]. Disponible en: [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org) [Descargado: 16 de mayo, 2013].
- Veron, J. E. N. 2000. *Corals of the world*. 3rd ed. Stafford-Smith, M. (ed.). Townsville, Australia: Australian Institute of Marine Science.
- Veron, J. E. N. y Turak, E. 2006. Coral diversity. En: Green, A., Lokani, P., Atu, W., Ramohia, P., Thomas, P. y Almany, J. (eds.), *Solomon Islands Marine Assessment. Technical Report of survey conducted May 13 - June 17, 2004*, Brisbane, Australia: The Nature Conservancy, p.35-63.
- Veron, J. E. N., DeVantier, L. Turak, E. y Stafford-Smith M. G. 2013. Draft distribution maps in *Coral Geographic*. In [www.coralsoftheworld.com](http://www.coralsoftheworld.com)
- Vuki, V., Naqasima, M. y Vave, R. 2000. *Status of Fiji's coral reefs*. Townsville, Australia: Global Coral Reef Monitoring Network.
- Wallace, C. 1999. *Staghorn corals of the world: A revision of the genus Acropora*. Collingwood, Australia: CSIRO Publishing.
- Wilkinson, C. 2004. *Status of coral reefs of the world: 2004*. 1st ed. Townsville, Australia: Australian Institute of Marine Science.
- Wilkinson, C. 2008. *Status of coral reefs of the world: 2008*. Townsville, Australia: Global Coral Reef Monitoring Network and Reef and Rainforest Research Centre.

**Plerogyra sinuosa (Dana, 1846): Fiji, Islas Marshall, Palaos, Singapur, Islas Salomón, Vanuatu**

Caryophylliidae, Coral Vejiga

**Selección para el Examen de Comercio Significativo**

En su 25ª reunión, el Comité de Fauna (CF) incluyó a *Plerogyra sinuosa* (todos los países de su rango de distribución) en el Examen de Comercio Significativo como una especie prioritaria, siguiendo las consideraciones del documento AC25 Doc 9.6 (Acta Resumida AC25). *P. sinuosa* fue identificada como una especie que presentó un umbral de volumen de comercio elevado para una especie amenazada o casi amenazada globalmente en 2008 y 2009 (Anexo 2, AC25 Doc 9.6). Durante la 26ª reunión del CF, se había recibido respuesta de Australia, La república Popular de China (en lo sucesivo, China), Indonesia, Japón, Malasia, el Reino Unido de Gran Bretaña e Irlanda del Norte (en lo sucesivo, el Reino Unido), República Unida de Tanzania (en adelante referida como Tanzania) y los Estados Unidos de América (en lo sucesivo, Estados Unidos) (AC26 Doc 12,3). Djibouti, Egipto, Fiji, India, Israel, Kenia, Kiribati, Maldivas, Islas Marshall, Islas Mauricio, Palaos, Papua Nueva Guinea, Filipinas, Arabia Saudita, Singapur, Islas Salomón, Sudán, Vanuatu y Viet Nam fueron retenidos en el proceso (Acta Resumida AC26). Después de la 26ª reunión del CF, Djibouti, Egipto, India, Israel, Kenia, Kiribati, Maldivas, Mauricio, Papua Nueva Guinea, Filipinas, Arabia Saudita, Sudán y Viet Nam fueron removidos del proceso basándose en la ausencia de comercio en los últimos 10 años, de acuerdo y en consulta con el CF.

**A. Resumen**

**Resumen de las recomendaciones para *Plerogyra sinuosa*.**

<b>Resumen general</b>		
		Ampliamente distribuida, pero clasificada como Casi Amenazada en la Lista Roja de la UICN basándose en la disminución de la población y la pérdida de hábitat.
<b>Estado del rango de distribución</b>	<b>Categoría provisional</b>	<b>Resumen</b>
Fiji	Posible Preocupación	Niveles moderados de comercio internacional durante los años 2002-2012 de corales de origen silvestre. Posibles excesos de cuotas registrados todos los años que se publicaron cuotas. La base del dictamen de extracción no perjudicial no está clara. Rara y distribuida irregularmente. Por lo tanto, clasificada como de Posible Preocupación.
Islas Marshall	Preocupación Menor	Prácticamente no hubo comercio registrado 2002-2012. Ampliamente distribuida pero el estado de la población es desconocido. Los arrecifes de coral se consideran casi prístinos. Sobre la base de prácticamente ningún comercio, clasificada como Preocupación Menor.
Palaos	Preocupación Menor	Prácticamente no hubo comercio registrado 2002-2012. Estado de la población desconocido, pero la cobertura de coral a largo plazo parece ser estable. Se prohíbe la exportación de corales duros. Sobre la base de prácticamente ningún comercio, clasificada como Preocupación Menor.
Singapur	Preocupación Menor	Prácticamente no se registró comercio internacional durante 2002-2012. Estado de la población desconocido; las poblaciones de coral han disminuido considerablemente debido a la extensa pérdida de arrecifes. Sobre la base de prácticamente ningún comercio, clasificada como Preocupación Menor.
Islas Salomón	Posible Preocupación	Niveles moderados de comercio internacional de corales de origen silvestre registrados durante 2002-2012 y niveles relativamente bajos a nivel de género. El estado poblacional es desconocido, pero en general los arrecifes de coral están en



		buenas condiciones nacionalmente. La explotación de corales para el comercio para acuarios ha sido considerada de preocupación a nivel nacional y la base del dictamen de extracción no perjudicial no está clara. Por lo tanto, ha sido clasificada como de Posible Preocupación.
Vanuatu	Preocupación Menor	Prácticamente no hubo comercio internacional a nivel de especie y se registraron niveles bajos a nivel de género, sin ningún comercio registrado desde el 2003. Poco común en Vanuatu, pero se considera que la cobertura de corales en general es buena. Sobre la base de prácticamente ningún comercio, clasificada como de Preocupación Menor.

## B. Generalidades de la especie

**Biología:** *P. sinuosa*, una especie zooxantelada [en simbiosis con algas microscópicas] (Veron, 2000), ahermatípica [No es un principal contribuyente a la matriz de arrecife] (Atkinson et al., 2008b), ha sido indicada de ocurrir en ambientes arrecifales protegidos, especialmente en aguas turbias (Veron, 2000). Turak et al. (2008) informaron que *P. sinuosa* se encuentra a 3-35 m de profundidad, a excepción de ambientes de mucha energía. Atkinson et al. (2008a) consideraron a las especies de *Plerogyra* como especialistas de hábitat, sin embargo Borneman (2002) informó que, en Indonesia, las especies *Plerogyra* se encontraban en la mayoría de los hábitats, aunque principalmente en bordes y pendientes con parches de arrecifes.

La edad de madurez sexual fue inferida de ser de 3-8 años (Turak et al., 2008), basándose en estimaciones de la mayoría de los arrecifes estructurales (Wallace, 1999). El promedio generacional fue asumido de ser 10 años (Turak et al., 2008).

**Distribución general y estado:** El rango de distribución de *P. sinuosa* (Figura 19) incluye el Indo Pacífico Occidental, donde se ha encontrado en el Mar Rojo y el Golfo de Adén, el sudoeste y norte del océano Índico, el Indo-Pacífico central, Australia, el sudeste asiático, Japón y el mar de China oriental, el Pacífico occidental y Pacífico central (Turak et al., 2008).



Figura 19. Distribución global de *Plerogyra sinuosa*. Clave: 0: no registrada, 1: registro confirmado, 2: registro probable o previsto. (Fuente: Veron et al., 2013).

Veron (2000) consideró a *P. sinuosa* usualmente poco común, mientras que Turak et al. (2008) informaron que es común en todo su rango de distribución.

Aunque las tendencias de las poblaciones específicas son desconocidas, se infirieron reducciones deducidas por la disminución de la calidad del hábitat; esta especie fue, sin embargo, señalada de ser resiliente a algunas amenazas y puede sobrevivir en arrecifes que estén en una etapa crítica de degradación (Wilkinson, 2004). Se ha observado que la especie es más resistente a la pérdida del hábitat y degradación del arrecife debido a un asumido gran tamaño de población efectiva (Turak et al., 2008). La UICN clasifica a la especie como

Casi Amenazada, basándose en la pérdida de hábitat estimada y en la reducción de la población inferida del 20 por ciento en tres generaciones (30 años) y a la susceptibilidad moderada de la especie a un número de amenazas (Turak *et al.*, 2008). Se consideró importante la re-evaluación en 10 años debido a las amenazas pronosticadas del cambio climático y la acidificación del océano (Turak *et al.*, 2008).

Se espera que exista más información disponible sobre el estado de conservación de los corales en el futuro en <http://www.coralsoftheworld.com/>

**Amenazas:** La reducción extensiva del hábitat de arrecife de coral fue considerada la mayor amenaza para *P. sinuosa*, pero también fue indicada de ser enormemente explotada para el comercio para acuarios (Turak *et al.*, 2008). Green and Shirley (1999) señalaron que los corales del género *Plerogyra* spp. eran pólipos grandes y coloridos, haciéndolos atractivos en el comercio para el uso en acuarios vivos.

En general entre las amenazas no-extractivas identificadas a las especies de corales se han incluido el cambio climático conllevando al aumento de las temperaturas del mar y al blanqueamiento de los corales (expulsión de las algas simbióticas inducida por el estrés) y enfermedades de los corales, así como el aumento de la severidad de los eventos del Fenómeno del Niño ENSO (El Niño Southern Oscillation), las tormentas y la acidificación del océano (Turak *et al.*, 2008). Sin embargo, Roelofs y Silcock (2008) consideraron que las *Plerogyra* spp tiene baja susceptibilidad al blanqueamiento de coral.

Eventos localizados adicionales que podrían amenazar a las comunidades arrecifales incluyen la contaminación, las especies invasoras cambiando la dinámica de las especies nativas, así como actividades de desarrollo humano; sin embargo, la gravedad de estas amenazas combinadas a la población global de *P. sinuosa* se desconoce (Turak *et al.*, 2008).

**Generalidades del comercio y la gestión:** *P. sinuosa* fue enlistada en el Apéndice II de CITES el 18/01/90.

La Notificación CITES No. 2013/035 proporciona una lista de géneros de corales pétreos para cuya identificación al género nivel es aceptable con el fin de implementar las Resoluciones de la Conf. 11.17 (Rev. CoP16) y Conf. 12.3 (Rev. CoP16). Esto incluye el género *Plerogyra* (aplicable a los corales muertos solamente). La notificación indica que estos taxones sin embargo deben ser identificados a nivel de especie donde sea factible. Las cuentas de comercio descritas abajo, por tanto, incluyen un resumen del comercio registrado a nivel de género.

La Unión Europea suspendió el comercio de *P. sinuosa* de origen silvestre desde Indonesia en 2000; esta suspensión permanece vigente al momento de la escritura (septiembre de 2013) bajo Reglamento de la Comisión (CE) N° 578/2013 de 17 de junio de 2013. La Unión Europea suspendió temporalmente las importaciones desde Tonga entre los años 2005-2009.

### C. Examen por País:

#### Fiji

**Distribución en el País evaluado:** La presencia de *P. sinuosa* en Fiji fue confirmada por Veron (2000). La especie fue indicada para ocurrir en un número de sitios en las Islas Mamanuca en el oeste de Fiji (Fenner, 2006). También se registró en el Gran Arrecifes de Astrolabio (100 km al sur de Viti Levu) (Koven y Paulay, 1997; Obura & Mangubhai, 2003).

**Tendencias y estado de la población:** La especie ha sido considerada de ser bastante común en el país (J. Comley, com. pers. a UNEP-WCMC, 2013), pero fue registrada como 'poco común' en Cakaunilolo, Motuse, y Wadigi en las Islas Mamanuca en el oeste de Fiji; 'rara' en Sally, Nayuul y N.

Castaway (Fenner, 2006), pero fue indicada de ser localmente común en el Arrecife del Gran Mar al norte de Vanua Levu (Jenkins, 2004).

Existe más información disponible sobre el estado de *Plerogyra* spp. y de los corales en Fiji en la sección de tendencias y estado de la población de *Plerogyra simplex*.

**Amenazas:** La colección de recursos coralinos para el comercio en el uso de acuarios ha sido considerada de ser motivo de preocupación potencial (Chin *et al.*, 2011) y plantea un riesgo moderado (Center for Ocean Solutions, 2009). Teh *et al.* (2007) indicaron que el comercio internacional de los recursos del arrecife coralino de Fiji, como los corales, probablemente estaba exacerbando la explotación de un ecosistema arrecifal ya estresado. Sin embargo, los efectos del comercio sobre esta especie, no fueron considerados muy preocupantes (J. Comley, com. pers. a UNEP-WCMC, 2013).

En la sección de Amenazas de *Catalaphyllia jardinei* se encuentra disponible información adicional sobre las amenazas a los corales de Fiji.

**Comercio:** Se han recibido los informes anuales CITES de Fiji de todos los años desde 2002 en adelante excepto 2003, 2011 y 2012. Fiji publicó una cuota de exportación CITES para piezas vivas o muertas de origen silvestre de *P. sinuosa* cada año a partir de 2003, con excepción del 2006 (Tabla 1). Según los datos en la Base de Datos de Comercio CITES, las cuotas fueron aparentemente excedidas según los datos registrados por los países importadores en 2003, 2004, 2005, 2007, 2009, 2010 y 2011 y según los datos registrados por Fiji en 2007, 2008, 2009 y 2010. Fiji no especificó si sus informes anuales 2007-2010 fueron compilados en base al comercio real o a los permisos expedidos.

**Tabla 1. Cuotas de exportación CITES para piezas vivas o muertas de origen silvestre de *Plerogyra sinuosa* desde Fiji y exportaciones directas globales, según lo declarado por los países importadores y el país exportador, 2002-2013. (No se publicaron cuotas en 2002 o 2006; No se han recibido los informes anuales de Fiji para los años 2003 o 2011; los datos de comercio del 2012 y 2013 aun no están disponibles.)**

	Registrados por	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
Cuota (vivos y no trabajados)		-	205	205	410	-	410	307	307	650	650	650	650
coral vivo	Importador	140	398	242	511	834	476	291	602	831	734		
	Exportador			183	238	740	421	810	109	192			
coral no trabajado	Importador	250	60		30			5		5			
	Exportador												
<b>Subtotal (corales vivos y no trabajados)</b>	Importador	390	458	242	541	834	476	296	602	836	734		
	Exportador			183	238	740	421	810	109	192			

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, UNEP-World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, Reino Unido

No se informó de ningún otro comercio directo en *P. sinuosa* desde Fiji durante 2002-2012. Todo el comercio directo fue con fines comerciales; los principales países importadores fueron el Reino Unido y los Estados Unidos. El comercio indirecto en *P. simplex*, procedente de Fiji durante 2002-2012 consistió de cantidades relativamente pequeñas de corales vivos de origen silvestre comercializados con fines comerciales.

El comercio de *Plerogyra* registrado a nivel de género procedente de Fiji ha sido resumido en la sección de comercio de *Plerogyra simple*.

**Gestión:** La información general sobre el manejo de los corales en Fiji está disponible en la sección de gestión en *Catalaphyllia jardinei*.

Según las cifras registradas por Nand (2008), se ha asumido que las existencias totales de *Plerogyra* en los sitios de colección representan aproximadamente 21 375 corales vivos. Por lo tanto las cuotas de 2008 y 2009 publicadas por Fiji (Tabla 1) habrían permitido la

explotación de aproximadamente el 8.42 por ciento de las existencias de *Plerogyra* spp. y las cuotas de 2010-2012 el 9,36 por ciento. La proporción de explotación sostenible de las especies de coral en las áreas de recolección se ha considerado en el rango de 0 a 3 por ciento, dependiendo de las características de las especies, abundancia y tamaño del sitio (Parry-Jones, 2004). Según un estudio del Departamento de Pesquerías sobre dictámenes de extracción no perjudicial de los corales en Fiji, un promedio de 258.9 [corales vivos presumiblemente] de *Plerogyra* spp. fueron colectados anualmente para exportación, lo cual fue señalado de representar el 1.21 por ciento de la población silvestre (Parry-Jones, 2004).

ISLAS MARSHALL

**Distribución en el País evaluado:** La presencia de *P. sinuosa* en las Islas Marshall fue confirmada por Verón (2000). No fue registrada en los muestreos realizados durante los años 50 en los atolones de Bikini, Rongelap, Rongerik, Eniwetok, Jaluit, Nugol, Kwajalein, Arno, Wotje, Namotik, Ailuk, Pokak, Ebon o Likiep por Wells (1954), ni se observó en los muestreos de seis atolones al norte en la década de 1990 (Bok-ak, Pikaar, Tōke, Wōtto, Rondik, Adkup) y la isla arrecife Jemo en 1988 (Maragos, 1994). Su presencia fue confirmada desde los atolones de Majuro y Milli, y se pensó que la especie estaba presente a lo largo de las Islas Marshall (Autoridad Administrativa CITES de las Islas Marshall, com. pers. a UNEP-WCMC, 2013).

**Tendencias y estado de la población:** No se identificaron estimaciones ni tendencias de población para *P. sinuosa* en las Islas Marshall. La AA CITES de las Islas de Marshall no tenía información alguna sobre el estado o las tendencias de las poblaciones de esta especie (AA CITES de las Islas Marshall, com. pers. a UNEP-WCMC, 2013).

La mayoría de los arrecifes en las Islas Marshall fue considerado casi prístino (Pinca *et al.*, 2005; Beger *et al.*, 2008; Wilkinson, 2008) y mostrando alta cobertura de coral, a pesar que el daño local de los impactos humanos y naturales eran observables (Pinca *et al.*, 2005; Chin *et al.*, 2011). El estado de los arrecifes de coral era considerado ser estable en general (con una baja confianza en la evaluación), aunque la resiliencia de los arrecifes y las tendencias no podían ser descritas adecuadamente debido a la falta de datos a largo plazo (Chin *et al.*, 2011). La composición y estructura de las comunidades de corales en las Islas Marshall fueron consideradas de ser únicas y requiriendo protección a través de manejo (Beger *et al.*, 2008).

**Amenazas:** La explotación para el comercio para el uso en acuarios fue evaluada como una amenaza moderada (Center for Ocean Solutions, 2009) y se informó que ha llevado a la sobreexplotación (Beger *et al.*, 2008); se registró también el dragado de coral (Wilkinson, 2008).

Las amenazas a los arrecifes de coral en las Islas Marshall se indicaron que incluían el cambio climático (temperatura promedio del mar ya está cerca del límite superior de supervivencia de los corales) y las tormentas tropicales (Pinca *et al.*, 2005; Beger *et al.*, 2008). Las amenazas localizadas incluyen enfermedades de los corales, el desarrollo y la escorrentía costeros, la contaminación, el turismo y la pesca (Pinca *et al.*, 2005; Beger *et al.*, 2008). Wilkinson (2008) informó que las amenazas tales como la sobrepesca y la pesca destructiva y el blanqueamiento de los corales habían dejado a las Islas Marshall relativamente inafectada, con la excepción de Majuro, donde la diversidad coralina y la cobertura coralina había disminuido debido a las presiones de degradación y pesca, las enfermedades coralinas y la estrella de mar corona de espinas [*Acanthaster planci*]; esta disminución local se espera que continúe. En contraste, el Center for Ocean Solutions (2009) considera que la contaminación, el cambio climático y la pesca tendrían impactos severos en los arrecifes. Aproximadamente una cuarta parte de los arrecifes de las Islas Marshall fueron evaluados como amenazados por las actividades locales, con un 20 por ciento en amenaza media, un cinco por ciento bajo amenaza alta y un uno por ciento bajo muy alta amenaza (Chin *et al.*, 2011).

**Comercio:** Las Islas Marshall no son una Parte de la CITES y por lo tanto no han presentado los informes anuales CITES ni publicado cuotas de exportación CITES. Según los datos en la Base de Datos de Comercio CITES, niveles bajos de comercio directo en *P. sinuosa* desde las Islas Marshall fueron registrados por los países importadores 2002-2012 y consistieron de corales vivos de origen silvestre comercializados con fines comerciales en 2002 (65 corales) y 2004 (cinco corales). El principal país importador fue Alemania. El comercio indirecto de *P. sinuosa* procedente de las Islas Marshall 2002-2012 consistió de 20 corales vivos, fuente 'F' comercializados con fines comerciales en 2008.

El comercio directo de *Plerogyra* desde las Islas Marshall registrados a nivel de género 2002-2012 consistió en 20 corales vivos de origen silvestre importados por Canadá para fines comerciales en 2002 (reportados únicamente por el país importador) y 15 corales no trabajados registrados como incautados/confiscados por el importador, el Reino Unido, también en el año 2002. Ningún comercio indirecto a nivel de género de *Plerogyra* procedente de las Islas Marshall fue declarado 2002-2012.

**Gestión:** El Director de la Autoridad de los Recursos Marinos de las Islas Marshall (MIMRA) actúa tanto como la Autoridad competente para la expedición de permisos CITES y como la institución científica encargada de la elaboración de los dictámenes de extracción no perjudicial (CITES, 2009). El Acta Pesquera veda los métodos de pesca destructivos, como el uso de veneno o explosivos (Islas Marshall, 2004). Se considera que las Islas Marshall tiene una "base legislativa substancial para la gestión de los recursos marinos", pero fue considerado poco claro si era adecuada y eficaz (Chin *et al.*, 2011). Los corales, que no están incluidos en la lista de especies protegidas, sin embargo se consideran dignos de medidas de conservación (RMI-OEPPC, 2008).

Se indicó que existían datos de línea de base disponibles de un número de esfuerzos de seguimiento desde el año 2001 (Chin *et al.*, 2011), con seguimiento a largo plazo en Rongelap, Ailuk y Likiep, los atolones de Majuro y Arno desde 2006/2007 (Beger *et al.*, 2008). Sin embargo, esta especie no estaba sujeta a ningún programa de monitoreo específico para la especie (AA CITES de las Islas Marshall, com. pers. a UNEP-WCMC, 2013).

Se indicó que un operador principal y varios más pequeños estaban involucrados en la pesquería marina para acuarios, con la explotación concentrada en la Laguna de Majuro (Gillett, 2007). Pinca *et al.* (2005) observaron que había poca información cuantitativa disponible sobre la cantidad de coral removido de los arrecifes. Se informó que las granjas de acuicultura pequeñas cultivaban fragmentos de coral para el comercio para acuarios, pero eran éstas eran consideradas "empresas de auge y caída" (Beger *et al.*, 2008). Las empresas operadas por la MIMRA en Majuro, Likiep, Arno y Mili eran consideradas las operaciones más exitosas (Beger *et al.*, 2008). Ocean Reefs and Aquarium fueron notificados de hacer maricultura en tanques, a diferencia de otras operaciones en la región (Cartwright *et al.*, 2012).

La AA CITES de las Islas Marshall confirmó que sólo los corales procedentes de la acuicultura estaban siendo exportados desde el país, aunque esta especie no había sido exportada hasta la fecha, con la excepción de una pequeña cantidad de re-exportaciones (com. pers. a UNEP-WCMC, 2013).

Se indicó que se han establecido áreas marinas protegidas, la mayoría pequeñas, en los atolones Rongelap, Bikini, Ailinginae y Rongerik, con pesquerías y/o planes de manejo en desarrollo para los atolones de Mili, Likiep, Arno, Ailuk y Majuro (Beger *et al.*, 2008). El Atolón de Bikini fue incluido en la lista de Sitios del Patrimonio de la Humanidad en 2010 debido a su importancia histórica (UNESCO, 2013), pero se informó también que el atolón tiene una alta cobertura de coral (Chin *et al.*, 2011). Un plan de acción sobre la protección de las áreas marinas se completó en 2008 (Wilkinson, 2008) y se informó que las Islas Marshall han acordado que el 30 por ciento de los recursos marinos litorales se encuentren bajo "conservación eficaz" ante el Desafío de Micronesia (Beger *et al.*, 2008).

**Distribución en el País evaluado:** La presencia de *P. sinuosa* en Palaos fue confirmada por Randall (1995) y Veron (2000).

**Tendencias y estado de la población:** No se identificaron estimaciones o tendencias de la población para *P. sinuosa* en Palaos. Una evaluación ecológica rápida en 1992 informó que los arrecifes de Palaos estaban en buenas condiciones (Maragos y Cook, 1995), pero un evento de blanqueamiento en 1997/1998 coincidente con el Fenómeno del Niño (ENOS) se informó que han afectado severamente a los corales, resultando en una cobertura de coral sana promedio de sólo el 15,6 por ciento (Bruno *et al.*, 2001). Sin embargo, un programa de seguimiento establecido por el Centro Internacional de arrecifes coralinos de Palaos indicó la recuperación de la cobertura de coral con aumentos anuales de ~2.9 por ciento entre 2001 y 2004, sugiriendo que la cobertura de coral a largo plazo es relativamente estable y probablemente resistentes a las perturbaciones (Chin *et al.*, 2011).

**Amenazas:** El uso directo, como la pesca y el turismo, así como la escorrentía de la tierra y el desarrollo costeros, la contaminación, las tormentas tropicales y el cambio climático fueron considerados como las principales amenazas que afectan a los arrecifes de Palaos (Chin *et al.*, 2011). Sin embargo, se creyó que la prevalencia de enfermedades coralinas era baja, así como la contaminación (Golbuu *et al.*, 2005; Marino *et al.*, 2008). Alrededor del 30 por ciento de los arrecifes de Palaos fueron considerados amenazados, con el 26 por ciento de los arrecifes bajo amenaza media, el tres por ciento en amenaza alta y el uno por ciento en amenaza muy alta; se ha pensado que es probable que aumenten los riesgos para algunos arrecifes (Chin *et al.*, 2011).

Las amenazas localizadas a los arrecifes incluyen la sedimentación asociada a la escorrentía del desarrollo costero alrededor Babeldaob, la isla más grande del archipiélago (Golbuu *et al.*, 2005; Marino *et al.*, 2008) y las descargas del río, que afectó negativamente la cobertura y la riqueza del coral en la bahía de Ngermeduu (Golbuu *et al.*, 2011).

**Comercio:** Palaos se hizo Parte de la CITES en 2004; Palaos no registró comercio de especies listadas en CITES en 2005 y presento los informes anuales CITES para los años 2007-2011. Palaos no ha publicado cuotas de exportación para *P. sinuosa*. Según los datos en la Base de Datos de Comercio CITES, el comercio directo de *P. sinuosa* procedente de Palaos 2002-2012 consistió de 20 corales vivos importados por los Estados Unidos desde Palaos en el año 2007 con fines comerciales, de los cuales 16 eran silvestres y cuatro reproducidos en cautiverio, todos registrados únicamente por el país importador. Palaos no ha reportado ningún comercio directo de las especies, y tampoco ningún comercio indirecto en la especie fue reportada por Palaos o por los países importadores 2002-2012. No se informó de ningún comercio directo o indirecto de *Plerogyra* procedentes de Palaos a nivel de género 2002-2012.

Según los informes, el único negocio de comercio invertebrados marinos en Palaos (Belau Aquaculture) cerró en 2006 (Marino *et al.*, 2008).

**Gestión:** El Acta Marina de Palaos de 1994 regula la pesca ornamental y prohíbe la exportación de corales duros y roca viva (Palaos, 1994), aunque Marino *et al.* (2008) informaron que no todos los intentos de implementación las vedas totales de explotación habían sido un éxito.

Treinta y un áreas marinas protegidas (AMP) se han establecido, cubriendo más del 40 por ciento del área marina de Palaos cercana de la costa (Marino *et al.*, 2008). A excepción del Coto de Ngerukuid y las AMP de Ngerumekaol, que son administrados bajo el gobierno nacional, todas están bajo la autoridad del gobierno local (Marino *et al.*, 2008). Chin *et al.* (2011) reportaron que Palaos enfrenta una serie de desafíos de gestión, incluyendo la falta de

capacidad para implementar la administración y para aplicar planes a nivel estatal y nacional.

SINGAPUR

**Distribución en el País evaluado:** Un inventario de la ocurrencia de la especie en Singapur documentó registros de distribución en las islas Satumu, Semakau, Jong, hermanas, Hantu, San Juan y Kusu (Huang *et al.*, 2009).

**Tendencias y estado de la población:** Ni estimaciones ni tendencias de población fueron identificadas para *P. sinuosa* en Singapur. En la isla Hantu, la especie fue registrada en dos de 12 transectos (cuatro diferentes profundidades en tres sitios muestreados) (Chou, 1988), y en la isla Satumu fue registrada cinco veces en cuatro de los ocho transectos (a cuatro diferentes profundidades en dos sitios muestreados) (Goh y Chou, 1993).

Se ha estimado que desde principios de 1800, Singapur ha perdido el 60 por ciento de su área de arrecife (Chou, 2006), con el área de arrecife restante estimada en 10 km<sup>2</sup> (Huang *et al.*, 2009), principalmente flanqueando las islas oceánicas (Chou *et al.*, 2012). Se informó que los arrecifes están limitados a zonas poco profundas debido a la reducción en el desarrollo de arrecife en profundidades inferiores a 3 m (Chou, 1988; Goh y Chou, 1993). La cobertura de coral vivo en los arrecifes restantes se estimó en 10-60 por ciento (National Parks Board Singapur, 2010), y se ha informado que algunos arrecifes han perdido prácticamente toda la cubierta de coral (Chou, 2002). Mientras que los corales habían declinado en abundancia (Chou, 2006), sin embargo, la diversidad de especies era considerada haber permanecido alta (Goh, 2008).

**Amenazas:** La destrucción directa de los arrecifes por los trabajos de relleno costero y las altas tasas de sedimentación asociados fueron considerados la principal amenaza para los corales (Goh y Chou, 1993; Chou, 2002; Reef Ecology Study Team, 2008; Huang *et al.*, 2009), considerando posibles las extinciones locales (Huang *et al.*, 2009). El tráfico de navíos y los daños mecánicos asociados y la contaminación también fueron indicados de ser motivo de preocupación (Chou *et al.*, 2012). La explotación para el comercio para acuarios, considerado "desenfrenada" hasta la década de 1990, se observó que ha disminuido considerablemente en los últimos años (Chou *et al.*, 2012). Más amenazas localizadas a los corales incluyen la presión para uso recreativo (Huang *et al.*, 2006; Reef Ecology Study Team, Reef 2008) y el blanqueamiento (Chou, 2002; Reef Ecology Study Team, 2008).

**Comercio:** Se han recibido los informes anuales CITES de Singapur para todos los años 2002-2011. Singapur no ha publicado cuotas de exportación CITES para *P. sinuosa*. Singapur no ha registrado ningún comercio directo en esta especie. Según los datos registrados por los países importadores en La Base de Datos de Comercio CITES, el comercio directo de *P. sinuosa* desde Singapur 2002-2012 consistió en pequeñas cantidades de corales de origen silvestre comercializados con fines comerciales, con ocho corales vivos importados por Sudáfrica en 2006 y 40 corales no trabajados importados por Turquía en 2009. Ningún comercio indirecto de *P. sinuosa* procedente de Singapur fue registrado durante 2002-2012. No hay comercio directo o indirecto de *Plerogyra* procedentes de Singapur registrado a nivel de género 2002-2012.

**Gestión:** *P. sinuosa* no parece estar especialmente protegida por la ley de Singapur (Heng, 2008). La captura de animales silvestres sin licencia está prohibida por el Acta de Animales Silvestres y Aves de 1965 (Singapur, 1965), aunque se ha considerado poco claro si esta protección cubre a los invertebrados marinos (Heng, 2008). La ley de Especies en Peligro de extinción (importación y exportación) de 2006 establece los requisitos de autorización para las exportaciones de los corales (Singapur, 2006). El mandato de la Junta de Parques

Nacionales se informó que incluye el medio ambiente marino desde la década de 1990 (Chou *et al.*, 2012), y se indicó que el manejo de los arrecifes de coral se divide entre un gran número de actores interesados, tales como varias agencias gubernamentales y empresas privadas con instalaciones costeras, grupos ambientales o de recreación (Goh, 2008).

Una disminución en la explotación de los recursos del arrecife para el comercio para acuarios observada desde la década de 1980 fue indicada de ser un resultado de medidas más estrictas de aplicación de las leyes (Chou, 2002).

Ninguno de los arrecifes en Singapur están legalmente protegido y Chou *et al.* (2012) señalaron que falta un mecanismo de manejo costero integrado. Un Comité Técnico Interministerial sobre el Medio Ambiente Marinos y Costero fue establecido en 2007 y cuenta con representantes de "todas las agencias relevantes" (Chou *et al.*, 2012).

Se informó que se estableció un vivero de corales en 2007 como un proyecto de colaboración entre los Parques Nacionales de Singapur, la Universidad Nacional de Singapur, la Agencia Nacional de Medio ambiente y la Corporación Keppel (National Parks Board Singapur, 2010). El objetivo del vivero fue la rehabilitación de los corales naturalmente fragmentados hasta que pudiesen ser trasplantados a los arrecifes naturales (Goh, 2008).

Se informó que la situación de los corales era monitoreada en nueve sitios a través de un proyecto establecido en 2005 (National Parks Board Singapur, 2010).

#### ISLAS SOLOMON

**Distribución en el País evaluado:** La presencia de *P. sinuosa* en las Islas Salomón fue confirmada por Verón (2000) y Veron y Turak (2006). Fue registrada en 59 de 113 sitios muestreados en las nueve islas principales de la cadena de islas principal de las Islas Salomón (Turak, 2006).

**Tendencias y estado de la población:** No se identificaron estimaciones ni tendencias de población para *P. sinuosa* en las Islas Salomón. No fue considerada abundante en ninguno de los sitios muestreados en las nueve islas principales en 2004 (Turak, 2006).

Los datos de monitoreo disponibles para evaluar el estado de los arrecifes de coral en las Islas Salomón son limitados aunque la abundante cobertura de coral en la Provincia Occidental y el estado general de salud indicaron que el estado puede ser estable y los corales potencialmente muy resilientes (Chin *et al.*, 2011). El área de arrecife de coral de las Islas Salomón fue estimada en 5750 km<sup>2</sup>, con una cobertura de coral promedio de 30 por ciento (Wilkinson, 2008) y las comunidades de arrecifes de coral fueron indicadas de encontrarse en general en buen estado (Turak, 2006).

**Amenazas:** La información sobre las amenazas a los corales en las Islas Salomón está disponible en la sección Amenazas de *Euphyllia cristata*.

**Comercio:** Las Islas Salomón se hicieron Parte de la CITES en 2007; se han recibido los informes anuales CITES para los años 2008-2010. Las Islas Salomón no ha publicado cuotas de exportación CITES para *P. sinuosa*. Según los datos en la Base de Datos de Comercio CITES, el comercio directo de *P. sinuosa* desde las Islas Salomón durante 2002-2012 consistió principalmente de corales vivos, de origen silvestres comercializados con fines comerciales (Tabla 2). El principal país importador fue Los Estados Unidos.



**Tabla 2. Exportaciones directas de *Plerogyra sinuosa* desde las Islas Salomón, 2002-2011. Todo el comercio fue con fines comerciales. (No se registró comercio en 2012; las Islas Salomón son Parte de CITES desde 2007 y han presentado todos los informes anuales de los años 2008-2010.)**

Término	Unidades	Fuente	Declarado por	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	Total			
vivos	-	W	Importador	200	40	253	947	662	786	553	839	403	308	4991			
			Exportador								582	249		831			
			I	Importador									11		11		
				Exportador													
			kg	W	Importador							6					6
					Exportador												
corales trabajados	no	-	W	Importador						40				40			
				Exportador									31		31		

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, UNEP-World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, Reino Unido

El comercio indirecto registrado de *P. sinuosa* procedente de las Islas Salomón durante 2002-2012 consistió de un número pequeño de corales vivos de origen silvestre comercializados con fines comerciales.

El comercio de *Plerogyra* registrado a nivel de género procedente de las Islas Salomón ha sido resumido en la sección de *Plerogyra simplex*.

**Gestión:** *P. sinuosa* parece no estar específicamente protegida por ley de las Islas Salomón.

La información sobre la gestión relativa a los corales en las Islas Salomón está disponible en la sección de Gestión *Euphyllia cristata*.

#### VANUATU

**Distribución en el País evaluado: La presencia de *P. sinuosa*** en Vanuatu fue confirmada por Veron (2000). Fue colectada en Aneityum meridional al sur de Vanuatu (Veron, 1990).

**Tendencias y estado de la población:** Se observó que la especie era rara en Vanuatu (Veron, 2000). No se pudo localizar más información sobre las tendencias o estado de la población.

Chin *et al.* (2011) indicaron que en general hay buena cobertura de coral en los arrecifes de Vanuatu, pero que no había disponibles datos de seguimiento a largo plazo para determinar la resiliencia, las tendencias a largo plazo o el estado general de los arrecifes de coral, aunque había observado localmente la recuperación después de eventos destructivos. Naviti y Aston (2000) observaron señales de descensos en los hábitats de arrecife de coral de Vanuatu

**Amenazas:** La información sobre las amenazas a los corales de Vanuatu se encuentra disponible en la sección de Amenazas de *Euphyllia cristata*.

**Comercio:** Se han recibido los informes anuales CITES de Vanuatu para todos los años 2002-2011. Vanuatu no ha publicado cuotas de exportación CITES para *P. sinuosa*. Vanuatu no ha registrado ningún comercio directo de la especie. Según los datos registrados por los países importadores en la Base de Datos de Comercio CITES, el comercio directo de *P. sinuosa* procedente de Vanuatu 2002-2012 consistió de 50 corales vivos de origen silvestre importados por Alemania desde Vanuatu en 2003 con fines comerciales. No se registró ningún comercio indirecto en la especie procedente de Vanuatu durante 2002-2012. El comercio directo de *Plerogyra* desde Vanuatu registrado a nivel de género 2002-2012 consistió en corales de origen silvestre, comercializados con fines comerciales en 2003, con Vanuatu reportando la exportación de 390 corales vivos en 2003 y los países importadores reportando la importación de 328 corales vivos y 30 no trabajados en 2003 y 50 corales vivos

en el 2004. El principal país importador fue Estados Unidos. No se informó de ningún comercio indirecto a nivel de género en *Plerogyra* procedente de Vanuatu 2002-2012.

**Gestión:** La información sobre la gestión relacionada con los corales de Vanuatu se encuentra disponible en la sección de *Euphyllia cristata*.

#### **D. Problemas identificados que no están relacionados con la implementación del Artículo IV parágrafos 2(a), 3 o 6 (a)**

Algún comercio fue registrado al nivel de género para especímenes vivos *Plerogyra*, lo cual no está de acuerdo con la Notificación CITES N° 2013/035 ni con Notificaciones previas acordadas.

No se han recibido los informes anuales CITES de Fiji de tres años (2003, 2011 y 2012).

La destrucción de los corales por el relleno costero ha sido considerada la mayor amenaza a los arrecifes de Singapur.

#### **E. Referencias**

- Amos, M. J. 2007. *Vanuatu fishery resource profiles. IWP-Pacific Technical Report no. 49*. Apia, Samoa: SPREP.
- Atkinson, M., Kerrigan, B., Roelofs, A. y Smith, T. 2008a. Non detriment finding for CITES-listed corals in the Queensland coral fishery. Case study 4. En: *NDF Workshop Case Studies, WG9-Aquatic Invertebrates*, Cancun, Mexico: International Expert Workshop on CITES Non-Detriment Finding.
- Atkinson, M., Kerrigan, B., Roelofs, A. y Smith, T. 2008b. Non detriment finding for CITES-listed corals in the Queensland coral fishery. Case study 4 - Appendices. En: *NDF Workshop Case Studies, WG9-Aquatic Invertebrates*, Cancun, Mexico: International Expert Workshop on CITES Non-Detriment Finding.
- Autoridad Administrativa CITES de las Islas Marshall. 2013. Autoridad Administrativa CITES de the Marshall Islands, com. pers. a UNEP-WCMC, 12-07-2013.
- Beger, M., Jacobson, D., Pinca, S., Richards, Z., Hess, D., Harriss, F., Page, C., Peterson, E. y Baker, N. 2008. The state of coral reef ecosystems of the Republic of the Marshall Islands. En: Waddell, J. E. y Clarke, A. M. (eds.), *The State of Coral Reef Ecosystems of the United States and Pacific Freely Associated States: 2008*, Silver Spring, EEUU: NOAA/NCCOS Center for Coastal Monitoring and Assessment's Biogeography Team, p.387-417.
- Borneman, E. H. 2002. Do you know where your corals are coming from? Ecological information for aquarists from coral collection areas in Indonesia. *Advanced Aquarist*, 1 (3).
- Bruno, J. F., Siddon, C. E., Witman, J. D., Colin, P. L. y Toscano, M. A. 2001. El Nino related coral bleaching in Palau, Western Caroline Islands. *Coral Reefs*, 20 (2), p.127-136.
- Cartwright, C., Horii, S., Mazaroli, N., Nelson, A., Nixon, K. y Reynolds, A. 2012. *Saving Nemo: mariculture and market-based solutions to reform the marine ornamental trade*. University of California, Santa Barbara.
- Center for Ocean Solutions. 2009. *Pacific Ocean synthesis - Scientific literature review of coastal and ocean threats, impacts, and solutions*. Stanford, CA, EEUU: The Woods Center for the Environment, Stanford University.
- Chin, A., Lison de Loma, T., Reytar, K., Planes, S., Gerhardt, K., Clua, E., Burke, L. y Wilkinson, C. 2011. *Status of coral reefs of the Pacific and outlook: 2011*. Washington D.C., EEUU: Global Coral Reef Monitoring Network.
- Chou, L. M. 1988. The impact of human influence on the fringing reef of Pulau Iiantu, Singapore. En: *Proceedings of the 6th International Coral Reef Symposium*, 1988, Kent Ridge, Singapore: National University of Singapore.
- Chou, L. M. 2002. Singapore reefs report 2002. *Report of the Global Coral Reef Monitoring Network (GCRMN) Regional Workshop for the East Asian Seas*, Townsville, Australia: International Coral Reef Initiative, p.85-95.
- Chou, L. M. 2006. Marine habitats in one of the world's busiest harbours. En: Wolanski, E. (ed.), *The Environment in Asia Pacific Harbours*, Dordrecht, The Netherlands: Springer Verlag, p.377-391.

- Chou, L. M., Toh, K. Ben, Tay, Y. C. y Hui, V. X. 2012. Coral reefs in Singapore: Past, present and future. En: *The Asian Conference on Sustainability, Energy & the Environment, 2012*, Osaka, Japan: IAFOR.
- CITES. 2009. *Marshall Islands*. [En línea]. Disponible en: <http://www.cites.org/cms/index.php/component/cp?country=MH> [Descargado: 15 de mayo, 2013].
- Comley, J. 2013. James Comley (Institute of Applied Science, University of the South Pacific) com. pers. a UNEP-WCMC, 15/03/2013.
- Departamento de Pesquerías de Vanuatu. 2009. *Vanuatu national marine aquarium trade management plan*. Port Vila, Vanuatu: SPC Headquarters.
- Fenner, D. 2006. *Coral diversity survey: Mamanuca Islands and Coral Coast, Fiji, 2005*. Pago pago, American Samoa: University of South Pacific.
- Gillett, R. 2007. *A short history of industrial fishing in the Pacific Islands*. RAP Publication 2007/22. Bangkok, Tailandia: FAO, Asia-Pacific Fishery Commission.
- Goh, N. 2008. Management and monitoring for coral reef conservation in the Port of Singapore. En: *Proceedings of the 11th International Coral Reef Symposium, Ft.Lauderdale, Florida, 7-11 July, 2008*, Singapore City, Singapore: Coastal and Marine Environment Programme, p.1108-1111.
- Goh, N. K. C. y Chou, L. M. 1993. The coral reef community of Pulau Satuma (Raffles lighthouse), Singapore, with emphasis on the hard corals. *Journal of the Singapore National Academy of Science*, 20-21, p.51-57.
- Golbuu, Y., Bauman, A., Kuartei, J. y Victor, S. 2005. The state of coral reef ecosystems of Palau. En: Waddell, J. (ed.), *The State of Coral Reef Ecosystems of the United States and Pacific Freely Associated States: 2005*, Silver Spring, EEUU: NOAA/NCCOS Center for Coastal Monitoring and Assessment's Biogeography Team, p.488-507.
- Golbuu, Y., van Woesik, R., Richmond, R. H., Harrison, P. y Fabricius, K. E. 2011. River discharge reduces reef coral diversity in Palau. *Marine Pollution Bulletin*, 62 (4), p.824-831.
- Govan, H. 2009. *Status and potential of locally-managed marine areas in the South Pacific: Meeting nature conservation and sustainable livelihood targets through wide-spread implementation of LMMAs*. Suva, Fiji: SPREP/WWF/WorldFish-Reefbase/CRISP.
- Government of Vanuatu. 2010. *Ministry of Agriculture*. [En línea]. Disponible en: <http://www.governmentofvanuatu.gov.vu/index.php/government/agriculture> [Descargado: 10 de agosto, 2013].
- Green, E. P. y Shirley, F. 1999. *The global trade in corals*. Cambridge, RU: WCMC Biodiversity Series No. 10.
- Heng, L. L. 2008. Nature conservation laws: The legal protection of flora and fauna in Singapore. En: *The Singapore Red Data Book*, Singapore City, Singapore: National Parks Board Singapore.
- Huang, D., Todd, P. A., Chou, L. M., Ang, K. H., Boon, P. Y., Cheng, L., Ling, H. y Lee, W. 2006. Effects of shore height and visitor pressure on the diversity and distribution of four intertidal taxa at Labrador Beach, Singapore. *The Raffles Bulletin of Zoology*, 54 (2), p.477-484.
- Huang, D., Tun, K. P. P., Chou, L. M. y Todd, P. A. 2009. An inventory of zooxanthellate scleractinian corals in Singapore, including 33 new records. *The Raffles Bulletin of Zoology*, (22), p.69-80.
- Jenkins, A. 2004. *Fiji's Great Sea Reef: The first marine biodiversity survey of Cakaulevu and associated coastal habitats*. Suva, Fiji: WWF Fiji Country Programme.
- Kinch, J., Teitelbaum, A. y Pippard, H. 2011. Proceedings of the regional workshop on trade in corals and determining non-detrimental findings. En: *Proceedings of the regional workshop on trade in corals and determining non-detrimental findings (17-20 May 2010, Honiara, Solomon Islands)*, 2011, Noumea, New Caledonia: Secretariat of the Pacific Community.
- Koven, J. F. y Paulay, G. 1997. *Checklist of coral species, Great Astrolabe Reef, Fiji*. Suva, Fiji: USP Marine Studies Programme.
- Maragos, J. E. 1994. Description of reefs and corals for the 1988 protected area survey of the northern Marshall Islands. *Atoll Research Bulletin*, 1994 (419).
- Maragos, J. E. y Cook, C. W. 1995. The 1991-1992 rapid ecological assessment of Palau's coral reefs. *Coral Reefs*, 14, p.237-252.
- Marino, S., Bauman, A., Miles, J., Kitalong, A., Bukurou, A., Mersai, C., Verheij, E., Olkeriil, I., Basilius, K., Colin, P., Patris, S., Victor, S., Andrew, W. y Golbuu, Y. 2008. The state of coral reef ecosystems of Palau. En: Waddell, J. E. y Clarke, A. M. (eds.), *The State of Coral Reef*

- Ecosystems of the United States and Pacific Freely Associated States: 2008*, Silver Spring, EEUU: NOAA/NCCOS Center for Coastal Monitoring and Assessment's Biogeography Team, p.511-539.
- Marshall Islands. 2004. *Fisheries Act. Title 51 - Management of marine resources. Chapter 2: Fisheries.* p.1711-1722.
- National Parks Board Singapore. 2010. *Singapore: 4th national report to the Convention on Biological Diversity.* Montreal, Canada: Secretaría CDB.
- Naviti, W. y Aston, J. 2000. Status of coral reef and reef fish resources of Vanuatu. En: *Regional Symposium on Coral Reefs in the Pacific: Status and Monitoring; Resources and Management, 2000*, Noumea, New Caledonia: International Coral Reef Initiative.
- Pakoa, K. M. 2007. Vanuatu. En: Sulu, R. (ed.), *Status of coral reefs in the southwest Pacific: 2004*, Suva, Fiji: IPS Publications, University of the South Pacific.
- Palau. 1994. *Marine Protection Act of 1994.*
- Parry-Jones, R. 2004. *Fiji's Non-Detriment-Finding Methodology for the extraction and trade in Marine Aquarium Species.* Report by the TRAFFIC Oceania South Pacific Programme to the Government of Fiji. Informe no publicado.
- Pinca, S., Beger, M., Jacobson, D. y Keju, T. 2005. The state of coral reef ecosystems of the Marshall Islands. En: Waddell, J. E. (ed.), *The State of Coral Reef Ecosystems of the United States and Pacific Freely Associated States: 2005*, Silver Spring, EEUU: NOAA/NCCOS Center for Coastal Monitoring and Assessment's Biogeography Team, p.373-386.
- Randall, R. H. 1995. Biogeography of reef-building corals in the Mariana and Palau Islands in relation to back-arc rifting and the formation of the eastern Philippine Sea. *Natural History Research*, 3 (2), p.193-210.
- Raubani, J. J. J. 2008. *Fisheries department 2007 annual report.* Port Vila, Vanuatu: Vanuatu Fisheries Department.
- Raubani, J. J. J. 2009. *The status of coral reefs in Vanuatu 2007.* Port Vila, Vanuatu: Ministry of Agriculture, Quarantine, Forestry and Fisheries.
- Reef Ecology Study Team. 2008. *Coral reefs of Singapore.* [En línea]. Disponible en: <http://coralreef.nus.edu.sg/> [Descargado: 7 de mayo, 2013].
- RMI-OEPPC. 2008. *Republic of the Marshall Islands biodiversity clearing house mechanism.* [En línea]. Disponible en: [http://biormi.org/index.shtml?en/protected\\_species.shtml](http://biormi.org/index.shtml?en/protected_species.shtml) [Descargado: 15 de mayo, 2013].
- Roelofs, A. y Silcock, R. 2008. *A vulnerability assessment of coral taxa collected in the Queensland Coral Fishery.* Brisbane, Australia: Department of Primary Industries and Fisheries.
- Singapur. 1965. *Wild Animals and Birds Act (No. 5 of 1965).*
- Singapur. 2006. *Endangered Species (Import and Export) Act.*
- Teh, L., Teh, L., Starkhouse, B. y Sumaila, U. R. 2007. *An overview of socio-economic and ecological perspectives of Fiji's inshore reef fisheries.* Vancouver, Canada: Fisheries Centre, University of British Columbia.
- Turak, E. 2006. Coral communities and reef health. En: Green, A., Lokani, P., Atu, W., Ramohia, P., Thomas, P. y Almany, J. (eds.), *Solomon Islands Marine Assessment. Technical Report of survey conducted May 13 - June 17, 2004*, Brisbane, Australia: The Nature Conservancy, p.64-109.
- Turak, E., Sheppard, C. y Wood, E. 2008. *Plerogyra sinuosa.* IUCN 2012. *IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2.* [En línea]. Disponible en: [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org) [Descargado: 5 de mayo, 2013].
- UNESCO. 2013. Bikini atoll nuclear test site. *World Heritage List.* [En línea]. Disponible en: <http://whc.unesco.org/en/list/1339> [Descargado: 15 de mayo, 2013].
- Vanuatu. 2005. *Fisheries Act no. 55 of 2005.*
- Veron, J. E. N. 1990. Checklist of the hermatypic corals of Vanuatu. *Pacific Science*, 44 (1), p.51-70.
- Veron, J. E. N. 2000. *Corals of the world.* 3rd ed. Stafford-Smith, M. (ed.). Townsville, Australia: Australian Institute of Marine Science.
- Veron, J. E. N. y Turak, E. 2006. Coral diversity. En: Green, A., Lokani, P., Atu, W., Ramohia, P., Thomas, P. y Almany, J. (eds.), *Solomon Islands Marine Assessment. Technical Report of survey conducted May 13 - June 17, 2004*, Brisbane, Australia: The Nature Conservancy, p.35-63.
- Veron, J. E. N., DeVantier, L. Turak, E. y Stafford-Smith M. G. 2013. Draft distribution maps in *Coral Geographic.* En [www.coralsoftheworld.com](http://www.coralsoftheworld.com)

- Wallace, C. 1999. *Staghorn corals of the world: A revision of the genus Acropora*. Collingwood, Australia: CSIRO Publishing.
- Wells, J. W. 1954. Recent corals of the Marshall Islands: Bikini and nearby atolls, part 2, oceanography (biologic). *Geological Survey Professional Paper*, 260 (1).
- Whippy-Morris, C. 2009. *South-west Pacific status of coral reefs report 2007*. Noumea, New Caledonia: CRISP.
- Wilkinson, C. 2004. *Status of coral reefs of the world: 2004*. 1st ed. Townsville, Australia: Australian Institute of Marine Science.
- Wilkinson, C. 2008. *Status of coral reefs of the world: 2008*. Townsville, Australia: Global Coral Reef Monitoring Network and Reef and Rainforest Research Centre.

**Trachyphyllia geoffroyi (Audouin, 1826): Singapur, Islas Solomón**

Trachyphylliidae, Crater Coral (Coral doblado, Coral soplado)

**Selección para el Examen de Comercio Significativo**

En su 25ª reunión, el Comité de Fauna (CF) incluyó a *Trachyphyllia geoffroyi* (todos los países de su rango de distribución) en el Examen de Comercio Significativo como una especie prioritaria, siguiendo las consideraciones del documento AC25 Doc 9.6 (Acta Resumida AC25). *T. geoffroyi* fue identificada como una especie que presentó un umbral de volumen de comercio elevado para una especie amenazada o casi amenazada globalmente en 2008 y 2009 y mostró un fuerte aumento en el comercio en 2008, en comparación con el promedio de cinco años anteriores (Anexo 2, AC25 Doc 9.6). Durante la 26ª reunión del CF, se había recibido respuesta de Australia, Indonesia, Japón, Malasia, Myanmar, Seychelles, el Reino Unido de Gran Bretaña e Irlanda del Norte (en lo sucesivo, Reino Unido) y la República Unida de Tanzania (en adelante referida como Tanzania) (AC26 Doc. 12.3). Egipto, Fiji, India, Israel, Jordania, Maldivas, Mozambique, Papua Nueva Guinea, Filipinas, Arabia Saudita, Singapur, Islas Salomón, Sudán y Viet Nam fueron retenidas en el Examen (Acta Resumida AC26). Después de la 26ª reunión del CF, Egipto, India, Israel, Jordania, Maldivas, Mozambique, Papua Nueva Guinea, Filipinas, Arabia Saudita, Sudán y Viet Nam fueron removidos el proceso, basándose en la casi ausencia de comercio comercial en los últimos 10 años, de acuerdo y en consulta con el CF. Fiji fue eliminado del proceso de acuerdo con el AC, aunque se informó de comercio desde país.

**A. Resumen**

**Resumen de las recomendaciones para *Trachyphyllia geoffroyi*.**

<b>Resumen general</b>		
<b>Estado del rango de distribución</b>	<b>Categoría provisional</b>	<b>Resumen</b>
		Al menos localmente común, pero clasificada como casi amenazada en la Lista Roja de la UICN, en base a la disminución de población y pérdida del hábitat.
Singapur	Preocupación Menor	Prácticamente no se registró comercio internacional durante 2002-2012. Se desconoce el estado de la población, pero las poblaciones de coral han disminuido considerablemente debido a la extensa pérdida de arrecifes. Basándose en prácticamente ningún comercio, ha sido clasificada como de Preocupación Menor.
Islas Salomón	Preocupación Menor	Niveles relativamente bajos de comercio internacional declarados durante 2002-2012. Se desconoce el estado de la población, pero en general los arrecifes de coral están en buenas condiciones. La recolección de corales para el comercio para el uso en acuarios se consideró motivo de preocupación a nivel nacional y la base de los dictámenes de extracción no perjudicial no está clara. En base a los niveles relativamente bajos de comercio, clasificada como de Preocupación Menor.

**B. Generalidades de la especie**

**Nota taxonómica:** *T. geoffroyi* es a veces registrada bajo el sinónimo *Wellsophyllia radiata* por algunas Partes en el comercio.

**Biología:** *T. geoffroyi* es la única especie del género *Trachyphyllia* y es de vida libre y zooxantelada [en simbiosis con algas microscópicas] (Veron, 2000). Esta especie ahermatípica [no un contribuyente principal a la matriz de arrecife] (Atkinson *et al.*, 2008b) se informó que se produce en substratos suaves (Suharsano y Bruckner, 2008) alrededor de las islas continentales y en ambientes inter-arrecifales (Veron, 2000), generalmente a

profundidades de 40 m (Sheppard *et al.*, 2008). Atkinson *et al.* (2008a) consideraron las especies del género *Trachyphyllia* de ser especialistas de hábitat. Aunque la especie fue encontrada creciendo normalmente como una colonia solitaria libre, la formación ocasional de grandes colonias ha sido observada (Sheppard *et al.*, 2008); tales colonias han sido únicamente encontrados en bahías protegidas y poco profundas en islas (Veron, 2000). *T. geoffroyi* se ha encontrado con frecuencia con otros corales de vida libre de los géneros *Heteropsammia*, *Heterocyathus*, *Cycloseris* y *Diaseris* (Veron, 2000).

Se ha asumido que la edad de madurez sexual es de 3-8 años (Sheppard *et al.*, 2008), basándose en la de la mayoría de los otros corales estructurales (Wallace, 1999). La generación promedio ha sido asumida de ser 10 años (Sheppard *et al.*, 2008).

**Distribución general y estado:** se informó que *T. geoffroyi* se encuentra en el Mar Rojo y el Golfo de Adén, el Océano Índico, el Indo-Pacífico central, Australia, sudeste asiático, Japón, el Mar de China Oriental y el Océano Pacífico Suroeste (Sheppard *et al.*, 2008).

Aunque *T. geoffroyi* ha sido considerada rara en los arrecifes, es común en las islas continentales y algunas zonas de interarrecifales (Veron, 2000). Sheppard *et al.* (2008) informaron que la especie es ampliamente distribuida y no común. El tamaño de la población de *Trachyphyllia* spp. ha sido considerado difícil de estimar [*T. geoffroyi* siendo la única especie del género], puesto que los corales pueden ser difíciles de encontrar en algunos lugares, sin embargo, ser abundante en otros (Suharsano y Bruckner, 2008).

Aunque las tendencias poblacionales específicas se desconocían, las reducciones fueron deducidas según la disminución de la calidad del hábitat; se informó, sin embargo que esta especie es resistente a algunas amenazas y puede sobrevivir en arrecifes que se encuentran en una etapa crítica de degradación (Wilkinson, 2004). *T. geoffroyi* fue encontrada en aguas más profundas y áreas no arrecifales y por lo tanto, se pensó que era más resiliente a la pérdida del hábitat y la degradación del arrecife, debido a que se ha asumido un gran tamaño de población efectiva (Sheppard *et al.*, 2008). La UICN clasifica a la especie como Casi Amenazada, basándose en la pérdida estimada de hábitat y la reducción inferida de población del 22 por ciento en tres generaciones (30 años) y la susceptibilidad de la especie a un número de amenazas (Sheppard *et al.*, 2008). Se consideró importante la re-evaluación en 10 años debido a las amenazas consecuencia del cambio climático y la acidificación del océano, especialmente cuando la especie fue observada de desaparecer de los arrecifes en una etapa crítica de degradación (Sheppard *et al.*, 2008).

Se espera que exista más información disponible sobre el estado de conservación de los corales en el futuro en <http://www.coralsoftheworld.com/>

**Amenazas:** La reducción extensiva del hábitat de los arrecifes de coral (debido a una combinación de amenazas) ha sido considerada la mayor amenaza a *T. geoffroyi* (Sheppard *et al.*, 2008). La especie también ha sido considerada altamente susceptible a la explotación para el comercio para acuarios (Sheppard *et al.*, 2008). Green y Shirley (1999) señalaron que los *Trachyphyllia* spp. eran corales polipados grandes y coloridos, haciéndolos atractivos en el comercio del acuario vivo. Se informó que las colonias más coloridas, que ocurren en sitios de aguas profundas, eran menos abundantes que las colonias con coloraciones más mate habitando áreas cerca de la costa, conllevando a una presión creciente en la explotación de las colonias de aguas profundas de Indonesia (Borneman, 2002).

En general, las amenazas no-extractivas señaladas a las especies de corales se han incluido el cambio climático conllevando al aumento de las temperaturas del mar y al blanqueamiento de los corales (expulsión de las algas simbióticas inducida por el estrés) y enfermedades de los corales, así como el aumento de la severidad de los eventos del Fenómeno del Niño ENSO (El Niño Southern Oscillation), las tormentas y la acidificación del océano (Sheppard

*et al.*, 2008). Sin embargo, Roelofs y Silcock (2008) consideraron que los *Trachyphyllia* spp. tienen baja susceptibilidad al blanqueamiento de coral al compararlos con otros géneros.

Eventos localizados adicionales que podrían amenazar a las comunidades arrecifales incluyen la contaminación, las especies invasoras cambiando la dinámica de las especies nativas, así como actividades antrópicas de desarrollo; sin embargo, se desconoce la gravedad de estas amenazas combinadas a la población global de *T. geoffroyi* (Sheppard *et al.*, 2008).

**Generalidades del comercio y la gestión:** Esta especie fue enlistada en el Apéndice II de CITES el 18/01/1990. La Unión Europea suspendió el comercio de *T. geoffroyi* de origen silvestre desde Indonesia en 1999 y desde Fiji en 2003; esta suspensión permanece vigente bajo Reglamento de la Comisión (CE) N° 578/2013 del 17 de junio de 2013 al momento de la escritura (septiembre de 2013). La Unión Europea suspendió temporalmente las importaciones desde Tonga entre los años 2005-2006.

### C. Examen por País:

#### SINGAPUR

**Distribución en el País evaluado:** Un inventario de la ocurrencia de la especie en Singapur incluyó la documentación de registros de distribución en las islas Satumu y Semakau (Huang *et al.*, 2009); su presencia fue también registrada en la Isla Hantu (Chou, 1988; Huang *et al.*, 2009) y en la Isla Sentosa (Ming *et al.*, 2010).

**Tendencias y estado de la población:** Ni estimaciones ni tendencias de población fueron identificadas para *T. geoffroyi* en Singapur. En la isla Hantu, la especie fue registrada en uno de 12 transectos (cuatro diferentes profundidades en tres sitios muestreados) (Chou, 1988). En la isla Sentosa, se encontró que la especie había colonizado una pared de la marina aunque fue la especie menos abundante de las encontradas (Ming *et al.*, 2010).

Más información sobre el estado de los arrecifes de coral en Singapur está disponible en la sección de Tendencias y Estado de la Población de *Plerogyra sinuosa*

**Amenazas:** Mas información sobre las amenazas a los corales en Singapur está disponible en la sección Amenazas de *Plerogyra sinuosa*

**Comercio:** Se han recibido los informes anuales CITES de Singapur para todos los años 2002-2011. Singapur no ha publicado cuotas de exportación CITES para *T. geoffroyi*. Singapur no registró ningún comercio directo en esta especie durante el periodo 2002-2011. Según los datos registrados por los países importadores en La Base de Datos de Comercio CITES, el comercio directo de *T. geoffroyi* desde Singapur 2002-2012 consistió de corales de origen silvestre comercializados con fines comerciales, con 26 corales vivos importados por Sudáfrica en 2006 y 58 corales no trabajados importados por Turquía en 2009. Ningún comercio indirecto de *T. geoffroyi* procedente de Singapur fue registrado durante 2002-2012.

**Gestión:** *T. geoffroyi* no parece estar especialmente protegida por la ley de Singapur (Heng, 2008).

Más información sobre la gestión de los corales en Singapur se encuentra disponible en la sección de Gestión de *Plerogyra sinuosa*.

#### ISLAS SALOMÓN

**Distribución en el País evaluado:** La presencia de *T. geoffroyi* en las Islas Salomón fue confirmada por Verón (2000) y Veron y Turak (2006). Fue registrada en 59 de 113 sitios muestreados en las nueve islas principales de la cadena de islas principal de las Islas Salomón (Turak, 2006).



**Tendencias y estado de la población:** No se identificaron estimaciones ni tendencias de población para *T. geoffroyi* en las Islas Salomón. La especie no fue considerada abundante en ninguno de los sitios muestreados en las nueve islas principales en 2004 (Turak, 2006).

Los datos de monitoreo disponibles para evaluar el estado de los arrecifes de coral en las Islas Salomón son limitados aunque la abundante cobertura de coral en la Provincia Occidental y el estado general de salud indicaron que el estado puede ser estable y los corales potencialmente muy resilientes (Chin *et al.*, 2011). El área de arrecife de coral de las Islas Salomón fue estimada en 5750 km<sup>2</sup>, con una cobertura de coral promedio de 30 por ciento (Wilkinson, 2008) y las comunidades de arrecifes de coral fueron indicadas de encontrarse en general en buen estado (Turak, 2006).

**Amenazas:** La información sobre las amenazas a los corales en las Islas Salomón está disponible en la sección Amenazas de *Euphyllia cristata*.

**Comercio:** Las Islas Salomón se hicieron Parte de la CITES en 2007; se han recibido los informes anuales CITES para los años 2008-2010. Las Islas Salomón no ha publicado cuotas de exportación CITES para *T. geoffroyi*. Según los datos en la Base de Datos de Comercio CITES (basándose en gran medida en los datos registrados por los países importadores), el comercio directo de *T. geoffroyi* desde las Islas Salomón 2002-2012 consistió principalmente de corales vivos de origen silvestre comercializados con fines comerciales (Tabla 1). El principal país importador fue Estados Unidos.

El comercio indirecto de *T. geoffroyi* procedente de las Islas Salomón durante 2002-2012 consistió de pequeñas cantidades de corales vivos comercializados con fines comerciales en 2010-2011, la mayoría de los cuales eran de origen silvestre.

**Tabla 1. Exportaciones directas de *Trachyphyllia geoffroyi* desde las Islas Salomón, 2002-2011. Todo el comercio fue de origen silvestre y con fines comerciales. (No se registró comercio en 2012; las Islas Salomón se hicieron Parte de la CITES en 2007 y han presentado todos los informes anuales de los años 2008-2010.)**

Término	Unidades	Declarado por	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	Total
vivos	-	Importador	400	70	373	504	467	202	171	228	257	88	2760
		Exportador								97	280		377
coral no trabajados	-	Importador				20							20
		Exportador							27	1			28
kg	-	Importador							4				4
		Exportador											

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, UNEP-World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, Reino Unido

**Gestión:** *T. geoffroyi* parece no estar específicamente protegida por ley de las Islas Salomón.

La información sobre la gestión relativa a los corales en las Islas Salomón está disponible en la sección de Gestión *Euphyllia cristata*

#### **D. Problemas identificados que no están relacionados con la implementación del Artículo IV parágrafos 2(a), 3 o 6 (a)**

La destrucción de los arrecifes a través del relleno costero ha sido considerada la mayor amenaza para los corales en Singapur.

#### **E. Referencias**

- Albert, J. A., Trinidad, A., Boso, D. y Schwarz, A. J. 2012. *Coral reef economic value and incentives for coral farming in Solomon Islands*. Penang, Malaysia: CGIAR Research Program on Aquatic Agricultural Systems.
- Atkinson, M., Kerrigan, B., Roelofs, A. y Smith, T. 2008a. Non detriment finding for CITES-listed corals in the Queensland coral fishery. Case study 4. En: *NDF Workshop Case Studies, WG9-*

- Aquatic Invertebrates*, Cancun, Mexico: International Expert Workshop on CITES Non-Detriment Finding.
- Atkinson, M., Kerrigan, B., Roelofs, A. y Smith, T. 2008b. Non detriment finding for CITES-listed corals in the Queensland coral fishery. Case study 4 - Appendices. En: *NDF Workshop Case Studies, WG9-Aquatic Invertebrates*, Cancun, Mexico: International Expert Workshop on CITES Non-Detriment Finding.
- Borneman, E. H. 2002. Do you know where your corals are coming from? Ecological information for aquarists from coral collection areas in Indonesia. *Advanced Aquarist*, 1 (3).
- Burke, L., Reyntar, K., Spalding, M. y Perry, A. 2011. *Reefs at risk revisited*. Washington D.C., EEUU: World Resources Institute.
- Chin, A., Lison de Loma, T., Reyntar, K., Planes, S., Gerhardt, K., Clua, E., Burke, L. y Wilkinson, C. 2011. *Status of coral reefs of the Pacific and outlook: 2011*. Washington D.C., EEUU: Global Coral Reef Monitoring Network.
- Chou, L. M. 1988. The impact of human influence on the fringing reef of Pulau Iiantu, Singapore. En: *Proceedings of the 6th International Coral Reef Symposium*, 1988, Kent Ridge, Singapore: National University of Singapore.
- Chou, L. M. 2002. Singapore reefs report 2002. *Report of the Global Coral Reef Monitoring Network (GCRMN) Regional Workshop for the East Asian Seas*, Townsville, Australia: International Coral Reef Initiative, p.85-95.
- Chou, L. M. 2006. Marine habitats in one of the world's busiest harbours. En: Wolanski, E. (ed.), *The Environment in Asia Pacific Harbours*, Dordrecht, The Netherlands: Springer Verlag, p.377-391.
- Chou, L. M., Toh, K. Ben, Tay, Y. C. y Hui, V. X. 2012. Coral reefs in Singapore: Past, present and future. En: *The Asian Conference on Sustainability, Energy & the Environment*, 2012, Osaka, Japan: IAFOR.
- Goh, N. 2008. Management and monitoring for coral reef conservation in the Port of Singapore. En: *Proceedings of the 11th International Coral Reef Symposium, Ft.Lauderdale, Florida, 7-11 July, 2008*, Singapore City, Singapore: Coastal and Marine Environment Programme, p.1108-1111.
- Goh, N. K. C. y Chou, L. M. 1993. The coral reef community of Pulau Satuma (Raffles lighthouse), Singapore, with emphasis on the hard corals. *Journal of the Singapore National Academy of Science*, 20-21, p.51-57.
- Govan, H. 2009. *Status and potential of locally-managed marine areas in the South Pacific: Meeting nature conservation and sustainable livelihood targets through wide-spread implementation of LMMAs*. Suva, Fiji: SPREP/WWF/WorldFish-Reefbase/CRISP.
- Green, A., Lokani, P., Atu, W., Thomas, P., Almany, J. y Ramohia, P. 2006. *Solomon Islands marine assessment. Technical report of survey conducted May 13-June 17, 2004*. Brisbane, Australia: The Nature Conservancy.
- Green, E. P. y Shirley, F. 1999. *The global trade in corals*. Cambridge, RU: WCMC Biodiversity Series No. 10.
- Heng, L. L. 2008. Nature conservation laws: The legal protection of flora and fauna in Singapore. En: *The Singapore Red Data Book*, Singapore City, Singapore: National Parks Board Singapore.
- Huang, D., Todd, P. A., Chou, L. M., Ang, K. H., Boon, P. Y., Cheng, L., Ling, H. y Lee, W. 2006. Effects of shore height and visitor pressure on the diversity and distribution of four intertidal taxa at Labrador Beach, Singapore. *The Raffles Bulletin of Zoology*, 54 (2), p.477-484.
- Huang, D., Tun, K. P. P., Chou, L. M. y Todd, P. A. 2009. An inventory of zooxanthellate scleractinian corals in Singapore, including 33 new records. *The Raffles Bulletin of Zoology*, (22), p.69-80.
- Islas Salomón. 1998a. *Fisheries Act 1998*.
- Islas Salomón. 1998b. *Wildlife Protection and Management Act 1998 (No. 10 of 1998)*.
- Kere, N. 2008. *Solomon Islands (western province) coral reef monitoring report for 2006-2007*. Honiara, Solomon Islands: WWF Solomon Islands Country Programme.
- Kinch, J. 2004. *The marine aquarium trade in the Solomon Islands*. Suva, Fiji: Marine Aquarium Council.
- Lal, P. y Kinch, J. 2005. *Financial assessment of the marine trade of corals in Solomon Islands*. Suva, Fiji: Foundation of the Peoples of the South Pacific International.
- MECM/MFMR. 2010. *Solomon Islands coral triangle initiative: National Plan of Action*. Honiara, Solomon Islands: SIG.
- Ming, C. L., Soon, L. N. G. C., Meng, J. C. S. y Liyun, A. S. 2010. Natural coral colonization of a marina seawall in Singapore. *Journal of Coastal Development*, 14 (1), p.11-17.

- National Parks Board Singapore. 2010. *Singapore: 4th national report to the Convention on Biological Diversity*. Montreal, Canada: CBD Secretariat.
- Pacific Horizon Consultancy Group. 2008. *Solomon Islands state of environment report 2008*. Honiara, Solomon Islands: Ministry of Environment, Conservation and Meteorology.
- Ramhoia, P. C. 2005. *A brief country report: Status of trade in stony corals in the Solomon Islands*. NOAA Technical Memorandum. Washington D.C., EEUU: National Oceanic and Atmospheric Administration.
- Reef Ecology Study Team. 2008. *Coral reefs of Singapore*. [En línea]. Disponible en: <http://coralreef.nus.edu.sg/> [Descargado: 7 de mayo, 2013].
- Roelofs, A. y Silcock, R. 2008. *A vulnerability assessment of coral taxa collected in the Queensland Coral Fishery*. Brisbane, Australia: Department of Primary Industries and Fisheries.
- Sheppard, C., Turak, E. y Wood, E. 2008. *Trachyphyllia geoffroyi*. IUCN 2012. *IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2*. [En línea]. Disponible en: [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org) [Descargado: 15 de mayo, 2013].
- Singapur. 1965. *Wild Animals and Birds Act (No. 5 of 1965)*.
- Singapur. 2006. *Endangered Species (Import and Export) Act*.
- Spalding, M. D., Ravilious, C. y Green, E. P. 2001. *World atlas of coral reefs*. Berkeley, EEUU: University of California Press.
- Suharsano and Bruckner, A. W. 2008. Evaluation of non-detriment finding for trade in stony corals from Indonesia. Case study 5. *NDF Workshop Case Studies, WG9-Aquatic Invertebrates*, Cancun, Mexico: International Expert Workshop on CITES Non-Detriment Finding.
- Sulu, R., Hay, C., Ramohia, P. y Lam, M. 2000. *The coral reefs of Solomon Islands*. Wilkinson, C. (ed.). Townsville, Australia: Australian Institute of Marine Science.
- Trinidad, A., Albert, J. y Boso, D. 2012. *Aquarium and curio coral trade in the Solomon Islands: Global, national and community perspectives*. Honiara, Solomon Islands: The World Fish Center.
- Turak, E. 2006. Coral communities and reef health. En: Green, A., Lokani, P., Atu, W., Ramohia, P., Thomas, P. y Almany, J. (eds.), *Solomon Islands Marine Assessment. Technical Report of survey conducted May 13 - June 17, 2004*, Brisbane, Australia: The Nature Conservancy, p.64-109.
- Veron, J. E. N. 2000. *Corals of the world*. 3rd ed. Stafford-Smith, M. (ed.). Townsville, Australia: Australian Institute of Marine Science.
- Veron, J. E. N. y Turak, E. 2006. Coral diversity. En: Green, A., Lokani, P., Atu, W., Ramohia, P., Thomas, P. y Almany, J. (eds.), *Solomon Islands Marine Assessment. Technical Report of survey conducted May 13 - June 17, 2004*, Brisbane, Australia: The Nature Conservancy, p.35-63.
- Wallace, C. 1999. *Staghorn corals of the world: A revision of the genus Acropora*. Collingwood, Australia: CSIRO Publishing.
- Wilkinson, C. 2004. *Status of coral reefs of the world: 2004*. 1st ed. Townsville, Australia: Australian Institute of Marine Science.
- Wilkinson, C. 2008. *Status of coral reefs of the world: 2008*. Townsville, Australia: Global Coral Reef Monitoring Network and Reef and Rainforest Research Centre.

**Anexo: Clave de Objetivo de Comercio y Códigos de Origen de los especímenes**

**Origen de los especímenes**

<b>Código</b>	<b>Descripción</b>
<b>W</b>	Especímenes recolectados en el medio silvestre
<b>R</b>	Especímenes criados en granjas: animales criados en un medio controlado, recolectados como huevos o juveniles en el medio silvestre, donde habrían tenido una muy baja probabilidad de sobrevivir hasta la edad adulta
<b>D</b>	Animales del Apéndice I criados en cautividad con fines comerciales y plantas del Apéndice I reproducidas artificialmente con fines comerciales, así como sus partes y derivados, exportados con arreglo a las disposiciones del párrafo 4 del Artículo VII de la Convención

<b>A</b>	Plantas reproducidas artificialmente en consonancia con la Resolución Conf. 11.11 (Rev. CoP15), así como sus partes y derivados, exportadas con arreglo a las disposiciones del párrafo 5 del Artículo VII (especímenes de especies incluidas en el Apéndice I que hayan sido reproducidos artificialmente con fines no comerciales y especímenes de especies incluidas en los Apéndices II y III)
<b>C</b>	Animales criados en cautividad en consonancia con la Resolución Conf. 10.16 (Rev.), así como sus partes y derivados, exportados con arreglo a las disposiciones del párrafo 5 del Artículo VII
<b>F</b>	Animales nacidos en cautividad (F1 o generaciones posteriores), que no se ajusten a la definición "criados en cautividad" contenida en la Resolución Conf. 10.16 (Rev.), así como sus partes y derivados
<b>U</b>	Origen desconocido (debe justificarse)
<b>I</b>	Especímenes confiscados o decomisados (puede utilizarse combinado con otros códigos)
<b>O</b>	Especímenes preconvención

**Objetivo de Comercio**

<b>Código</b>	<b>Descripción</b>
<b>T</b>	Comercial
<b>Z</b>	Parque zoológico
<b>G</b>	Jardín botánico
<b>Q</b>	Circo y exposición itinerante
<b>S</b>	Científico
<b>H</b>	Trofeo de caza
<b>P</b>	Objeto personal
<b>M</b>	Medicinal (inclusive la investigación biomédica)
<b>E</b>	Educativo
<b>N</b>	Reintroducción o introducción en el medio silvestre
<b>B</b>	Cría en cautividad o reproducción artificial
<b>L</b>	Aplicación de la ley / judicial / forense