

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



Decimonovena reunión de la Conferencia de las Partes
Panamá (Panamá), 14 – 25 de noviembre de 2022

EXAMEN DE LAS PROPUESTAS DE ENMIENDA A LOS APÉNDICES I Y II

A. Propuesta

Incluir *Physignathus cocincinus* en el Apéndice II de la CITES, de conformidad con el Artículo II, párrafo 2 (a) de la Convención, porque cumple los criterios A y B del Anexo 2(a) de la Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP17). Se sabe o se puede deducir o prever que es necesario regular el comercio de la especie indicada a continuación para evitar que reúna las condiciones necesarias para su inclusión en el Apéndice I en un futuro próximo; y es necesario para garantizar que la extracción de especímenes del medio silvestre no reduce la población silvestre a un nivel en que su supervivencia se vería amenazada por la continua extracción u otros factores.

B. Autor de la propuesta

Viet Nam y la Unión Europea.*

C. Justificación

1. Taxonomía

1.1 Clase: Reptilia

1.2 Orden: Squamata

1.3 Familia: Agamidae

1.4 Género especie o subespecie, incluido el autor y el año: *Physignathus cocincinus* Cuvier, 1829

Ninguna subespecie reconocida.

1.5 Sinónimos científicos: *A Physignathus cocincinus* Cuvier, 1829 le han sido asignados diferentes nombres en la literatura, entre ellos: *Lophura cuvieri* Gray, 1831; *Istiurus cochinsinensis* Cuvier, 1837; *Istiurus physignathus* Duméril & Bibron, 1837; *Dilophyrus mentager* por Günther 1861; *Physignathus cochinchinensis* Boulenger, 1885; *Physignathus mentager* Boulenger, 1885; *Physignathus cocincinus caudicinctus* Barbour, 1912; *Physignathus cocincinus mentager* Barbour, 1912.

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

1.6 Nombres comunes:	español:	dragón de agua chino, dragón verde
	francés:	Dragon d'eau chinois, Dragon d'eau vert
	inglés:	Indo-Chinese Water Dragon, Asian Water Dragon, Green Water Dragon
	china:	长鬣蜥
	vietnamita:	Rồng đất
	aléman:	Grüne Wasseragame

1.7 Número de código: N/A

2. Visión general

El dragón de agua chino, *Physignathus cocincinus* Cuvier, 1829, tiene una amplia distribución en el Sudeste Asiático, desde el sur de China, por Viet Nam, República Democrática Popular Lao y Camboya, hasta el este de Tailandia (Das, 2010; Nguyen et al., 2009). Esta especie semiacuática está asociada con arroyos rocosos en bosques siempreverdes intactos de tierras bajas a elevaciones entre 50 y 820 m sobre el nivel del mar (Das, 2010; Gewiss et al., 2020; Nguyen et al., 2018a; Ziegler, 2002). Por consiguiente, cabe suponer que su área de ocupación real es mucho más pequeña que su extensión total de presencia (Nguyen et al., 2018a). La especie fue clasificada en la categoría de Vulnerable (VU) en la Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza) en 2019 (Stuart et al., 2019). Además, en el ámbito nacional, *P. cocincinus* fue clasificada en la categoría de En peligro (EN) en la Lista Roja de China y de Tailandia, y en la categoría de Vulnerable (VU) en el Libro Rojo de Viet Nam (Dang et al., 2006; Jiang et al., 2016; Nabhitabhata & Chan-ard, 2005). La especie es objeto frecuente del comercio nacional e internacional debido a su aspecto atractivo, sus hábitos semiacuáticos y su tamaño relativamente grande (para consumo local como alimento). Teniendo en cuenta que los dragones de agua son sedentarios y muy fáciles de capturar, la extracción de especímenes silvestres representa una amenaza grave para la supervivencia de las poblaciones silvestres. De hecho, se registraron importaciones de más de 1,4 millones de especímenes vivos a la Unión Europea y Estados Unidos en el período 1999–2019, la mayoría de ellos procedentes de poblaciones silvestres de Viet Nam (Gewiss et al., 2020; PNUMA-CMCM, 2020; USFWS, 2018). Además del comercio nacional e internacional de mascotas, anteriormente se había documentado, e identificado como amenaza significativa, la extracción de dragones de agua para el consumo (principalmente consumo alimentario), si bien todavía no se ha cuantificado. Teniendo en cuenta el volumen del comercio internacional y nacional, es probable que la presión de la extracción sobre las poblaciones silvestres sea muy alta.

Algunos estudios recientes sobre el estado de la población de *P. cocincinus* en Viet Nam septentrional y central mostraron que los dragones de agua actualmente están presentes en estas zonas en poblaciones de baja densidad y se estimó que el tamaño de las poblaciones en general es pequeño (véase Gewiss et al., 2020; Nguyen et al., 2018a). Habida cuenta de las cifras de exportación tan elevadas de unos 70.000 especímenes por año desde Viet Nam en los últimos 20 años y, por otra parte, el tamaño pequeño de las poblaciones de la especie en ese país, es muy probable que los especímenes encontrados en el comercio internacional procedan también de otros Estados del área de distribución, además de Viet Nam. Cabe suponer que el comercio provocará disminuciones de la población e incluso extinciones locales si los volúmenes del comercio se mantienen en los niveles actuales. Además del comercio de *P. cocincinus*, la degradación y la fragmentación del hábitat debido a la agricultura, la industria y el desarrollo de infraestructuras se consideran amenazas para la supervivencia de la especie en su área de distribución natural. Por consiguiente, el propósito de la presente propuesta es que se incluya el dragón de agua chino, *Physignathus cocincinus*, en el Apéndice II de la CITES, de conformidad con el Artículo II, párrafo 2 (a) de la Convención, porque cumple los criterios A y B del Anexo 2(a) de la Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP17).

3. Características de la especie

3.1 Distribución

P. cocincinus tiene una amplia distribución en el Sudeste Asiático, desde el sur de China por Viet Nam, República Democrática Popular Lao y Camboya, hasta el este de Tailandia (Das, 2010; Nguyen et al., 2009). Das (2010) señaló la presencia de la especie en Myanmar, pero esto no ha sido confirmado por los estudios recientes. Además, *P. cocincinus* ha sido introducida en la RAE de Hong Kong (Mo, 2019; To, 2005) y en la Provincial china de Taiwán (Lee et al., 2019), Malasia peninsular (Grismer, 2011; Grismer & Quah 2019) y Florida, EUA (Ferriter et al., 2009).

Más detalladamente, el dragón de agua chino ha sido registrado en las siguientes provincias de los Estados del área de distribución natural de la especie:

China: Provincias de Guangdong, Guangxi y Yunnan (Das, 2010; KFBG, 2002; Nguyen et al., 2009)

Viet Nam: Lao Cai, Ha Giang, Cao Bang, Yen Bai, Bac Kan, Thai Nguyen, Lang Son, Vinh Phuc, Quang Ninh, Ninh Binh, Bac Giang, Hai Duong, Son La, Hoa Binh, Thanh Hoa – provincias septentrionales, Nghe An, Ha Tinh, Quang Binh, Quang Tri, Thua Thien Hue, Da Nang, Quang Nam, Kon Tum, Gia Lai, Lam Dong – provincias centrales, Binh Phuoc, Dong Nai y Kieng Giang –provincias meridionales (Gewiss et al., 2020; Nguyen et al., 2009)

República Democrática Popular Lao: provincias de Vientiane, Sekong (Suzuki et al., 2015), Savannakhet, Champasak (Duckworth et al., 1999), Khammouane (Stuart, 1998), Bolikhamsai (Manthey & Manthey, 1998), Xieng Khouang (ABP, 2013)

Camboya: provincias de Koh Kong, Pursat, Kampot, Kampong Speu (Grismer et al., 2008, Stuart & Emmett, 2006), provincias de Mondolkiri, Ratanakiri, Stung Treng (Stuart et al., 2006)

Tailandia: provincias de Sakon Nakhon, Sisaket Nakhon, Ratchasima Nakhon, Nayok, Ubon Ratchathani, Chanthaburi, Trat, Chon Buri, Sa Kaew, Rayong, Prachin Buri, Chachoengsao y Saraburi (Hawkeswood & Sommung, 2017; Hawkeswood et al., 2019; Nabhitabhata & Chan-ard, 2005; Taylor, 1963)

3.2 Hábitat

P. cocincinus vive en las zonas ribereñas de los arroyos rocosos de los bosques siempreverdes de tierras bajas, mezclados con bosques caducifolios y de bambú, a elevaciones entre 43 y 820 m sobre el nivel del mar (Gewiss et al., 2020; Nguyen et al., 2018a; Ziegler, 2002). Las zonas naturales intactas son su hábitat preferido, pero también se pueden encontrar dragones de agua en los arroyos de vegetación densa cercanos a poblaciones y zonas agrícolas (Ziegler, 2002) o zonas urbanas donde la especie ha sido introducida (Chan et al., 2020; Mo 2019). La disponibilidad de zonas boscosas, con cubierta densa de copas, al lado de un arroyo, parece ser un criterio crucial para la selección de hábitats de *P. cocincinus* (Chang et al., 2020). En Viet Nam, se observó que los animales descansaban principalmente sobre madera dura, hojas, y arbustos trepadores (Nguyen et al., 2017). En Tailandia, la especie se encuentra en bosques húmedos siempreverdes. Los dragones de agua adultos normalmente se observaron en perchas a más de 3 m de altura, si bien los juveniles y subadultos descansaban a alturas inferiores, normalmente a menos de dos metros por encima de la superficie del agua (Nguyen et al., 2017). Debido a su relación estrecha con los hábitats de agua dulce, su área de ocupación se considera mucho más pequeña que la extensión total de presencia (UICN 2012; Nguyen et al., 2018a). En lo que se refiere a las condiciones del microhábitat, se registraron una temperatura ambiental media de $29,1 \pm 2,8$ °C y una humedad relativa de $66,4 \pm 5,8$ % durante el día, y $25,7 \pm 1,8$ °C y $78,6 \pm 9,5$ % de noche en verano (Nguyen et al., 2017).

3.3 Características biológicas

P. cocincinus es un lagarto semiacuático y arborícola que habita en la vegetación ribereña de los arroyos de agua dulce (Werning, 2010; Ziegler, 2002). Los dragones de agua son animales diurnos y sedentarios (Nguyen et al., 2018a). Nguyen (2018) describió una distancia de desplazamiento relativamente pequeña de $4,7 \pm 6,1$ m de la especie en hábitats naturales en Viet Nam central. Chan et al. (2020) señalaron el amplio uso de hábitats cercanos a arroyos, con un área de campeo media de 1.793 ± 1.604 m² y una distancia media de desplazamiento diario de $5,13 \pm 3,68$ m en la época de lluvias respecto de una población introducida de *P. cocincinus* en la RAE de Hong Kong. Durante el período activo, se observó que los dragones de agua eran más abundantes y activos entre las 10:00 y las 13:00 horas en Viet Nam (Nguyen et al., 2017). Durante la noche, los animales suelen descansar en las ramas sobre el agua (Gewiss et al., 2020; Nguyen et al., 2017; Nguyen et al., 2018a). Cuando se sienten amenazados, muestran un claro comportamiento de huida, saltando al agua o corriendo rápidamente sobre las patas traseras hacia los matorrales (Chan et al., 2020; Das, 2010; Manthey & Schuster, 1992; Ziegler 2002). La especie es conocida como nadadora y buceadora óptima (Manthey & Schuster, 1992; Werning, 2010). Los dragones de agua son ovíparos y suelen alcanzar la madurez entre los seis y los doce meses, con una longitud hocico-cloaca de aproximadamente 150–170 mm (Werning, 2010). En el medio silvestre, las hembras suelen depositar y enterrar en suelo arenoso entre cinco y dieciséis huevos al final de la estación seca y principio de la estación de lluvias (Das, 2010;

Ziegler, 2002). En cautividad, los dragones de agua se aparean sin inducción específica y las hembras pueden poner múltiples nidadas de huevos al año (Manthey & Schuster, 1992; Werning, 2010). El período de incubación de los huevos es entre 60 y 100 días (Das, 2010; Manthey & Schuster, 1992; Ziegler, 2002). Se ha documentado recientemente un caso de partenogénesis facultativo (Miller et al., 2019). En cautividad, *P. cocincinus* puede vivir entre 15 y 25 años (Werning 2010). La especie es omnívora, con una dieta consistente principalmente en invertebrados, pero también peces, pequeños mamíferos, aves y reptiles, así como cierta fracción vegetal (Das, 2010; Taylor 1963; Werning, 2010; Ziegler, 2002). Nguyen et al. (2018b) analizó el contenido estomacal de dragones de agua silvestres y documentó diversas larvas de insectos indeterminados, además de partes de especímenes de los grupos Isoptera, Formicidae, Achatinidae, Orthoptera, Araneae, Lepidoptera, Coleoptera, y otros Hymenoptera y Lumbriculida como organismos de presa más frecuentes. Estos autores también señalaron solo una pequeña fracción vegetal (Nguyen et al., 2018b). Ziegler (2002), por otra parte, documentó una proporción de alimento vegetal de hasta un tercio de la dieta de los animales maduros. En estudios realizados sobre *P. cocincinus* como especie invasora en la provincia de Taiwán, se documentó la depredación de lagartos agámidos (*Diploderma swinhonis* o *D. polygonata*), ranas (*Buergeria robusta*), serpientes (*Calamaria pavimentata*) y ratones (Ciou, 2015 en Lee et al., 2019). Se sabe que, en cautividad, los dragones de agua también comen ratones, corazón de bovino, peces, comida para perros y gatos, y alimentos vegetales como frutos dulces (Manthey & Schuster, 1992; Werning, 2010).

3.4 Características morfológicas

El color de los dragones de agua chino varía desde verde a pardo–grisáceo, lo que les sirve como camuflaje en su hábitat natural. Las escamas de la zona de mandíbula y mejillas son blancas, azuladas o naranjas rojizas. Los machos a veces tienen la zona axilar, gular o torácica de color amarillento o naranja blanquecina (Manthey & Schuster, 1992; Werning, 2010; Ziegler, 2002). El cuerpo y la cola están comprimidos lateralmente; los dragones de agua tienen las extremidades muy fuertes, perfectamente adaptadas a sus hábitos arborícolas (Werning, 2010). La forma del hocico varía según el área de distribución. Los adultos tienen una cresta continua desde el cuello hasta el dorso y otra cresta en la parte frontal de la cola. Las crestas se desarrollan con la edad y son más pronunciadas en los machos (Werning 2010). La cola presenta bandas transversales oscuras. El cuerpo entero de los juveniles presenta franjas horizontales brillantes a lo largo de los flancos que se van desvaneciendo con la edad (Das, 2010; Werning, 2010). Hay una banda oscura longitudinal desde la parte posterior del ojo hasta el orificio auditivo (Ziegler, 2002). Los animales adultos presentan un claro dimorfismo sexual. Los machos tienen la cabeza agrandada y las mejillas hinchadas (Das, 2010). El aspecto general de las hembras es más diminuto en comparación con los machos (Manthey & Schuster, 1992). *P. cocincinus* puede alcanzar una longitud hocico-cloaca (LHC) de hasta 250 mm y una longitud total, incluyendo la cola, de hasta 900 mm (Manthey & Schuster, 1992; Smith, 1935; Werning, 2010). Generalmente, los dragones de agua machos son más grandes (LHC 170–250 mm) que las hembras (LHC 160–200 mm) (Manthey & Schuster, 1992). Asimismo, Ziegler (2002) señaló una LHC media de unos 220 mm en machos y unos 140 mm en hembras en hábitats naturales de Viet Nam. La longitud media de cola de los machos es de unos 550 mm y de las hembras unos 350 mm (Ziegler, 2002). Los machos llegan a pesar aproximadamente 600 g y las hembras sobre 250 g (Werning, 2010). Las crías recién eclosionadas tienen una LHC entre 45–53 mm, y longitud de cola entre 86 y 100 mm (Manthey & Schuster, 1992).

3.5 Función de la especie en su ecosistema

Según su dieta y patrón de movimiento, *P. cocincinus* se considera “forrajero activo” que caza activamente a sus presas (Nguyen, 2018). Si bien, según informes, la dieta de los dragones de agua silvestres de Viet Nam consiste principalmente en invertebrados, tales como insectos, arácnidos y lombrices (Nguyen et al., 2018b), también se ha descrito en informes y en la literatura la depredación de otros reptiles, anfibios, pequeños mamíferos y peces (Ciou, 2015 en Lee et al., 2019; Werning, 2010, véase también 3.3). Según se informa, los dragones de agua, especialmente los machos, son muy territoriales y agresivos con respecto a sus congéneres (Manthey & Schuster 1992; Werning, 2010). De acuerdo con estas observaciones, se pudo constatar que los machos no tenían áreas de campeo solapadas en los hábitats naturales (Chan et al., 2020), pero se han observado juveniles, subadultos y hembras adultas muy cerca de otros ejemplares (van Schingen-Khan et al., observación personal). *P. cocincinus* a veces concurre con otros lagartos de agua dulce como *Shinisaurus crocodilurus*, *Sphenomorphus cryptotis* o *Acanthosaura* spp. (van Schingen-Khan et al., obs. pers.). Las serpientes se consideran depredadoras naturales de *P. cocincinus* (Werning, 2010).

4. Estado y tendencias

4.1 Tendencias del hábitat

El hábitat de *P. cocincinus*, los bosques tropicales primarios y secundarios del Sudeste Asiático continental está muy afectado por la deforestación (p.ej., Stibig et al., 2014). Tras decenios de pérdidas de bosque en Viet Nam, se inició una transición forestal a finales de la década de 1990 que dio como resultado un incremento forestal neto en el siglo XXI (Meyfroidt & Lambin, 2008). No obstante, el incremento de la cubierta forestal varía entre regiones. Si bien algunas regiones como las zonas montañosas del norte se beneficiaron de la reforestación, otras regiones como las tierras altas centrales de Viet Nam seguían sufriendo pérdidas de bosque (Cochard et al., 2017). Además, el incremento de la cubierta forestal en Viet Nam con frecuencia correspondía a plantaciones y bosques secundarios de baja calidad, que no ofrecían un hábitat apropiado para la mayoría de las especies y, por otra parte, la deforestación de los bosques naturales sigue ocurriendo todavía (Banco Asiático de Desarrollo, 2013; Cochard et al., 2017). En términos generales, la degradación y la fragmentación de los hábitats para la agricultura, plantaciones industriales, desarrollo de infraestructuras y la explotación de productos maderables y no maderables, contribuyen a la pérdida de la diversidad biológica en Viet Nam (MONRE, 2014). Se ha informado de la degradación forestal para el desarrollo de infraestructura para sitios turísticos y religiosos, y para actividades industriales (explotación forestal, minería del carbón), así como la conversión de tierras forestales para cultivos, en varios hábitats naturales de *P. cocincinus* del norte de Viet Nam (Gewiss et al., 2020; van Schingen et al., 2014). También se ha documentado que la construcción de carreteras y la tala ilegal han afectado a los hábitats en sitios de distribución de la especie en el centro de Viet Nam (Nguyen et al., 2018a). Ha disminuido la cubierta forestal en la República Democrática Popular Lao debido a la explotación forestal, la agricultura migratoria de tala y quema y la conversión de tierras forestales para diversos fines, a pesar de las iniciativas gubernamentales recientes para reducir la deforestación (p. ej. Kim & Alounsavath, 2014; Koch 2017). Por consiguiente, se ha informado de una pérdida de hábitat generalizada a consecuencia de la agricultura y el desarrollo en la República Democrática Popular Lao y también en Camboya (T. Neang & B. Stuart, com. pers., 2017 en Stuart et al., 2019). En China, se documentó la pérdida del hábitat debido al desarrollo urbanístico, el desarrollo de la energía hidroeléctrica y el turismo (D.Q. Rao, com. pers., 2018, en Stuart et al., 2019). En términos generales, la fragmentación del hábitat se considera una amenaza grave debido a la relación estrecha de la especie con los hábitats de agua dulce, y teniendo en cuenta el comportamiento sedentario de la especie y su falta de capacidad para migrar grandes distancias (Gewiss et al., 2020; Nguyen et al., 2018).

Al ser especie semiacuática, se debe tener en cuenta el impacto de la contaminación del agua en *P. cocincinus*, pero hasta la fecha no ha sido objeto de estudio (Gewiss et al., 2020).

Como ectotermos, los reptiles se consideran especialmente susceptibles al cambio climático (p. ej. Fitzgerald et al., 2018; Powers y Jetz, 2019). De hecho, en estudios realizados sobre dos lagartos simpátricos de *P. cocincinus* en el norte de Viet Nam, específicamente, *Goniurosaurus lichtenfelderi* y *Shinisaurus crocodilurus*, se predijo que sus hábitats idóneos se disminuirían significativamente en condiciones de cambio climático (Ngo et al., en imprenta; van Schingen et al., 2016). Además, el cambio climático se considera la causa principal del incremento de catástrofes naturales en el Sudeste Asiático, particularmente Viet Nam, en los últimos años. En octubre de 2020, hubo dos tormentas e inundaciones en el centro de Viet Nam donde anteriormente se habían registrado poblaciones naturales de *P. cocincinus* (Ngo, com. pers.). Por consiguiente, los hábitats idóneos del área de distribución de *P. cocincinus* podrían verse afectados negativamente por el cambio climático en el futuro.

4.2 Tamaño de la población

Falta información detallada sobre el tamaño de la población de *P. cocincinus* en todos los Estados del área de distribución salvo Viet Nam.

Recientemente se llevaron a cabo dos estudios en Viet Nam con el fin de estimar el tamaño de la población de *P. cocincinus* con métodos de captura, marcado y recaptura (Gewiss et al., 2020; Nguyen et al., 2018a). En abril y junio de 2016 y 2017, Nguyen et al. (2018a) realizaron estudios de campo en 14 sitios diferentes en tres áreas protegidas (Reserva Natural de Phong Dien, Reserva Natural Sao La, Parque Nacional Bạch Mã) en la Provincia de Thua Thien Hue, en Viet Nam central. La especie no estaba presente en tres de los sitios inspeccionados. Los autores estimaron una población total entre 232 y 250 ejemplares en todos los sitios restantes inspeccionados (Nguyen et al., 2018a). La densidad media de la población fue entre 1,98 y 2,64 ejemplares por 100 m de arroyo inspeccionado (intervalo

de 0,8 a 6,6 ejemplares / 100 m según el sitio). Las mayores densidades de población se encontraron en las cotas más bajas e iban disminuyendo en las cotas más altas (Nguyen et al., 2018a). Además, Nguyen et al. (2018a) evaluaron el nivel de impacto antropogénico de la extracción y el deterioro del hábitat en cada sitio y evidenciaron densidades de población más bajas en los sitios más afectados. Gewiss et al. (2020) llevaron a cabo estudios de campo en 15 sitios diferentes en Viet Nam septentrional, en las provincias de Vinh Phuc, Ha Giang (Reserva Natural de Bac Me Nature), Quang Ninh (Reserva Natural Dong Son-Ky Thuong) y Bac Giang (Reserva Natural Tay Yen Tu) entre 2014 y 2016. Los autores no observaron dragones de agua en ocho de los quince sitios inspeccionados. La población total en todos los sitios restantes se estimó en 80 ejemplares (Gewiss et al., 2020). Se encontraron densidades de población entre 0,07 y 0,95 ejemplares / 100 m de arroyo habitado por *P. cocincinus*, con densidad significativamente más alta en un solo sitio muy protegido e intacto (0,83 y 0,95 ejemplares / 100 m) que en los demás sitios (media de 0,25 ejemplares / 100 m) (Gewiss et al., 2020).

Si bien no incluyen todas las subpoblaciones existentes de *P. cocincinus* en Viet Nam septentrional y central, estos dos estudios indican que la especie está presente en poblaciones de baja densidad, con una población total de tamaño pequeño. Los autores de ambos estudios señalan el posible impacto antropogénico negativo de la extracción y la pérdida de hábitat en las poblaciones silvestres (Gewiss et al., 2020; Nguyen et al., 2018a).

Se ha informado de poblaciones introducidas, autosostenidas y viables, en la RAE de Hong Kong y la Provincia china de Taiwán (Lee et al., 2019; Mo, 2019). Según 54 informes de ciudadanos, fueron observados 62 ejemplares de *P. cocincinus* en distintos lugares de la RAE de Hong Kong entre 2004 y 2019 (Mo, 2019). Se llevaron a cabo estudios intensivos con el fin de eliminar la especie de los hábitats de introducción en la Provincia china de Taiwán y se documentó la captura de unos 880 dragones de agua entre 2013 y 2017 (Lee et al., 2019).

En Tailandia, algunos estudios recientes indican que la población es pequeña y limitada al este de Tailandia (Autoridad Administrativa de la CITES, 2021, en correspondencia).

4.3 Estructura de la población

Nguyen et al. (2018a) describieron grandes proporciones de juveniles (60 % en abril y 30 % en junio) y de subadultos (18 % en abril y 50 % en junio) en la población silvestre de la provincia de Thua Thien Hue en Viet Nam central. Solo una pequeña proporción de las subpoblaciones estudiadas correspondía a adultos (21 % en abril y 17 % en junio). Asimismo, Gewiss et al. (2020) registraron subpoblaciones formadas en su mayor parte por juveniles (entre 25 % y 64 %) y subadultos (18 % y 41 %), mientras los adultos representaban solo un 34 % máximo de la población en Viet Nam septentrional. Nguyen et al. (2018a) señalaron que los lagartos adultos son el objetivo principal de caza para alimento de la población local, lo que explicaría los bajos porcentajes de dragones de agua maduros. Una pequeña proporción de ejemplares reproductores puede tener un impacto negativo en el desarrollo de la población debido a la pérdida de diversidad genética y capacidad reproductiva (Nguyen et al., 2018a).

La población de dragones de agua introducida en la RAE de Hong Kong está formada mayoritariamente por machos adultos (47 %), hembras adultas (36 %) y juveniles (18 %) (Mo 2019).

4.4 Tendencias de la población

Según Stuart et al. (2019), la población silvestre está disminuyendo debido a la pérdida de calidad del hábitat en parte del área de distribución (véase también 4.1). Hay evidencia de una disminución aparente de aproximadamente el 50 % en 18 años (correspondiente a unas tres generaciones) en una parte de Camboya según los cazadores locales entrevistados (T. Neang, datos sin publicar en Stuart et al., 2019). En Viet Nam, la especie está clasificada en la categoría de Vulnerable de la Lista Roja de Viet Nam desde 2007 a raíz de una disminución estimada del 20 % en 10 años en todo el país (Stuart et al., 2019). Los estudios sobre el terreno en Viet Nam entre 2014 y 2017 revelaron que las poblaciones eran extremadamente pequeñas y en algunos sitios no se registraron ejemplares maduros (véase 4.2 para mayor detalle). Si los niveles de extracción se mantienen en los niveles actuales, cabe esperar más disminuciones de la población y posiblemente desapariciones localizadas de la especie en un futuro próximo. Un estudio preliminar llevado a cabo recientemente en Tailandia informó de que solo se encontró una población pequeña de *P. cocincinus* en la parte oriental de Tailandia (Autoridad Administrativa de la CITES de Tailandia, 2021, en correspondencia). La especie está presente sobre todo en los bosques húmedos siempreverdes de las áreas protegidas.

4.5 Tendencias geográficas

Habida cuenta de que *P. cocincinus* es especie de hábitat específico y está adaptada a hábitats singulares de agua dulce en bosques siempreverdes, el área de ocupación real se considera mucho más pequeña que su extensión total de presencia (Nguyen et al., 2018a). En observaciones anteriores se documentaron la degradación severa y la fragmentación de los hábitats idóneos de los dragones de agua a consecuencia de las actividades antropogénicas directas (Gewiss et al., 2020; Nguyen et al., 2018a; van Schingen et al., 2014). La fragmentación del hábitat probablemente crea barreras que impiden el intercambio genético y la capacidad de dispersión entre las poblaciones de *P. cocincinus*. Al igual que ocurre con otros lagartos simpátricos, se pronostica que *P. cocincinus* se verá afectada negativamente por el cambio climático en el futuro (Ngo et al., en imprenta; van Schingen et al., 2016). Debido a los efectos sinérgicos de la fragmentación y el cambio climático, se prevé una disminución significativa de la distribución idónea de *P. cocincinus* en el futuro próximo.

5. Amenazas

La especie fue clasificada en la Lista Roja de la UICN en la categoría de Vulnerable (VU) en 2019 (Stuart et al., 2019). La extracción de especímenes para el consumo local como alimento y para abastecer el comercio nacional e internacional de mascotas representa una amenaza grave para la supervivencia de las poblaciones silvestres de *P. cocincinus*. Además, se ha informado del uso de la especie en la medicina tradicional (los huevos se maceran en vino de arroz) (Nguyen et al., 2018a; Anexo I, gráfico 5D) y del comercio de derivados de esta especie (PNUMA-CMCM, 2020). La extracción de dragones de agua silvestres para el consumo alimentario es un problema frecuente que se ha documentado en mercados locales de alimentos y restaurantes en casi todos los Estados del área de distribución, salvo Tailandia (p. ej. Duckworth et al., 1999; Lee et al., 2004; Nguyen et al., 2018a; Stuart et al., 2006; Ziegler, 2002).

Desde hace decenios, debido a su aspecto atractivo y su forma de vida interesante, los dragones de agua han sido codiciados en el comercio nacional de mascotas y especialmente en el comercio internacional (Nguyen et al., 2018a; Werning, 2010). En función de las cifras de comercio registradas, se considera que la mayor amenaza para la especie en el medio silvestre es la extracción excesiva (Nguyen et al., 2018a; Stuart et al., 2019, véase también 6.2 y 6.4). A pesar de que la especie puede ser criada en cautividad sin mayor dificultad, la extracción de especímenes del medio silvestre sigue siendo más cómodo y más barata y esto explica por qué la mayoría de los dragones de agua en el comercio siguen siendo de origen silvestre y no de establecimientos de cría en cautividad (Gewiss et al., 2020; Nguyen et al., 2018a; PNUMA-CMCM 2020; USFWS LEMIS). Según Gewiss et al. (2020) y Nguyen et al. (2018a), cabe suponer que el comercio de *P. cocincinus* es insostenible y que tiene un impacto negativo en las poblaciones silvestres de Viet Nam.

Además de la extracción, las poblaciones silvestres de *P. cocincinus* se ven amenazadas por la pérdida y degradación del hábitat en toda su área de distribución (Stuart et al., 2019, véase también el apartado 4.1). Teniendo en cuenta el nivel de deforestación y contaminación ambiental del Sudeste Asiático y la estrecha relación de los dragones de agua con los arroyos de agua dulce de los bosques siempreverdes de vegetación densa, el impacto de la pérdida del hábitat se debe considerar una amenaza grave (véase también 4.1 para mayor detalle). Se ha informado del impacto de la degradación del hábitat en las poblaciones silvestres de *P. cocincinus* en Viet Nam debido a la tala, la agricultura, el turismo y la minería del carbón (Gewiss et al., 2020; Nguyen et al., 2018a).

6. Utilización y comercio

6.1 Utilización nacional

En Viet Nam, la utilización de *P. cocincinus* en la medicina tradicional parece ser insignificante, habida cuenta de que solo hay un registro de Viet Nam de huevos de dragón de agua macerados en vino de arroz (Nguyen et al., 2018a; Anexo I, fig. 5D). En cambio, la extracción y venta de la especie para consumo alimentario en mercados de alimentos y restaurantes locales están bien documentadas en Viet Nam (Dang, 2009; Gewiss et al., 2020; Nguyen & Bain, 2006; Nguyen et al., 2018a; Ziegler, 2002). Hay algunos casos documentados de la oferta de la especie en mercados locales de alimentos en Viet Nam meridional (Dang, 2009), así como en Viet Nam central (Nguyen & Bain 2006; Ziegler 2002). Un estudio intensivo llevado a cabo por Nguyen et al. (2018a) registró la extracción de 1.000 kg de animales, correspondientes a más de 2.000 ejemplares de *P. cocincinus*, por cazadores locales en la provincia de Thua Thien Hue, Viet Nam central en 2016. Los precios oscilaban entre 250.000 dongs vietnamitas (unos 12 dólares de los EUA) por kg en los sitios más remotos, a 450.000 dongs vietnamitas (unos 20 dólares de los EUA) por kg en los restaurantes de la ciudad de Hué. Por otra parte, diez años antes, Nguyen & Bain (2006) habían documentado la venta de dragones de agua

para alimento y para el comercio, a precios entre 50.000 y 70.000 dongs vietnamitas (unos 2–3 dólares de los EUA) por kg en Viet Nam central. Gewiss et al. (2020) informaron de la oferta de *P. cocincinus* para consumo alimentario en todo Viet Nam. Además del consumo como alimento, los dragones de agua también se extraen y se ponen a la venta como mascotas en comercios locales, mercados y en plataformas de Internet en Viet Nam (Gewiss et al., 2020; Nguyen et al., 2018a; Anexo I fig. 5, 6, 7). Debido a su popularidad como mascotas, los lagartos se pueden vender a precios entre 150.000 y 450.000 dongs vietnamitas (unos 7-20 dólares de los EUA) por ejemplar (Nguyen et al., 2018a). Gewiss et al. (2020) documentaron precios similares entre 60.000 y 480.000 dongs vietnamitas (3-21 dólares de los EUA) por ejemplar en la venta por Internet. Los autores también señalaron grandes ciudades como Ha Noi y la Ho Chi Minh como destinos importantes con un gran número de comerciantes de dragones de agua (Gewiss et al., 2020). Si bien no se ha llegado a cuantificar el alcance total del uso de *P. cocincinus* como alimento y como mascotas en Viet Nam, el comercio nacional está relativamente bien documentado en comparación con otros Estados del área de distribución.

En China, según informes, la especie es popular en el comercio nacional de mascotas, como alimento y en la medicina tradicional (Stuart et al., 2019). En el sur de China, según se informa, *P. cocincinus* se encuentra habitualmente en los mercados locales de alimentos en las provincias de Guangdong y Guangxi (Lee et al., 2004; Li et al., 1996; Li & Li, 1998). El precio medio de los dragones de agua extraídos del medio silvestre es de 160 yuanes (unos 24 dólares de los EUA) por kg en los mercados de alimentos de Guangzhou (Lee et al., 2004).

En la República Democrática Popular Lao, la extracción y venta de adultos y huevos de dragón de agua se han documentado en los mercados locales de alimentos en las provincias de Khammouane, Vientiane y Sekong (Duckworth et al., 1999; Kasper et al., 2020; Suzuki et al., 2015). Los dragones de agua a menudo se vendían en los mercados locales en la zona fronteriza entre la República Democrática Popular Lao y Viet Nam (Gewiss et al., 2020).

En Camboya, también se ha informado de la extracción de la especie por cazadores locales (Stuart et al., 2006).

6.2 Comercio lícito

Se comercializa un volumen considerable de la especie en el mercado nacional para consumo local y para el comercio de mascotas. Se ha informado de la venta de la especie en los mercados locales de Camboya, China, República Democrática Popular Lao y Viet Nam (véase también el apartado 6.1). En Viet Nam, con frecuencia se registran anuncios nacionales de la especie en Internet (véanse los ejemplos del Anexo I fig. 7 y del Cuadro 1).

Además del comercio nacional, se ha informado de grandes volúmenes de *P. cocincinus* en el comercio internacional de mascotas que se considera una de las mayores amenazas para las poblaciones silvestres. La importación de la especie a Europa desde Tailandia queda documentada por los listados de los comerciantes desde al menos 1975 (véase Anexo I, gráfico 8). En esa fecha, los precios oscilaban entre 75 y 95 marcos alemanes (hoy en día, unos 38 y 49 euros) por ejemplar. Actualmente, *P. cocincinus* está clasificada en la categoría de En peligro (EN) de la Lista Roja de Tailandia (Nabhitabhata y Chan-ard, 2005) y prácticamente no hay exportaciones de Tailandia (PNUMA-CMCM, 2020).

Se dispone de datos oficiales sobre las importaciones de *P. cocincinus* a la Unión Europea desde la inclusión de la especie en el Anexo D del Reglamento (CE) No. 338/97 del Consejo de la Unión Europea de 2010. Según la base de datos del comercio de PNUMA-CMCM, se registró la importación de 74.124 ejemplares vivos de *P. cocincinus* a la Unión Europea entre 2010 y 2019 (un promedio de 7.412 ejemplares por año) (Anexo I, gráfico 1; PNUMA-CMCM 2020). Se registró la importación de otros 2.226 ejemplares vivos a Alemania desde Viet Nam en 2020 (BfN, comunicación personal).

Todos los animales importados a la Unión Europea entre 2010 y 2019 fueron declarados y documentados con fines comerciales (59,58 %). La mayoría de los ejemplares importados fueron declarados de origen “desconocido” (83,52 %) y solo se indicó el origen de menos del 17 % de los especímenes (7,29 % de origen silvestre; 9,19 % criados en cautividad) (Anexo I, 2). Dentro de la Unión Europea, Alemania ha sido el principal importador (41,94 %) seguido de los Países Bajos (20,15 %), Gran Bretaña (16,69 %) y España (16,62 %). Viet Nam fue, con diferencia, el mayor exportador a la Unión Europea con casi 67.000 especímenes exportados, lo que representa el 90 % de todos los ejemplares vivos comercializados (Anexo I, gráfico 3). Nguyen et al. (2018a) afirmaron que la mayoría

de los especímenes exportados probablemente provienen del medio silvestre, habida cuenta de que no hay ningún establecimiento de cría conocido en Viet Nam que sea capaz de producir una cantidad tan grande de dragones de agua para el comercio de mascotas. Además, la extracción de animales del medio silvestre sigue siendo más cómodo y más barato (Nguyen et al., 2018a), por lo que, hay pocos incentivos para criar la especie. En un estudio reciente de Altherr et al. (2020), se registró en Alemania un total de 53 anuncios de la especie en Internet entre septiembre 2017 y septiembre de 2018, a precios entre 20 y 125 euros por ejemplar. Ninguno de estos anuncios indicaba un código de origen.

En 2020, en Alemania se ofrecían a la venta ejemplares de *P. cocincinus* extraídos del medio silvestre, de varios tamaños (cría, pequeño, mediano, subadulto). Los precios normalmente oscilaban entre 49 y 149 euros por ejemplar, en función del tamaño. Como “oferta especial”, se anunciaban lagartos capturados en el medio silvestre a precios más baratos que los ejemplares criados en cautividad (véase el Anexo I, gráfico 9). Si bien los niveles de las importaciones en Alemania todavía son bastante elevados, actualmente se encuentran pocos anuncios en Internet. En el pasado, se encontraban habitualmente ofertas de especímenes en diversas plataformas de Internet, especialmente en eBay Kleinanzeigen (Laurenz Gewiss, comunicación personal). A fin de mejorar el bienestar animal, recientemente se ha restringido el comercio de animales vivos en algunas plataformas populares de Internet, como Facebook y eBay Kleinanzeigen.

Según la base de datos del Sistema de información para la gestión de actividades de aplicación de la legislación (LEMIS) del USFWS, las cifras de importación de *P. cocincinus* a los Estados Unidos de América eran muy superiores a las de la Unión Europea (Gewiss et al., 2020). Se había importado a los Estados Unidos un total de más de 1,4 millones de ejemplares vivos entre 1999 y abril de 2018 (Anexo I, gráfico. 4). El número de dragones de agua silvestres comercializados ha disminuido en los últimos 10 años, llegando a niveles entre 42.000 y 55.000 ejemplares anuales. Entre 2002 y 2011 se importaron, de promedio, unos 81.000 ejemplares por año. El origen de los dragones de agua importados estaba documentado en el 98 % de las importaciones. La mayoría, unos 1.332.000 ejemplares (casi el 95 %), fueron de origen silvestre; por otra parte, unos 47.000 ejemplares criados en cautividad fueron importados a Estados Unidos, lo que representa menos del 4 % del total. Tal y como ocurre en la Unión Europea, la mayoría (99,8 %) de los ejemplares importados procedían de Viet Nam.

Habida cuenta del volumen tan elevado de exportaciones de Viet Nam, es probable que los especímenes procedan de otros Estados del área de distribución que utilizan Viet Nam solo como lugar de tránsito (Gewiss et al., 2020).

6.3 Partes y derivados en el comercio

Se conoce que el comercio internacional del dragón de agua chino consiste principalmente en especímenes vivos. No obstante, se registraron importaciones de 1.608 pieles, 406 artículos de pequeña marroquinería y otros 277 derivados de *P. cocincinus* a la Unión Europea entre 2010 y 2019 (PNUMA-CMCM, 2020). En el ámbito nacional, se comercializan animales muertos y carne para consumo (véase también 6.1).

6.4 Comercio ilícito

En Viet Nam, la extracción de animales silvestres, incluyendo *P. cocincinus* (especies no incluidas en la CITES y el Decreto Gubernamental de Viet Nam 06/2019/ND-CP) es ilegal si los ejemplares silvestres son extraídos, sin los permisos correspondientes, de áreas protegidas tales como los parques nacionales y las reservas naturales. No obstante, es muy difícil para los guardas locales y otras autoridades pertinentes identificar el origen de los especímenes comercializados e imponer sanciones porque las poblaciones de dragones de agua se encuentran tanto en áreas no protegidas como en áreas protegidas (Gewiss et al., 2020; Nguyen et al., 2009).

En Tailandia, el comercio internacional de la especie está prohibido por la legislación nacional (véase 7.1). Desde 2010, han sido decomisados 39 especímenes vivos encontrados en el comercio internacional ilegal y se han registrado ocho casos de caza furtiva nacional (Autoridad Administrativa de la CITES de Tailandia, en correspondencia). Según se informa, *P. cocincinus* se comercializa ilegalmente en Tailandia tanto en los mercados físicos como en Internet.

6.5 Efectos reales o potenciales del comercio

En función de las cifras desorbitadas de las exportaciones de animales, en su mayoría de origen silvestre, se considera que el comercio internacional de mascotas es insostenible y representa una amenaza para las poblaciones silvestres de *P. cocincinus*, al menos en Viet Nam (Gewiss et al., 2020; Nguyen et al., 2018a). Gewiss et al. (2020) no observaron dragones de agua en ocho de los sitios inspeccionados a pesar de que era conocida su presencia en esos sitios en el pasado. Teniendo en cuenta el volumen elevado de las exportaciones de Viet Nam, es probable que los especímenes también procedan de la República Democrática Popular Lao o de otros Estados del área de distribución o países vecinos, lo que supone que el comercio internacional de mascotas también está afectando a las poblaciones silvestres de los países vecinos de Viet Nam (Gewiss et al., 2020). Aunque es frecuente la utilización de la especie internacionalmente para la reproducción, y la cría en cautividad no presenta dificultades si se dispone de condiciones apropiadas para su alojamiento, sigue habiendo una gran proporción de los dragones de agua comercializados que son de origen silvestre. Asimismo, se considera que la extracción para el consumo local tiene un impacto negativo en las poblaciones silvestres. Si bien el comercio transfronterizo entre los Estados del área de distribución está menos documentado, es probable que la utilización de la especie como alimento también contribuya al comercio internacional entre los Estados del área de distribución.

7. Instrumentos jurídicos

7.1 Nacional

P. cocincinus está clasificada en la categoría de En peligro (EN) en la Lista Roja de China (Jiang et al., 2016). De acuerdo con la Ley de Protección de la vida silvestre de la República Popular China, toda persona que pretenda cazar o capturar animales silvestres no sujetos a una protección estatal especial debe obtener una licencia de caza y respetar el cupo de caza establecido. En las reservas naturales, quedan prohibidas la caza y captura de animales silvestres y demás actividades que sean perjudiciales para la supervivencia de la vida silvestre.

En Viet Nam, la especie todavía no está incluida en ninguna de las leyes sobre la protección de la vida silvestre. No obstante, en Viet Nam, la extracción de especímenes silvestres sin permiso oficial está restringida al interior de las áreas protegidas tales como los parques nacionales y las reservas naturales. Debido a la inclusión de *P. cocincinus* en la categoría de Vulnerable (VU) en el Libro Rojo de Viet Nam (Dang et al., 2006) y en la Lista Roja de la UICN (Stuart et al., 2019), en Viet Nam está estrictamente restringida toda publicidad relativa a la especie en los medios. Recientemente, el Primer Ministro vietnamita anunció un plan conjunto de los Ministerios de Agricultura y Desarrollo Rural, e Información y Comunicación para controlar el comercio electrónico de animales silvestres mediante leyes nacionales más estrictas.

En Tailandia, *P. cocincinus* está incluida en la lista de especies protegidas de la ley nacional de protección de la vida silvestre desde 1992 y actualmente es una de las especies protegidas por la Ley de Conservación y Protección de la Fauna Silvestre B.E. 2562 (2019). De acuerdo con esta legislación, quedan prohibidas la caza, tenencia y cría de la especie, así como su importación o exportación.

Además, *P. cocincinus* está clasificada en la categoría de En peligro (EN) en la Lista Roja de Tailandia (Nabhitabhata y Chan-ard, 2005). Todavía no se ha evaluado el estado de conservación de la especie en Camboya y la República Democrática Popular Lao.

7.2 Internacional

La especie fue incluida en el Anexo D del Reglamento (CE) No. 338/97 del Consejo de la Unión Europea en 2010 a fin de controlar el volumen del comercio en la Unión Europea.

8. Ordenación de la especie

8.1 Medidas de gestión

Hay varias poblaciones de *Physignathus* presentes en las áreas protegidas. La caza y captura de especies silvestres en estas áreas están sometidas a controles estrictos y están prohibidas salvo con permiso gubernamental, de conformidad con la Ley de Protección de la vida silvestre y los

Reglamentos de las Reservas Naturales de la República Popular China y la República Socialista de Viet Nam.

8.2 Supervisión de la población

Las primeras estimaciones de población se realizaron en Viet Nam septentrional y central entre 2014 y 2017 (Nguyen et al., 2018a; Gewiss et al., 2020), si bien faltan datos sobre la dinámica de las poblaciones a largo plazo.

8.3 Medidas de control

8.3.1 Internacional

Ninguna.

8.3.2 Nacional

De conformidad con la legislación nacional, la extracción de *P. cocincinus* está restringida, al menos en las áreas protegidas de China y Viet Nam (véase 7.1). En Tailandia, *P. cocincinus* está incluida en la lista de especies protegidas de la ley nacional de protección de la vida silvestre desde 1992 y actualmente está protegida por la Ley de Conservación y Protección de la Fauna Silvestre B.E.2562 (2019), véase 7.1. En la República Democrática Popular Lao, la especie está clasificada en la Categoría II de Gestión/Protección de conformidad con las leyes sobre la vida silvestre de la República Democrática Popular Lao.

8.4 Cría en cautividad y reproducción artificial

Los listados de los comerciantes demuestran que *P. cocincinus* ha estado en Europa, como mínimo, desde 1975. La primera cría en cautividad fue registrada hace siglos. En Europa la especie se reproduce en 151 instituciones zoológicas, según zootierliste.de (acceso del 9 de febrero de 2021). Según la base de datos ZIMS, está documentada la reproducción de 268 animales en 63 instituciones zoológicas de Europa, así como 69 dragones de agua en 10 instituciones zoológicas de Asia y 15 animales de 11 instituciones zoológicas de América del Norte (acceso del 8 de febrero de 2021).

Muchos coleccionistas de Europa, América y Asia tienen la especie. La cría en cautividad no supone problema alguno, siempre que los animales tengan condiciones de alojamiento adecuadas y una alimentación correcta (Manthey & Schuster, 1992; Werning, 2010). No obstante, el comercio internacional continúa todavía, principalmente de ejemplares extraídos del medio silvestre. Se ha informado repetidamente sobre las dificultades que entraña la tenencia de especímenes de origen silvestre. Debido a su marcado comportamiento de huida, los animales silvestres sufren frecuentes lesiones por chocarse contra paneles de cristal (p. ej. Manthey & Schuster, 1992; Werning, 2010). Se considera que la tasa de mortalidad de los especímenes silvestres durante o después del transporte podría ser bastante elevada (véase 6.2). No obstante, los dragones de agua capturados en el medio silvestre e importados a Europa a menudo se venden a precios más baratos que los ejemplares nacionales criados en cautividad (véase Anexo I, gráfico 8). Según la base de datos del comercio CITES de PNUMA-CMCM, entre 2010 y 2019 se importaron dragones de agua criados en cautividad de Viet Nam a la Unión Europea (unos 7.000 ejemplares en total), pero no hay evidencia alguna que demuestre la existencia de instalaciones de cría en cautividad en Viet Nam con la capacidad de producir un número tan grande de dragones de agua (Nguyen et al., 2018a).

8.5 Conservación del hábitat

Hay varias poblaciones de *P. cocincinus* presentes en áreas protegidas. No obstante, se ha informado de la destrucción y fragmentación del hábitat incluso dentro de las áreas protegidas en Viet Nam y se observaron densidades de población relativamente bajas (Gewiss et al., 2020; Nguyen et al., 2018a; van Schingen et al., 2016).

8.6 Salvaguardias

9. Información sobre especies similares

El dragón de agua australiano *Intellagama lesueurii*, antes *Physignathus lesueurii*, es un dragón de agua presente en Australia. El género *Physignathus* ha sido recuperado como paráfila en estudios filogenéticos (Amey et al., 2012), Hugall et al., 2008), Townsend et al., 2011), dando lugar a la resurrección del género *Intellagama* (Gray, 1845, por Amey et al., 2012). A pesar de su ecología similar, ambas especies de dragón de agua, *Physignathus cocincinus* e *Intellagama lesueurii*, se distinguen claramente por sus características morfológicas.

10. Consultas

Se realizaron consultas con Camboya, la República Democrática Popular Lao, la República Popular China, Tailandia y la Comisión Europea mediante carta oficial del 20 de octubre de 2021.

11. Observaciones complementarias

12. Referencias

- Agrobiodiversity Project (ABP). 2013. Provincial Biodiversity Strategy and Action Plan (2012-2020), Xieng Khouang Province, Lao PDR. Available at: https://www.la.undp.org/content/lao_pdr/en/home/library/environment_energy/provincial-biodiversity-strategy-and-action-plan--2012-2020--/. (Accessed 06 November 2020).
- Altherr S, Freyer, D., Lameter, K. 2020. Strategien zur Reduktion der Nachfrage nach als Heimtiere gehaltenen Reptilien, Amphibien und kleinen Säugetieren. Bundesamt für Naturschutz, Bonn, Germany.
- Amey, A.P., Couper, P.J., Shea, G.M. 2012. *Intellagama lesueurii* (Gray, 1831), the correct binomial combination for the Australian Eastern Water Dragon (Sauria, Agamidae). *Zootaxa* 3390: 65–67.
- Asian Development Bank. 2013. Viet Nam: Environment and climate change assessment. Available at: <https://www.adb.org/sites/default/files/institutional-document/33916/files/viet-nam-environment-climate-change.pdf>. (Accessed 06 November 2020).
- Chan, W.-H., Lau, A., Martelli, P., Tsang, D., Lee, W.-H., Sung, Y.-H. 2020. Spatial Ecology of the Introduced Chinese Water Dragon *Physignathus cocincinus* in Hong Kong. *Current Herpetology* 39(1): 55–65.
- Cochard, R., Ngo, D.T., Waeber, P.O., Kull, C.A. 2017. Extent and causes of forest cover changes in Vietnam's provinces 1993–2013: a review and analysis of official data. *Environmental Reviews* 25(2): 199–217.
- Convention on International Trade in Endangered Species of Fauna and Flora (CITES), 1994. Resolution Conf. 9.24 (Rev. CoP17). Criteria for amendment of Appendices I and II. Available at: <https://www.cites.org/eng/res/09/09-24R16.php>. (Accessed 12 November 2019).
- Dang, P.H., Nguyen, T.Q., Nguyen, S.T., Nguyen, K.V. 2006. A photographic guide to mammals, reptiles and amphibians of Phu Quoc Island, Kien Giang Province, Vietnam, Ho Chi Minh City General Publishing House, Ho Chi Minh City, Vietnam.
- Dang, D.X. 2009. Biodiversity survey – Rapid assessment of flora and terrestrial animals in the key areas of Kien Giang Biosphere Reserve. Technical Report. Published by GTZ GmbH.
- Das, I. 2010. A Field Guide to the Reptiles of South-East Asia, New Holland Publishers, London, UK.
- Duckworth, J.W., Salter, R.E., Khounbolin, K, 1999. Wildlife in Lao PDR, Status Report. Vientiane, Lao PDR.
- Ferriter, A., Doren, B., Winston, R., Thayer, D., Miller, B., Thomas, B., Barrett, M., Pernas, T., Hardin, S., Lane, J., Kobza, M., Schmitz, D., Bodle, M., Toth, L., Rodgers, L., Pratt, P., Snow, S., Goodyear, C. 2009 Chapter 9: The Status of Nonindigenous Species in the South Florida Environment. In: Redfield G (Ed.) South Florida Environmental Report. South Florida Water Management District, West Palm Beach, 1–101.
- Fitzgerald, L.A., Walkup, D., Chyn, K., Buchholtz, E., Angeli, N., Parker, M. 2018. The Future for Reptiles: Advances and Challenges in the Anthropocene. *Encyclopedia of the Anthropocene*. Elsevier Inc, 3, 163–174.

- Gewiss, L.R., Ngo, H.N., van Schingen-Khan, M., Bernardes, M., Rauhaus, A., Pham, C.T., Nguyen, T.Q., Ziegler, T. 2020. Population assessment and impact of trade on the Asian Water Dragon (*Physignathus cocincinus* Cuvier, 1829) in Vietnam. *Global Ecology and Conservation* 23 e01193.
- Grismer, L.L., Neang, T., Chav, T., Grismer, J.L. 2008. Checklist of the amphibians and reptiles of the Cardamom region of southwestern Cambodia. *Cambodian Journal of Natural History*, 2008(1): 12–28.
- Grismer, L.L. 2011. Lizards of Peninsular Malaysia, Singapore and their Adjacent Archipelagos. Edition Chimaira, Frankfurt am Main, 728 pp.
- Grismer, L.L., Quah, E.S.H. 2019. An updated and annotated checklist of the lizards of Peninsular Malaysia, Singapore, and their adjacent archipelagos. *Zootaxa* 4545: 230–248.
- Hawkeswood, T.J., Sommung, B. 2017. A record of the Thai Water Dragon, *Physignathus cocincinus* Cuvier, 1829 (Reptilia: Agamidae) from Chonburi, Chonburi Province, Thailand. *Calodema* 575: 1–3.
- Hawkeswood, T.J., Sommung, B., Sommung, A. 2019. First record of the Thai Water Dragon, *Physignathus cocincinus* Cuvier, 1829 (Reptilia: Agamidae) from Sisaket Province, Thailand. *Calodema* 712: 1–4.
- Hugall, A.F., Foster, R., Hutchinson, M., Lee, M.S.Y. 2008. Phylogeny of Australasian agamid lizards based on nuclear and mitochondrial genes: implications for morphological evolution and biogeography. *Biological Journal of the Linnean Society* 93: 343–358.
- IUCN. 2012. IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1. Second edition. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN. Available at: www.iucnredlist.org/technical-documents/categoriesand-criteria.
- Jiang, Z., Jiang, J., Wang, Y., Zhang, E., Zhang, Y., Li, L., Xie, F., Cai, B., Cao, L., Zheng, G., Dong, L., Zhang, Z., Ding, P., Luo, Z., Ding, C., Ma, Z., Tang, S., Cao, W., Li, C., Hu, H., Ma, Y., Wu, Y., Wang, Y., Zhou, K., Liu, S., Chen, Y., Li, J., Feng, Z., Wang, Yan, Wang, B., Li, Cheng, Song, X., Cai, L., Zang, C., Zeng, Y., Meng, Z., Fang, H., Ping, X. 2016. Red List of China's Vertebrates. *Biodivers. Sci.* 24 (5), 500–951.
- Kasper, K., Schweikhard, J., Lehmann, M., Eber, C.L., Erbe, P., Wayakone, S., Nguyen, T.Q., Le, M.D., Ziegler, T. 2020. The extent of the illegal trade with terrestrial vertebrates in markets and households in Khammouane Province, Lao PDR. *Nature Conservation* 41: 25–45.
- Kadoorie Farm and Botanic Garden (KFBG). 2002. Report of a Rapid Biodiversity Assessment at Chunxiu Headwater Forest Nature Reserve, Southwest Guangxi, China 24 May 1998. South China Forest Biodiversity Survey Report Series (Online Simplified Version): No. 9. KFBG, Hong Kong SAR, ii + 9 pp.
- Kim, S.B., Alounsavath, O. 2014. Forest policy measures influence on the increase of forest cover on northern Laos. *Forest Science and Technology* 11(3): 166–171.
- Koch, S. 2017. The struggle over Lao PDR's forests: New opportunities for improved forest governance? *Pacific Geographies* 47: 4–13.
- Lee, K., Lau, M., Chan, B. 2004. Wild Animal Trade Monitoring at Selected Markets in Guangzhou and Shenzhen, South China, 2000–2003, Kadoorie Farm & Botanic Garden Technical Report No. 2. KFBG, Hong Kong SAR. 36 pp.
- Lee, K.H., Chen, T.H., Shang, G., Clulow, S., Yang, Y.J., Lin, S.M. 2019. A check list and population trends of invasive amphibians and reptiles in Taiwan. *ZooKeys* 829, 85–130.
- Li, W., Fuller, T.K., Sung, W. 1996. A Survey of Wildlife Trade in Guangxi and Guangdong, China. *Traffic Bulletin* 16(1): 9–16.
- Li, Y. and Li, D. 1998. The Dynamics of Trade in Live Wildlife across the Guangxi Border between China and Vietnam during 1993–1996 and its Control Strategies. *Biodivers. Conserv.* 7, 895–914.
- Manthey, U., Schuster, N. 1992. Agamen. Natur und Tier-Verlag, Münster, NRW, Germany.
- Manthey, U., Manthey, S. 1998. Amphibien und Reptilien von Laos – Ein Reisebericht Teil 1: Phou Khao Khouay NBCA (Februar 1998). Sauria.
- Meyfroidt, P., Lambin, E.F. 2008. Forest transition in Vietnam and its environmental impacts. *Global Change Biology* 14, 1319–1336.
- Miller, K.L., Castañeda Rico, S., Muletz-Wolz, C.R., Campana, M.G., McInerney, N, Augustine, L, et al. 2019. Parthenogenesis in a captive Asian water dragon (*Physignathus cocincinus*) identified with novel microsatellites. *PLoS ONE* 14(6): e0217489.

- Ministry of Natural Resources and Environment (MONRE), 2014. Vietnam's Fifth National Report To The United Nations Convention On Biological Diversity. Available at: http://vietnamabs.gov.vn/wp-content/uploads/2018/07/Market-bao-cao-lan-5_29.9.pdf. (Accessed 06 November 2020).
- Mo, M. 2019. Using Citizen-science Reports to Document Range Expansion of the Introduced Chinese Water Dragon (*Physignathus cocincinus*) in Hong Kong. *IRCF Reptiles & Amphibians* 26(2):128–131.
- Nabhitabhata, J., Chan-ard, T. 2005. Thailand Red Data: mammals, reptiles and amphibians. Office of Natural Resources and Environmental Policy and Planning, Bangkok, Thailand. 234 pp.
- Nguyen, T.Q., Bain, R. 2006. An Assessment of the Herpetofauna of the Green Corridor Forest Landscape, Thua Thien Hue Province, Vietnam. Report No 2: Green Corridor Project, WWF Greater Mekong & Vietnam Country Programme and FPD Thua Thien Hue Province, Vietnam.
- Nguyen, S.V., Ho, C.T., Nguyen, T.Q. 2009. Herpetofauna of Vietnam, Chimaira, Frankfurt, HE, Germany.
- Nguyen, V.H., Ngo, D.C., Ngo, V.B., Nguyen, T.Q. 2017. Day and night activities of the Green Water Dragon (*Physignathus cocincinus* Cuvier, 1829) in the mountain region of Thua Thien Hue Province. In Vietnamese (English abstract).
- Nguyen, T.Q., Ngo, H.N., Pham, C.T., Nguyen, V.H., Ngo, D.C., van Schingen, M., Ziegler, T. 2018a. First population assessment of the Asian Water Dragon (*Physignathus cocincinus* Cuvier, 1829) in Thua Thien Hue Province, Vietnam. *Nature Conserv.* 26, 1–14.
- Nguyen, V.H., Ngo, V.B., Ngo, D.C., Nguyen, T.Q. 2018b. Diet of the Indochinese Water Dragon *Physignathus cocincinus* Cuvier, 1829 (Squamata: Sauria: Agamidae) from Thua Thien Hue Province, Vietnam. *Russian Journal of Herpetology* 25(3): 189–194.
- Nguyen, V.H. 2018. Study on the population status of the Asian Water Dragon (*Physignathus cocincinus* Cuvier, 1829) with implications for conservation in Thua Thien Hue, Summary of Ph.D. Dissertation, Hue University: Hue College of Education, Hue, Thua Thien Hue, Vietnam. 54 p. Available at: http://www.dhsphue.edu.vn/media/db_html_cmp_020501/20180413143041_4__tom_tat_lats_bang_ta_n_vhoang_2018.pdf. (Accessed 12 November 2019).
- Powers, R.P., Jetz, W. 2019. Global habitat loss and extinction risk of terrestrial vertebrates under future landuse-change scenarios. *Nat Clim Chang.* Springer US, 9: 323–329.
- Smith, M.A. 1935. The fauna of British India, including Ceylon and Burma. Vol. II. Sauria. Taylor and Francis, London, 8, 440 pp.
- Stibig, H.J., Achard, F., Carboni, S., Rasi, R., Miettinen, J. 2014. Change in tropical forest cover of Southeast Asia from 1990 to 2010. *Biogeosciences* 11, 247–258.
- Stuart, B.L. 1998. A survey of amphibians and reptiles in Hin Nam No NBCA, east-central Laos. Vientiane: CPAWM/WCS.
- Stuart, B.L. 2004. The Harvest and Trade of Reptiles at U Minh Thuong National Park, Southern Vietnam. *Traffic Bulletin* 20(1), 25–34.
- Stuart, B.L., Emmett, D.A. 2006. A Collection of Amphibians and Reptiles from the Cardamom Mountains, Southwestern Cambodia. *Fieldiana Zool.* 109, 1–27.
- Stuart, B.L., Sok, K., Neang, T. 2006. A collection of amphibians and reptiles from hilly eastern Cambodia. *Raffles Bulletin of Zoology*, 54: 129–155.
- Stuart, B., Sumontha, M., Cota, M., Panitvong, N., Nguyen, T.Q., Chan-Ard, T., Neang, T., Rao, D.-q., Yang, J. 2019. *Physignathus cocincinus*. The IUCN Red List of Threatened Species. Available at: <https://www.iucnredlist.org/species/104677699/104677832>. (Accessed 06 November 2019).
- Suzuki, D., Fuse, K., Aizu, M., Yoshizawa, S., Tanaka, W., Araya, K., Praxaysombath, B. 2015. Reptile Diversity in Food Markets in Laos. *Current Herpetology* 34(2): 112–119.
- Taylor, E.H. 1963. The lizards of Thailand. *Univ. Kansas Sci. Bull* 44: 687-1077. 911 pp. Available at: <https://www.biodiversitylibrary.org/part/35705>. (Accessed 06 November 2020).
- To, A. 2005. Another alien has landed: the discovery of a wild population of water dragon, *Physignathus cocincinus*, in Hong Kong. *Porcupine* 33: 3–4.
- Townsend, T.M., Mulcahy, D.G., Noonan, B.P., Sites, Jr. J.W., Kuczynski, C.A., Wiens, J.J., Reeder, T.W. 2011. Phylogeny of iguanian lizards inferred from 29 nuclear loci, and a comparison of concatenated and species-tree approaches for an ancient, rapid radiation. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 61: 363–380.

- United Nations Environment Programme's World Conservation Monitoring Centre (UNEP-WCMC), 2020. CITES Trade Database. Available at: <https://trade.cites.org/>. (Accessed 29 October 2020).
- U.S. Fish & Wildlife Service (USFWS). 2018. LEMIS database.
- van Schingen, M., Pham, C.T., Thi, H.A., Bernardes, M., Hecht, V., Nguyen, T.Q., Bonkowski, M., Ziegler, T. 2014. Current status of the crocodile lizard *Shinisaurus crocodilurus* Ahl, 1930 in Vietnam with implications for conservation measures. *Rev. Suisse Zool.* 121 (3), 1e15.
- van Schingen, M., Ha, Q.Q., Pham, C.T., Le, T.Q., Nguyen, T.Q., Bonkowski, M., Ziegler, T. 2016. Discovery of a new crocodile lizard population in Vietnam: Population trends, future prognoses and identification of key habitats for conservation. *Revue Suisse de Zoologie*, 123(2): 241-251.
- Werning, H. 2010. *Die Grüne Wasseragame*, third ed. Natur und Tier – Verlag, Münster, NRW, Germany. 62 pp.
- WWF Indochina Programme. 1998. *Borderline - An Assessment of Wildlife trade in Vietnam*. Draft Report prepared by WWF Indochina Programme, Hanoi, 49 pp.
- Yiming, L., Dianmo, L. 1998. The Dynamics of Trade in Live Wildlife across the Guangxi Border between China and Vietnam during 1993–1996 and its Control Strategies. *Biodivers. Conserv.* 7, 895–914.
- Zhang, L., Hua, N., Sun, S. 2008. Wildlife trade, consumption and conservation awareness in southwest China. *Biodivers. Conserv.* 17, 149–1516.
- Ziegler, T. 2002. *Die Amphibien und Reptilien eines Tieflandfeuchtwald-Schutzgebietes in Vietnam*, Natur & Tier Verlag, Münster, NRW, Germany.

To be completed

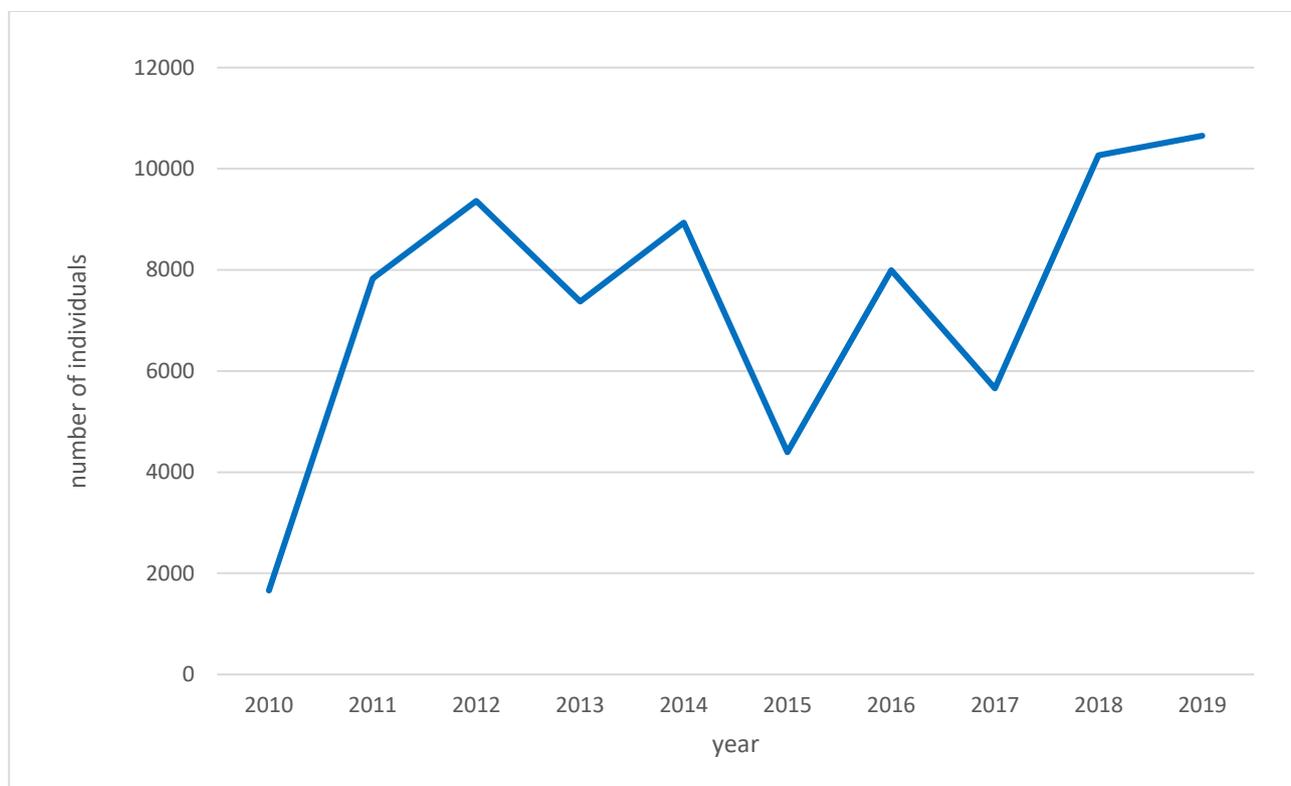


Figure 1. Number of *Physignathus cocincinus* live individuals imported into the EU between 2010 and 2019. Data obtained from the UNEP-WCMC CITES trade database (2020).

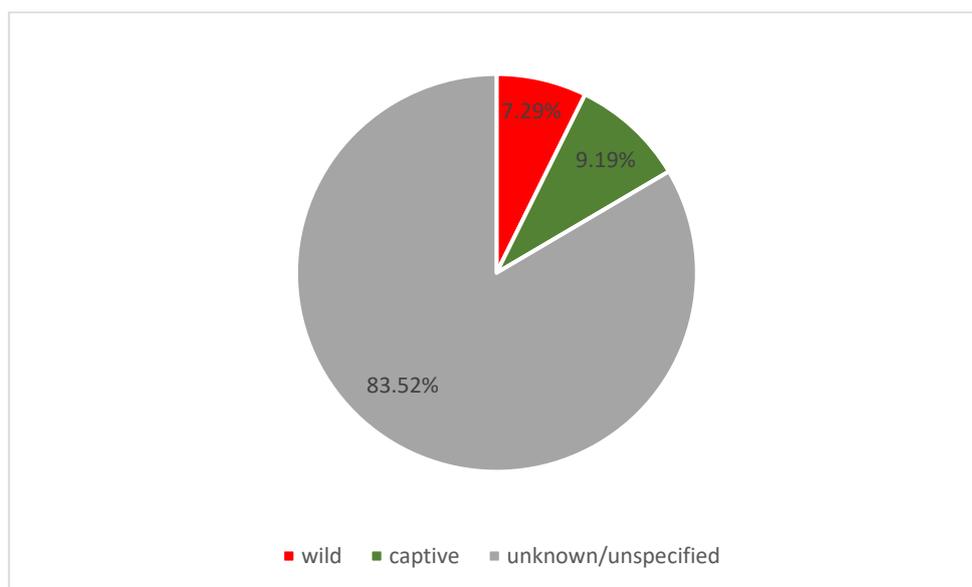


Figure 2. Source of live *Physignathus cocincinus* individuals imported into the EU between 2010 and 2019. Data obtained from the UNEP-WCMC CITES trade database (2020).

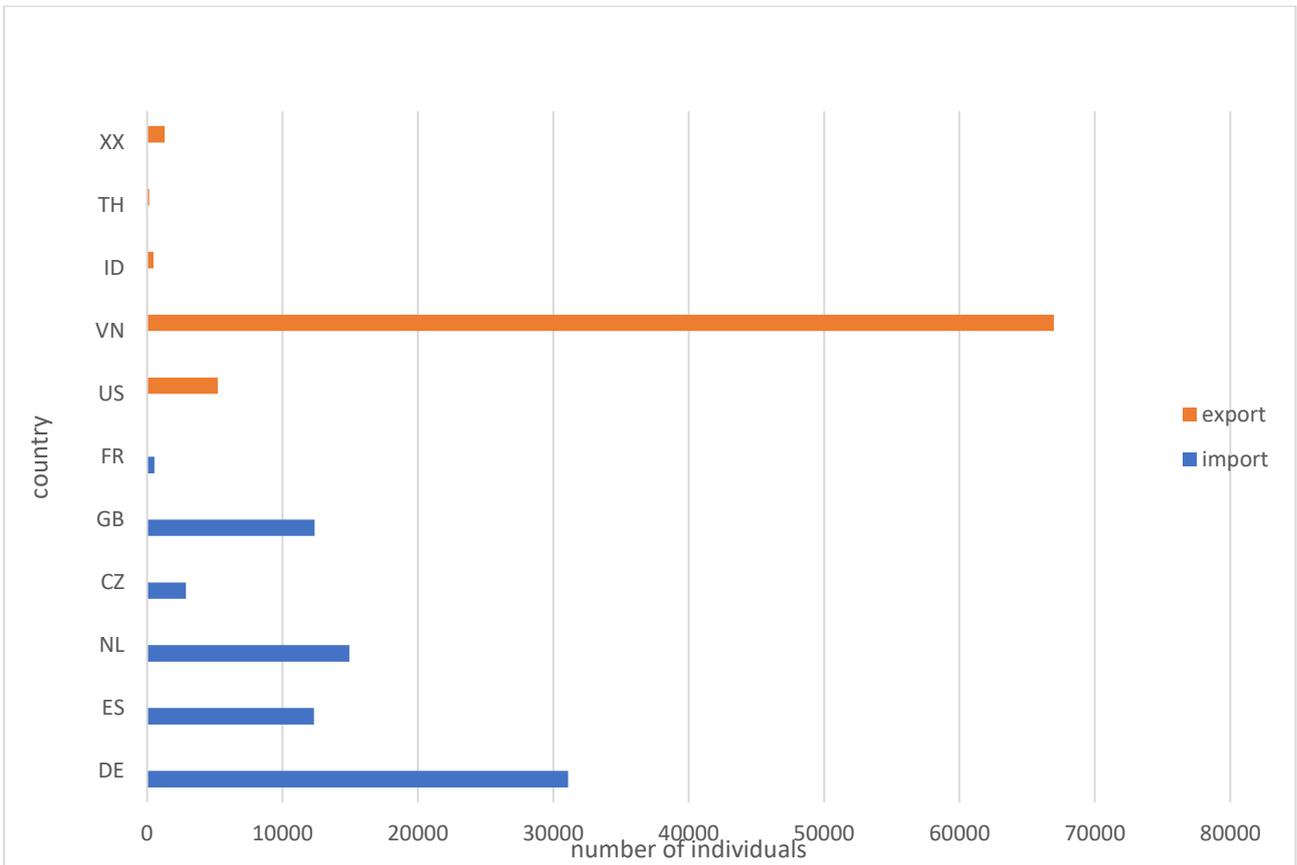


Figure 3. Numbers of live *Physignathus cocincinus* individuals imported into the EU between 2010 and 2019 per exporting/importing country. Data obtained from the UNEP-WCMC CITES trade database (2020).

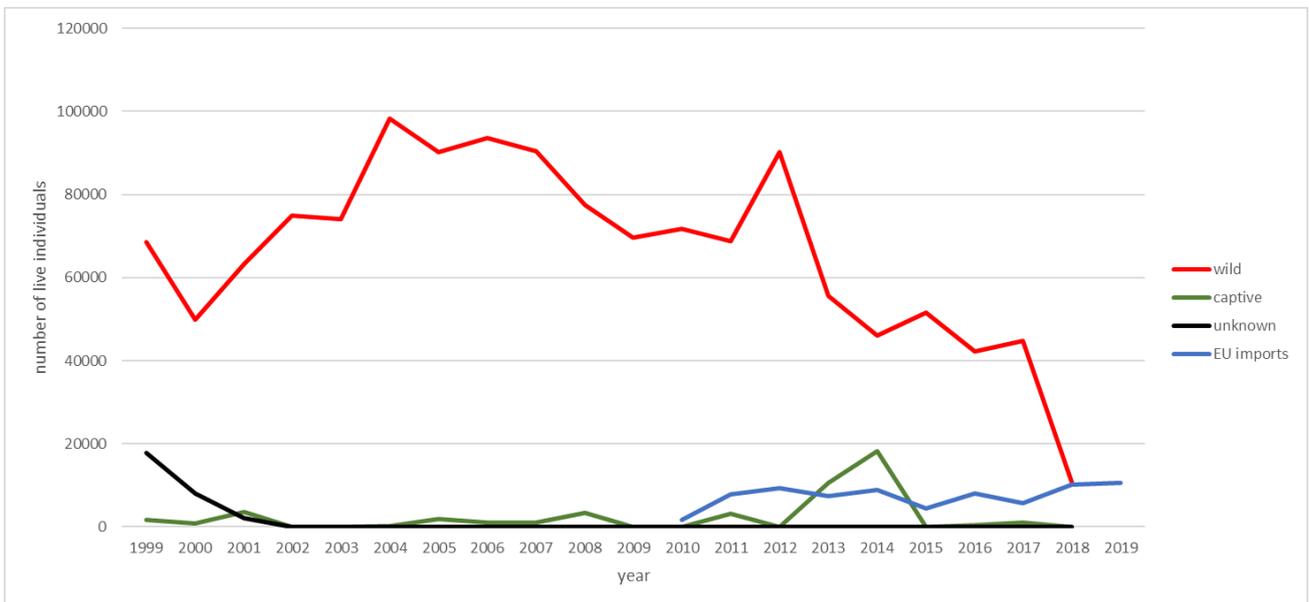


Figure 4. Number of *Physignathus cocincinus* live individuals imported into the US between 1999 and April 2018 and into the EU between 2010 and 2019. Data obtained from the UNEP-WCMC CITES trade database (2020) and the U.S. Fish & Wildlife Service (USFWS) LEMIS database (2018).

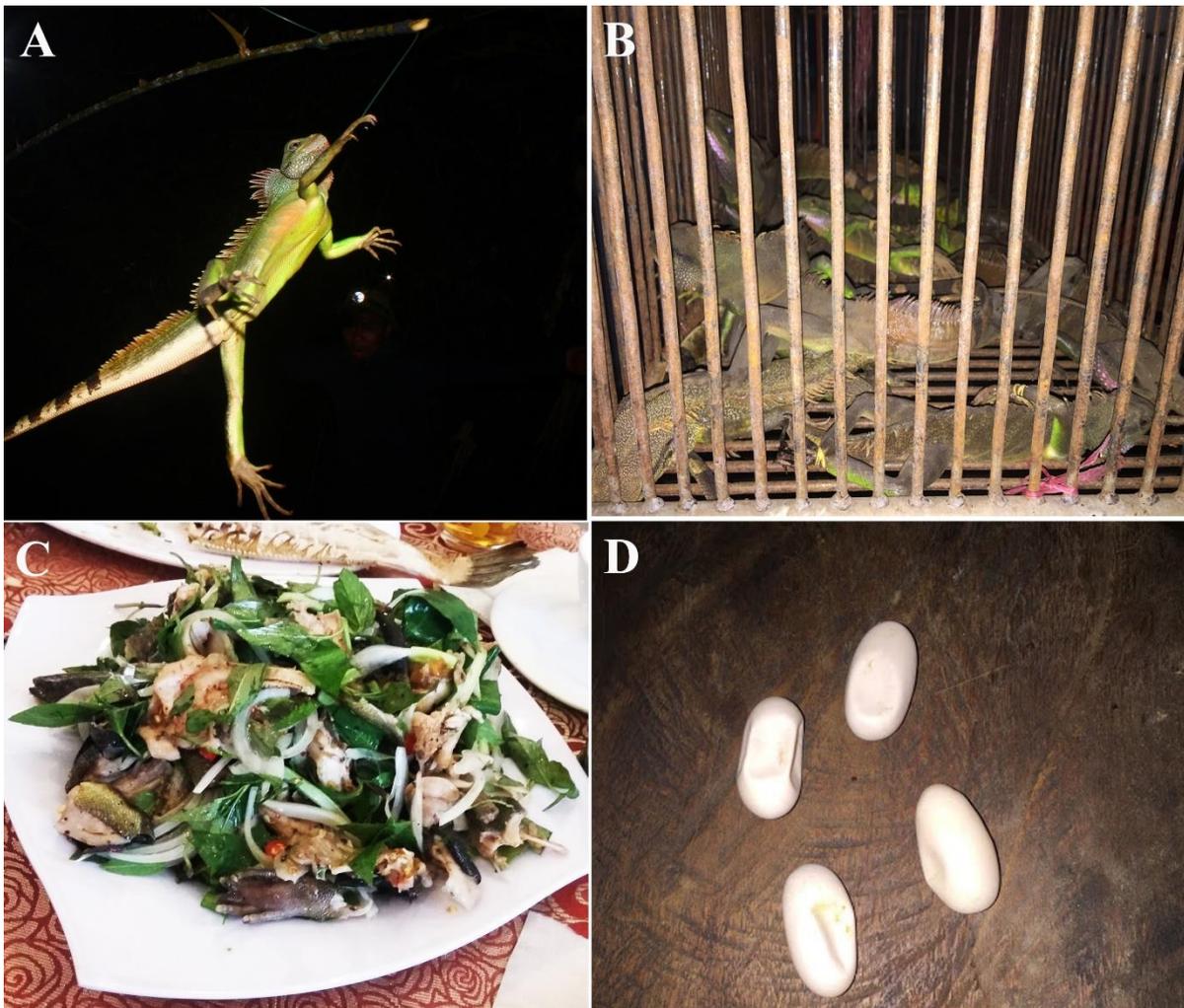


Figure 5. Examples for domestic threats to *Physignathus cocincinus* from Thua Thien Hue Province, central Viet Nam: A) Trapped individual in Nam Dong District B) Live individuals collected for food in Hue City C) Water dragons meat served as food in a restaurant in Hue City D) Eggs of the species preserved in alcohol in Nam Ding District (obtained from Nguyen et al. 2018a).



Figure 6. Collected live specimens of *Physignathus cocincinus* in Viet Nam.

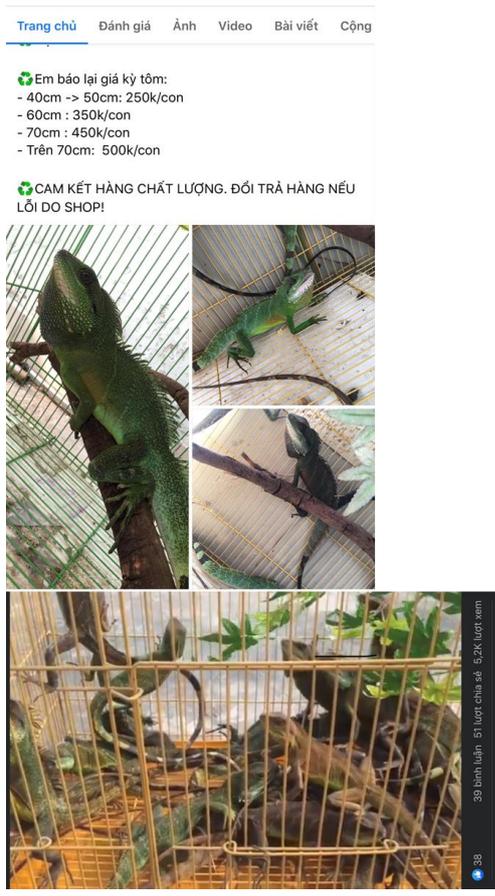


Figure 7. Examples for online advertisements of *Physignathus cocincinus* from Viet Nam.

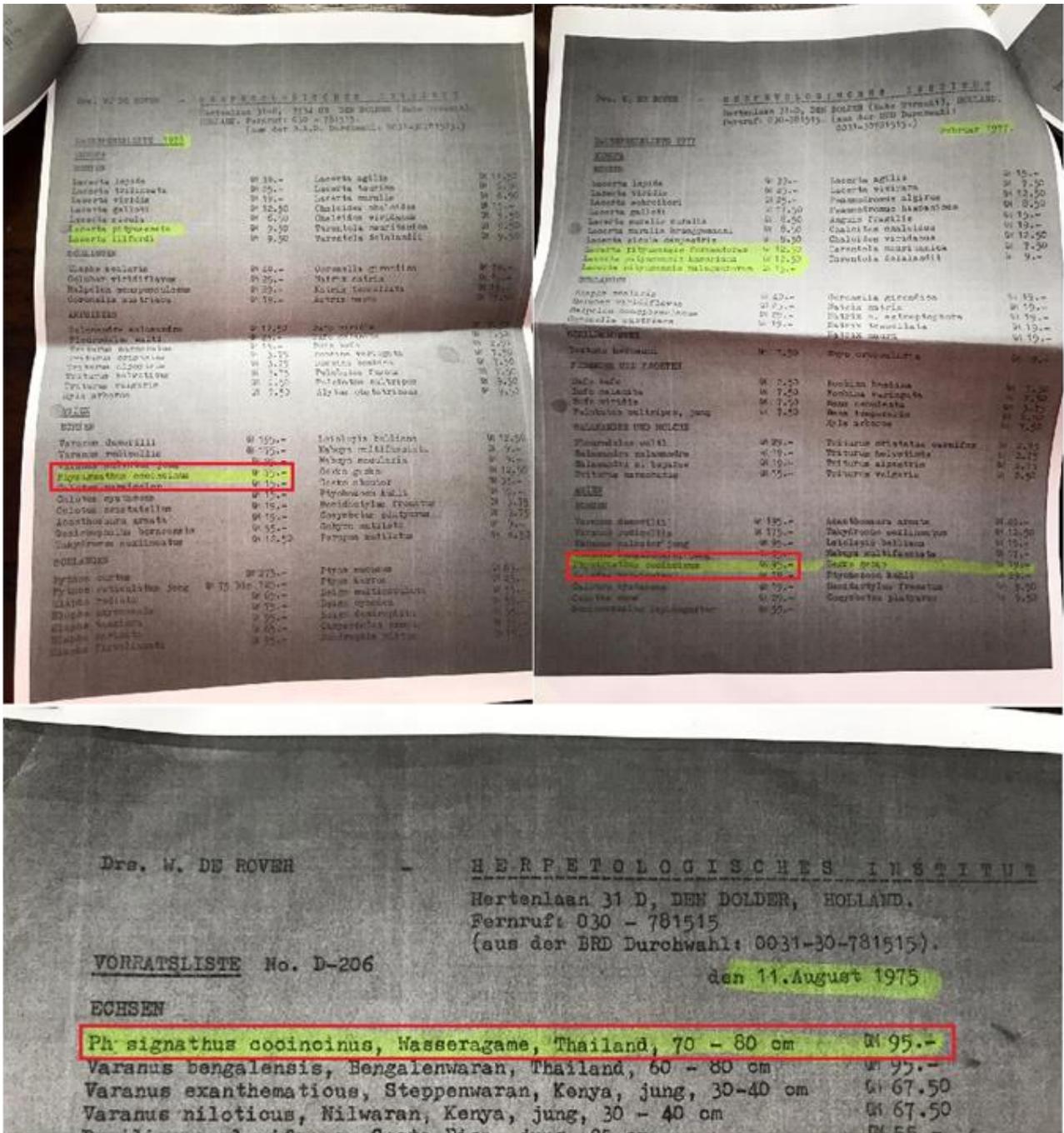


Figure 8. Dealer lists from 1975 and 1977 documenting the offer of *Physignathus cocincinus* from Thailand in Europe.

A Agamen				
Bartagame NZ 12-15 cm	Pogona vitticeps	NZ	99,00	
Bartagame farbig DNZ klein	Pogona vitticeps	DNZ	149,00	
Bartagame farbig DNZ 15-20 cm	Pogona vitticeps	DNZ	169,00	Quarantäne bis 13.07.2020
Bartagame farbig EUNZ klein ca. 15 cm	Pogona vitticeps	EUNZ	149,00	
Zwergbartagame NZ klein	Pogona henrylawsoni	NZ	149,00	
Somalische Dornschwanzagame DNZ klein	Uromastix princeps	DNZ	1999,00	
Schmetterlingsagame	Leiolepis belliana	WF	59,00	
Reeves Schmetterlingsagame	Leiolepis reevesii	WF	35,00	Sonderangebot
Hardun DNZ klein	Stellagama stellio picea	DNZ	179,00	Quarantäne bis 13.07.2020
Hardun DNZ mittel - groß	Stellagama stellio picea	DNZ	199,00	Quarantäne bis 13.07.2020
Wasseragame Baby	Physignatus cocincinus	WF	35,00	Sonderangebot
Wasseragame klein	Physignatus cocincinus	WF	79,00	
Wasseragame mittel	Physignatus cocincinus	WF	99,00	
Wasseragame subadult	Physignatus cocincinus	WF	149,00	
Vietnam Nackenstachler	Acanthosaura capra	WF	89,00	
Natalia's Nackenstachler	Acanthosaura nataliae	WF	199,00	

B				
Gestreifte Hausschlange White Line NZ klein	Lamprophis lineatus	EUNZ	149,00	
Indische Schmucknatter DNZ klein	Coelognathus (Elaphe) helena	DNZ	199,00	
Rauhe Grasnatter	Opheodrys aestivus	WF	129,00	
Westliche Waldfeilennatter DNZ Weibchen	Gonionotophis poensis	DNZ	699,00	
Hakennasennatter Albino Superconda het snow DNZ 20	Heterodon nasicus	DNZ	999,00	
Agamen				
Bartagame NZ 12-15 cm	Pogona vitticeps	DNZ	99,00	
Bartagame farbig DNZ klein	Pogona vitticeps	DNZ	149,00	
Bartagame farbig DNZ 15-20 cm	Pogona vitticeps	DNZ	169,00	
Zwergbartagame NZ klein	Pogona henrylawsoni	DNZ	149,00	
Somalische Dornschwanzagame DNZ klein	Uromastix princeps	DNZ	1999,00	
Wasseragame Baby	Physignatus cocincinus	WF	35,00	Sonderangebot
Wasseragame klein	Physignatus cocincinus	WF	79,00	
Wasseragame mittel	Physignatus cocincinus	WF	99,00	
Wasseragame DNZ klein	Physignatus cochinchinus	DNZ	79,00	
Australische Wasseragame NZ klein	Physignatus leseurii	NZ	499,00	
Natalia's Nackenstachler	Acanthosaura nataliae	WF	199,00	
Lezuane				

GL ca. 20 cm

Wasseragame Baby
Physignatus cocincinus

nur 35,00 €
Fortgeschrittener

GL ca. 25 - 30 cm

Wasseragame klein
Physignatus cocincinus

Nur 49,00 €
Fortgeschritten

E				
Bartagame farbig DNZ 15-20 cm	Pogona vitticeps	DNZ	169,00	
Bartagame farbig EUNZ klein ca. 15 cm	Pogona vitticeps	EUNZ	149,00	
Zwergbartagame NZ mittel	Pogona henrylawsoni	NZ	199,00	
Zwergbartagame NZ klein	Pogona henrylawsoni	DNZ	149,00	
Somalische Dornschwanzagame DNZ klein	Uromastix princeps	DNZ	1999,00	
Wüstenagame Männchen	Trapelus mutabilis	WF	69,00	
Wasseragame Baby	Physignatus cocincinus	WF	49,00	
Wasseragame klein	Physignatus cocincinus	WF	49,00	Sonderangebot
Wasseragame mittel	Physignatus cocincinus	WF	99,00	
Wasseragame DNZ klein	Physignatus cochinchinus	DNZ	79,00	
Australische Wasseragame NZ klein	Physignatus leseurii	NZ	499,00	
Natalia's Nackenstachler	Acanthosaura nataliae	WF	199,00	
Grüne Segelechse s-m	Hydrosaurus weberi	WF	299,00	

Figure 9. Example for online adverts (special offer) of wild caught *Physignatus cocincinus* individuals in Germany from July (A), October (B and C) and November (D and E) 2020; WF = wild caught; NZ = bred/ born in captivity; DNZ = bred/ born in captivity in Germany.

Table 1. Domestic trade in *Physignathus cocincinus* in Viet Nam based on online investigations (obtained from Gewiss et al. 2020)

Areas	Provinces	Number of dealers	Number of shops and markets	Purposes	Prices (US\$) per specimen
Northern Viet Nam	Ha Noi	5	5	Pet trade	3-16
	Hai Phong	1	1	Pet trade	3-11
	Ha Giang	1	0	Pet trade and food	US\$14/ kg
	Nam Dinh	1	0	Pet trade	4-8
	Phu Tho	3	0	Pet trade	*
	Quang Ninh	1	0	Pet trade	*
	Yen Bai	1	0	Food	*
Central Viet Nam	Binh Dinh	2	0	Pet trade and food	4-18
	Da Nang	3	0	Pet trade	4-9
	Nha Trang	3	0	Pet trade	7-11
	Quang Nam	1	0	Food	*
Southern Viet Nam	Ba Ria - Vung Tau	1	0	Pet trade	*
	Binh Duong	1	0	Pet trade	10
	Binh Phuoc	1	0	Pet trade	14
	Dong Nai	2	1	Pet trade	3-20
	Gia Lai	1	0	Pet trade and food	7-22
	Ho Chi Minh	17	2	Pet trade and food	3-16 or US\$ 6/ kg
	Unknown	6	0	Pet trade	6-18 or US\$ 16 per pair