

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



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

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

A. Propuesta

Incluir *Pterapogon kauderni* en el Apéndice II de conformidad con el párrafo 2 a) del Artículo II de la Convención y por cumplir los Criterios A y B del Anexo 2a de la Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP16).

B. Autor de la propuesta

La Unión Europea*.

C. Justificación

1. Taxonomía

1.1 Clase: Actinopterygii

1.2 Orden: Perciformes

1.3 Familia: Apogonidae

1.4 Género, especie o subespecie, incluidos el autor y el año: *Pterapogon kauderni* Koumans, 1933

1.5 Sinónimos científicos:

1.6 Nombres comunes:	inglés:	Banggai Cardinalfish
	francés:	Poisson-cardinal de Banggai
	español:	Pez cardenal de Banggai

1.7 Número de código:

2. Visión general

Pterapogon kauderni es un pequeño pez marino endémico del archipiélago de Banggai, que se encuentra frente a la costa de la provincia de Sulawesi Central, en la parte oriental de Indonesia (Allen y Steene, 2005; Vagelli y Erdmann, 2002). La especie tiene un área de distribución muy restringida de unos 5.500 km² y habita en pequeñas poblaciones aisladas en las aguas someras de 34 islas (Vagelli, 2011). Es objeto de una fuerte presión extractiva para el comercio de peces de acuario, y los informes indican que las capturas anuales alcanzaron los 900.000 peces/año en 2007 (Vagelli, 2008; 2011). Las características biológicas de la especie la hacen vulnerable a la sobreexplotación (baja fecundidad, largo cuidado parental y la ausencia una fase planctónica, lo cual impide su dispersión). Los informes indican

* 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.

que la disminución generalizada de la abundancia de los erizos de mar (*Diadema setosum*), que constituyen un hábitat esencial para la especie, también representa una amenaza considerable para ella (Vagelli, 2015).

Se estimó que la población era de 1,4 millones de ejemplares en 2015, lo que representa una disminución del 36% respecto de la población estimada en 2007 y una disminución en la abundancia de más del 90% respecto de las estimaciones del tamaño de la población antes de que la especie fuera explotada (Vagelli, 2008, 2011, 2015). Se ha documentado la desaparición de varias poblaciones (Allen y Donaldson, 2007, Ndohe *et al.*, 2013a, Vagelli, 2015). Dada la estructura genética microgeográfica extrema de la especie, que presenta altos niveles de divergencia en distancias de tan solo 2 a 5 km (Hoffman *et al.*, 2005, Vagelli *et al.*, 2009), tales desapariciones significan la pérdida total de líneas genéticas distintas entre sí.

P. kauderni está clasificada en la categoría de “En peligro” en la Lista Roja de la UICN por tener un área de ocupación muy pequeña, una grave fragmentación (debido a la falta de hábitats adecuados entre subpoblaciones y de mecanismos de dispersión) y “la disminución continuada en curso (desapariciones locales y una disminución pronunciada en el tamaño de la población en los últimos años) debido a su explotación para el comercio internacional de peces de acuario” (Allen y Donaldson, 2007). La especie reúne las condiciones para la inclusión en el Apéndice II por cumplir los Criterios A y B del Anexo 2a de la Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP16).

3. Características de la especie

3.1 Distribución

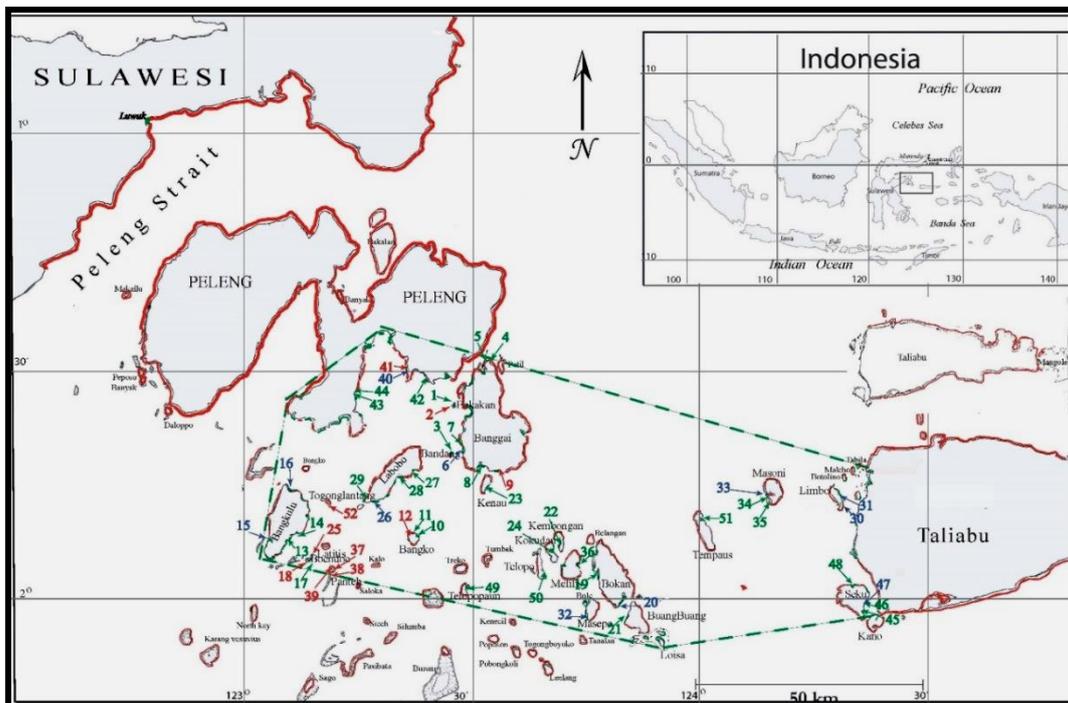


Figura 1. Distribución geográfica natural de *P. kauderni*. Los perímetros marcados en rojo indican la ausencia de la especie (Vagelli, 2011). Las flechas señalan las 52 localidades (en 25 islas) visitadas durante estudios realizados en 2015. Los números en verde indican la presencia de la especie y los números en rojo indican su ausencia; los números en azul indican las localidades del estudio (Vagelli, 2015).

Pterapogon kauderni es una especie endémica del archipiélago de Banggai, en Indonesia (Allen y Steene, 1995; Allen, 2000). Su área de distribución natural se extiende desde las coordenadas 01°24'57.6" a 02°05'53.5" de latitud sur y desde las coordenadas 123°0.3'04.2" a 124°23' 30" de longitud este (Vagelli, 2011). Dentro de esta área de distribución, se encuentran poblaciones aisladas solo en 34 de las 67 islas (Vagelli, 2011, 2015), de las cuales 21 tienen una longitud de menos de 6 km y 16 tienen una longitud de menos de 3 km (Vagelli, 2011). Se ha calculado que la extensión

máxima del hábitat potencial disponible¹ es de 23 km² (Vagelli, 2015). Se ha señalado que el área de ocupación ha disminuido desde una estimación anterior de 30 km² (Vagelli, 2011) a partir de datos sobre disminuciones poblacionales y estimaciones más precisas sobre la extensión máxima del hábitat potencial en las islas en las que habita la especie (Vagelli, 2015).

La introducción artificial de *P. kauderni* ha dado lugar al establecimiento de varias poblaciones pequeñas a lo largo de rutas comerciales (Moore *et al.*, 2012). Existen poblaciones introducidas en Luwuk, en la parte central de Sulawesi (Vagelli y Erdmann, 2002), en Palu Bay, en el noroeste de Sulawesi (Moore y Ndohe, 2007), en el estrecho de Lembah, en el norte de Sulawesi (Erdmann y Vagelli, 2001), en Tumbak, en el norte de Sulawesi (Vagelli, 2011), en Kendari, en el sureste de Sulawesi (Moore *et al.*, 2011) y en el norte de Bali (Lilley, 2008). No obstante, salvo la población de Lembah, todas las poblaciones introducidas tienen una distribución geográfica muy restringida y están compuestas por entre unos pocos cientos y unos pocos de miles de ejemplares. Por ejemplo, la pequeña población introducida en Luwuk está confinada a un área de 0,6 km² en el puerto de Luwuk (Vagelli, 2011). Todas las poblaciones introducidas representan menos del 1% del número total de ejemplares de la especie (Vagelli, 2011, 2016).

3.2 Hábitat

P. kauderni es una especie diurna atípica de la familia Apogonidae que habita en aguas someras (<6 m) y protegidas, normalmente entre 1,5 y 2,5 m de profundidad en arrecifes de coral, praderas marinas y menos habitualmente en zonas abiertas (Vagelli y Erdmann, 2002; Vagelli, 2005; 2011). Se encuentra de forma más habitual en hábitats de aguas tranquilas en la parte protegida de islas más grandes (Vagelli, 2004a), aunque también puede habitar en entornos con un fuerte oleaje (Vagelli y Erdmann, 2002). La temperatura media del agua en estos hábitats es de 28°C (oscila entre los 26°C y los 31°C) (Vagelli y Erdmann, 2002). Las características oceanográficas de la región de Banggai (canales profundos entre las islas y fuertes corrientes) han contribuido a la filopatría extrema de *P. kauderni* (Bernardi y Vagelli, 2004; Vagelli, 2011). Se trata de una especie betónica y con fidelidad a los sitios que presenta un comensalismo obligado con los erizos de mar de la especie *Diadema setosum*, anémonas (y corales del género *Heliofungia* similares a las anémonas) y corales ramificados vivos (Vagelli y Erdmann, 2002; Vagelli, 2005, 2011). Presenta cambios ontogenéticos en su asociación con determinados microhábitats, y se considera que las anémonas de mar son especialmente importantes como microhábitat para los alevines (Vagelli, 2004a).

3.3 Características biológicas

P. kauderni tiene una serie de características biológicas que la hacen vulnerable a la sobreexplotación, tales como su área de distribución geográfica extremadamente limitada, su baja productividad y la ausencia de mecanismos de dispersión (Vagelli, 2008; 2011). Además, algunas de sus características ecológicas facilitan mucho su captura, tales como su preferencia por los hábitats de aguas someras, su gran fidelidad a los sitios y la formación de grupos (Vagelli, 2005; 2011), mientras que otras aumentan los efectos perjudiciales de su extracción indiscriminada, tales como su reproducción sincronizada con el ciclo lunar (Vagelli y Volpedo, 2004), la existencia de cambios ontogenéticos en su asociación con determinados microhábitats y la elevada mortalidad de alevines (Vagelli, 2004a, 2011).

P. kauderni tiene la menor fecundidad documentada de todas las especies de la familia Apogonidae, con puestas de unos 60 huevos (Vagelli, 2011). Los ejemplares alcanzan la madurez sexual aproximadamente a los nueve meses y tienen una longevidad de 3 a 5 años (Vagelli, 2011). La especie presenta un alto nivel de cuidado parental ya que los machos incuban los huevos durante unos 20 días en su cavidad bucal y tras su eclosión retienen a los embriones durante aproximadamente una semana antes de liberar a los neonatos (Vagelli, 1999; 2011).

La especie presenta roles sexuales invertidos. Los machos limitan el rendimiento reproductivo de las hembras y para la cópula las hembras deben competir por un macho receptivo (Vagelli, 2011). Por consiguiente, no todas las hembras maduras de una población consiguen reproducirse en un determinado momento, lo que reduce la fecundidad potencial de la población (Vagelli, 2011). Además, los machos ayunan durante el período de incubación (~28 días), lo cual inhibe su

¹ Calculado multiplicando los perímetros de las islas disponibles para la especie por una anchura de 80 m, lo cual representa la distancia media aproximada desde el litoral a profundidades de ~4 m (Vagelli, 2005, 2011; com. pers al PNUMA-CMVC, 2016).

capacidad de copular inmediatamente después de haber liberado a un grupo de neonatos y por lo tanto limita su disponibilidad. Por lo tanto, los machos solo tienen unos pocos ciclos reproductivos al año, lo cual limita la tasa de reproducción de la especie y su reclutamiento máximo (Vagelli, 2011).

La ausencia de una fase planctónica de dispersión de huevos y larvas y el comportamiento muy sedentario de los adultos hacen que la especie tenga una capacidad de dispersión muy limitada y que su reclutamiento se produzca en el hábitat de los padres (Vagelli, 2011).

A diferencia de la mayor parte de las especies de la familia Apogonidae, *P. kauderni* tiene hábitos de alimentación diurnos (Vagelli, 2005). Es un planctívoro generalista que se alimenta principalmente de copépodos, pero también es oportunista y consume distintos taxa (Vagelli y Erdmann, 2002; Vagelli, 2005, 2011). El tamaño de sus alimentos oscila entre unos 0,1 mm y 14 mm. La composición de la dieta es similar entre las distintas clases de edad, aunque se observan importantes variaciones entre unas localidades y otras (Vagelli, 2005; 2011).

La especie *Pterapogon kauderni* fue descrita por Koumans (1933), creando el género monotípico *Pterapogon*. El carácter monotípico del género es apoyado por análisis filogenéticos moleculares y morfológicos recientes (Fraser y Allen, 2010; Mabuchi *et al.*, 2014). *P. kauderni* es único a nivel genérico y representa una línea filogenética única (Vagelli, 2011).

3.4 Características morfológicas

P. kauderni es un pez de pequeño tamaño (longitud normal: 55-57 mm) con un dibujo contrastado característico de franjas negras y claras con manchas blancas (Vagelli, 2011). Las motas blancas en el cuerpo plateado son únicas en cada ejemplar y se pueden utilizar para identificar ejemplares (Vagelli, 2002). La especie se distingue de otras de la misma familia por su primera aleta dorsal, que parece tener flecos, los rayos alargados de su aleta anal y segunda aleta dorsal, su aleta caudal muy ahorquillada y su dibujo de color (Allen, 2000). Aunque no se ha demostrado que *P. kauderni* presente dimorfismo sexual, se puede distinguir a los machos de las hembras por la llamativa cavidad bucal agrandada de estos, que solo es visible cuando están incubando (Vagelli y Volpedo, 2004).

3.5 Función de la especie en su ecosistema

P. kauderni está asociada a varias especies de peces payaso cuando se resguarda en las anémonas. Cuando habita entre erizos de mar de espinas largas y corales ramificados, está asociado a otros peces cardenal (Vagelli y Erdmann, 2002, Vagelli, 2005). La especie sirve de alimento para varias especies de peces león (*Pterois* spp.), el mero de la especie *Epinephelus merra*, el pez cocodrilo (*Cymbacephalus beauforti*), la morena estrellada o copo de nieve (*Echidna nebulosa*), el pez piedra (*Synanceia horrida*) y la serpiente marina anillada (*Laticauda colubrina*) (Vagelli, 2005, 2011). La especie se alimenta de las larvas de parásitos de peces de arrecife, controlando así la carga de parásitos de otros peces de arrecife (Vagelli, 2011).

4. Estado y tendencias

4.1 Tendencias del hábitat

Se ha observado una degradación generalizada de los ecosistemas de arrecifes de coral en todo el archipiélago de Banggai desde 2001 (Allen y McKenna, 2001; Allen y Werner, 2002; Vagelli, 2005). Los hábitats ocupados por *P. kauderni* (praderas marinas y arrecifes de coral) son particularmente vulnerables a los factores de estrés antropogénicos por su cercanía del litoral (Allen y McKenna, 2001). En estudios sobre el estado de los arrecifes de coral en el archipiélago de Banggai realizados entre 2001 y 2007 se observó que, en general, el estado de los arrecifes era deficiente (Ndobé y Moore, 2008). Estudios realizados alrededor de la isla de Banggai entre 2004 y 2011 revelaron una disminución de la cobertura de arrecifes de coral del 25% al 11% (Moore *et al.*, 2011; 2012). Estudios realizados en 2011-2012 por Ndobé *et al.* (2013c) indicaron que, en la mayoría de los sitios, la tasa de degradación de los ecosistemas de arrecifes de coral había aumentado debido a las actividades humanas.

Se ha señalado que los erizos y las anémonas de mar están sometidos a una presión extractiva intensa y creciente que tiene un impacto negativo sobre *P. kauderni* (Moore *et al.*, 2012). En 2015, un estudio sobre el estado de conservación de *P. kauderni* concluyó que el resultado más importante

sobre el estado del hábitat y el sustrato era la disminución grave y generalizada de la abundancia de los erizos de mar (*Diadema setosum*), que se consideran un sustrato esencial para *P. kauderni* (Vagelli, 2015): en el 53% de las localidades que se volvieron a estudiar en 2015 (tras el estudio anterior realizado en 2007) en 11 islas se observó una disminución en la abundancia de los erizos de mar (Vagelli, 2015). Además, el estudio mencionado reveló una baja abundancia generalizada y una disminución en la abundancia de las anémonas (y de los corales del género *Heliofungia* similares a las anémonas), otro sustrato vivo esencial para *P. kauderni* (Vagelli, 2015).

4.2 Tamaño de la población

A partir de estudios realizados en 2011 y 2012, Ndoobe *et al.* (2013c) estimaron que el tamaño total de la población en 2011-2012 era de 1,5 a 1,7 millones de ejemplares, aplicando el supuesto de que la estimación del hábitat disponible era de 30 a 34 km² [esto fue revisado posteriormente por Vagelli (2015), que redujo la estimación a 23 km²]. En 2015, se estimó que la población silvestre total de *P. kauderni* en su hábitat natural era de 1,4 millones de ejemplares (Vagelli, 2015). Esta estimación se basó en el estudio realizado en marzo de 2015 de 52 localidades que abarcaban el 90% del área de distribución geográfica natural de la especie, en el que se volvieron a estudiar muchas localidades, además de 18 localidades nuevas (Vagelli, 2015). En comparación con la estimación poblacional de 2,2 millones de ejemplares realizada en 2007 (Vagelli, 2008), esto representa una disminución poblacional del 36% en el intervalo de ocho años transcurrido entre ambas estimaciones.

4.3 Estructura de la población

P. kauderni forma grupos estables de distintos tamaños, normalmente de menos de 25 ejemplares (el mayor tamaño de grupo observado ha sido de 500 ejemplares en 2002) (Vagelli y Erdmann, 2002). Es habitual encontrar grupos de menor tamaño, que varían en función de la clase de edad y el hábitat (Vagelli, 2011). La relación de sexos de la población muestra un ligero sesgo hacia los machos (1,04 machos por hembra) (Vagelli y Volpedo, 2004). La mayoría de los peces que se observan en grupos son juveniles de gran tamaño o jóvenes adultos, y es poco habitual encontrar alevines (Vagelli y Erdmann, 2002; Vagelli, 2011). Vagelli (2011) señaló que los alevines se quedan en el hábitat de los padres y a menudo se ven solos, aunque suelen formar pequeños grupos; el tamaño de los grupos de alevines podría estar relacionado con el tipo de hábitat (Vagelli, 2004; 2011).

P. kauderni presenta el mayor grado de subdivisión de las poblaciones jamás documentado en relación con un pez marino en una escala geográfica tan pequeña (Hoffman *et al.*, 2005). La estructura genética de las poblaciones varía a distancias de tan solo 2 km; incluso las poblaciones que habitan en arrecifes de las mismas islas están genéticamente aisladas entre sí, lo que indica un flujo genético limitado entre los arrecifes de una misma isla. Por ejemplo, las pruebas de asignación realizadas en 12 poblaciones en la isla de Bangkulu mostraron una autorre asignación significativa en 10 de ellas (Vagelli *et al.*, 2009), y otro estudio indicó que las poblaciones presentaban una gran diferenciación filogenética, con una ausencia de flujo genético entre las poblaciones de la isla de Bangkuru (Bernardi y Vagelli, 2004). Se cree que esto se debe a 1) la ausencia de una fase larvaria pelágica; 2) una naturaleza sedentaria, apegada a su emplazamiento, de todas las fases vitales; 3) una asociación con sustratos de bajíos; y 4) la presencia de canales profundos y fuertes corrientes entre las islas, que aíslan a las poblaciones (Bernardi y Vagelli, 2004; Hoffman *et al.*, 2005, Vagelli, *et al.*, 2009). Estas características explican que *P. kauderni* tenga muy poca capacidad para volver a colonizar áreas de las que ha desaparecido (Vagelli, 2011). Este alto grado de diferenciación genética tiene implicaciones profundas para la conservación, dada la importancia de proteger toda la diversidad intraespecífica (Palumbi, 2003).

4.4 Tendencias de la población

P. kauderni está clasificada en la categoría de “En peligro” en la Lista Roja de la UICN por tener un área de ocupación muy pequeña, una grave fragmentación, una disminución poblacional continuada y desapariciones locales debido a su explotación para el comercio (Allen y Donaldson, 2007). Los primeros estudios cuantitativos de la especie se realizaron en 2001, unos cinco años después de que comenzara su extracción (Vagelli y Erdmann, 2002; Vagelli, 2005). Por lo tanto, se desconoce la abundancia histórica de la especie, aunque se han utilizado evaluaciones cuantitativas de la única población no explotada que se conoce para obtener una estimación de su abundancia inicial como referencia (Vagelli, 2008, 2011). Esta población habita en una bahía protegida y se calculó que su densidad era de 0,63 peces/m² en 2002 (Lunn y Moreau, 2004) y de 0,58 peces/m² en 2004 (Vagelli,

2011). Por lo tanto, se considera que la densidad de referencia estimada de *P. kauderni* en su área de distribución natural es de $\sim 0,6$ ind./ m², y que cualquier diferencia significativa respecto de este valor se debe a la intervención humana (Vagelli, 2008, 2011).

En 2001, se estimó que el tamaño de la población de *P. kauderni* era de unos 1,7 millones de ejemplares a partir de los estudios realizados en un número limitado de localidades, que se extrapolaron para abarcar toda el área de distribución de la especie (Vagelli, 2002). Tras estudios adicionales realizados en 2002 y 2004 en todo el archipiélago (50 islas y 159 localidades), se estimó que la población era de unos 2,4 millones de ejemplares (Vagelli, 2005). En 2007 se calculó que el tamaño de la población era de 2,2 millones de individuos (Vagelli, 2008).

Se empezaron a observar efectos negativos de las capturas sobre las poblaciones por primera vez en 2000, tras el establecimiento de una pesquería para la exportación en los años 1990 (Kolm y Berglund, 2003). Se observaron disminuciones drásticas debidas a la presión pesquera entre 2001 y 2007, incluida la extinción prácticamente total de una subpoblación de la isla de Limbo en 2004. Se observaron cuatro ejemplares en una localidad estudiada en la isla de Limbo en 2007 (Allen y Donaldson, 2007) y ocho ejemplares en 2015, lo que indica que la población no ha sido capaz de recuperarse (Vagelli, 2015). No se encontró ningún ejemplar en la segunda localidad estudiada en la isla de Limbo en 2015, por lo que se consideró que la población estaba extinta (Vagelli, 2015).

Las pequeñas subpoblaciones de las islas de Bakakan (estimación total: ~ 6.000 ejemplares en las islas del norte y del sur) observadas en 2001 se habían reducido a ~ 350 ejemplares en ambas islas en 2004 (Vagelli, 2008). Estas poblaciones no se han vuelto a recuperar: en 2007, se observaron unos 200 peces en la isla norte y unos 20 en la isla sur (Vagelli, 2005, 2008). En 2014, se señaló que los pescadores locales consideraban que la población de la isla de Bakakan era “pequeña y estaba disminuyendo” (Moore, 2014, com. pers. a Conant, 2014). En 2015, se observó que en toda la isla norte habitaban 350 ejemplares, y no se encontró ningún pez en la isla sur, donde el autor considera que es probable que la especie se haya extinguido (Vagelli, 2015, 2016).

Vagelli (2008) señaló que en 2007 la población en la localidad de estudio cercana a Masoni se había reducido a tan solo 38 ejemplares y que la población en la localidad de estudio frente a Peleng había sido prácticamente eliminada, ya que se encontraron solo 27 ejemplares. En 2015, se encontró solo un ejemplar en la localidad de estudio de la isla de Peleng, y se consideró que la población estaba prácticamente extinta; no se encontró ningún ejemplar en la localidad de estudio de Masoni, que se consideró probablemente extinta; en una búsqueda realizada en todas las localidades potencialmente habitables de la isla se encontraron solo 50 ejemplares (Vagelli, 2015).

Las evaluaciones de localidades realizadas por Marine Aquarium Council Indonesia en 2007 en Banggai, Bone Baru, Bone Bone, Liang y Teropot también revelaron que los tamaños poblacionales eran inferiores a los que se habían observado en el pasado; también se señaló que existía un consenso general entre los recolectores para decir que las poblaciones estaban sufriendo una sobreexplotación y que las localidades de recolección se abandonaban tras el colapso de las poblaciones (Lilley, 2008). Yahya *et al.* (2012) estudiaron 54 localidades entre 2007 y 2012, seleccionando las localidades en función de la distribución conocida en el pasado o información facilitada por comunidades y pescadores locales. Se confirmó la presencia de *P. kauderni* en 28 de las 54 localidades estudiadas, y se observó que la zona donde la especie era más común era la isla de Banggai y que la especie estaba ausente de la mayor parte de la isla de Pelang. Se consideró en términos generales que la especie estaba disminuyendo (Yahya *et al.*, 2012).

Visitas de localidades y entrevistas con las comunidades locales en 2011 y 2012 indicaron que la población total de *P. kauderni* estaba disminuyendo en el archipiélago de Banggai (Ndobe *et al.*, 2013a). En los estudios realizados en 2011 (10 estaciones en Banggai) y 2012 (14 estaciones) por Ndobe *et al.* (2013c) se observaron disminuciones poblacionales en seis de las ocho localidades, una disminución de la extensión del hábitat en siete localidades y disminuciones en la densidad de *P. kauderni* en cuatro localidades. Se concluyó que las poblaciones habían disminuido drásticamente en la última década (Ndobe *et al.*, 2013c). Ndobe *et al.* (2013c) consideraron que la degradación del hábitat, incluida la sobreexplotación del microhábitat de la especie, era la causa principal de las disminuciones poblacionales.

Vagelli (2015) señaló que la densidad media de las poblaciones estudiadas se había reducido de 0,08 individuos/m² en 2007 (rango 0,001-0,22) a 0,05 individuos/m² en 2015 (rango: 0,001 a 0,15 individuos/m²), y no se encontraron poblaciones cercanas a la densidad de referencia de la especie. De las 43 poblaciones estudiadas (22 islas), se consideró que el estado de la abundancia

de 33 (el 76%) de ellas era entre “vulnerable” (menos de 350 peces/localidad) y “crítico” (menos de 50 peces/localidad) (Vagelli, 2015). De las 31 poblaciones que fueron visitadas de nuevo en 2015, en 15 de ellas (el 48%) la abundancia era inferior a la observada en el estudio anterior, en cinco de ellas había disminuido hasta alcanzar niveles “críticos” y en tres localidades no se encontró la especie y por lo tanto se concluyó que era probable que se hubiera extinguido (Vagelli, 2015). En el censo realizado en 2015 no se observó ninguna población con mayor abundancia que en 2007. Además, las únicas tres poblaciones (de tres islas diferentes) que presentaron una mayor densidad en 2007 que en 2004 (Banggai4, Bokan y Labobo) y las tres poblaciones (de tres islas) que en 2007 tenían densidades de al menos 0,1 ind./m² (Bangkuru5, Banggai4 y Seku) mostraron disminuciones significativas en su abundancia en 2015 (véase el Cuadro 2). Se observó que el número de grupos de peces por localidad había disminuido de 36,4 en 2007 a 26,6 en 2015 (excepto en cuatro poblaciones que se consideraron erradicadas o en estado crítico); también se observó que el tamaño medio de los grupos en las localidades estudiadas había disminuido en un 39%, reduciéndose de 23 en 2007 a 14 en 2015 (Vagelli, 2015).

Cuadro 2. Variación en el número de grupos por localidad (4.800 m²), tamaño medio de los grupos y densidad (ind./m²) entre el censo de 2015 y el censo anterior (datos de Vagelli, 2015):

Año	Localidad	Grupos por localidad	Tamaño medio de los grupos	Densidad
2007	Banggai 4	62	12,5	0,15
2015	Banggai 4	18	18,5	0,07
2007	Bangkuru 5	38	28,4	0,19
2015	Bangkuru 5	13	19,4	0,05
2007	Bangkuru 6	19	55,3	0,218
2015	Bangkuru 6	41	15,2	0,13
2007	Bokan	49	23,5	0,23
2015	Bokan	41	13	0,11
2007	Labobo	25	20,6	0,1
2015	Labobo	14	2,4	0,01
2007	Seku E	47	10,2	0,1
2015	Seku E	28	6,9	0,04

Se observó que tres poblaciones que habían sufrido reducciones significativas debido a la sobreexplotación hasta 2007, cuando cesaron la capturas (Masoni, Limbo y Peleng) no se habían recuperado en 2015; por lo tanto, se concluyó que una vez que la abundancia de las poblaciones se reduce a niveles en torno a los 0,02 individuos/m², las poblaciones no consiguen recuperarse incluso si se elimina la presión extractiva (Vagelli, 2015). Estos hallazgos apoyan la caracterización de *P. kauderni* como especie con baja productividad que también está afectada por el efecto Allee (Kolm y Berglund, 2003; Vagelli, 2011).

Las poblaciones que fueron objeto de un seguimiento durante varios años mostraron una disminución significativa en la captura por unidad de esfuerzo. Entre 2000 y 2004, las capturas medias declaradas en Banggai disminuyeron de más de 1.000 peces/hora a 25-330 ind./hora (Vagelli, 2011). Antes de 2003, los pescadores del centro de acopio de BoneBaru normalmente tardaban un día en capturar unos 2.000 ejemplares (Vagelli, 2011). En 2007, indicaron que tardaban una semana en capturar la misma cantidad (Vagelli, 2011). En otros sitios se han documentado disminuciones similares (EC-Prep Project EP/RO3/R14, 2004).

La FAO (2007) consideró que la especie tiene un “alto” nivel de productividad basándose en su edad de madurez sexual y su longevidad y señaló que la densidad de la población de Masoni se había duplicado en tres años tras una prohibición de las capturas impuesta a escala local durante el período 2001-2004 (FAO, 2007). No obstante, este aumento se produjo en una población diezmada de unos 130 individuos. Después de tres años sin capturas, la población se incrementó solamente en unos 150 ejemplares. Además, en 2007 la población de Masoni sufrió un colapso, documentándose solo 37 individuos en la localidad estudiada (Vagelli, 2008). En 2015, Vagelli (2015) no observó ningún ejemplar en la localidad de estudio y consideró que esa población se había extinguido; en ese estudio se observó un total de unos 50 individuos en toda la isla de Masoni (Vagelli, 2015).

La fecundidad y productividad total de *P. kauderni* es densodependiente, por lo que la extracción de ejemplares da lugar a una pérdida acumulada de peces mucho mayor debido a los efectos de esta extracción sobre la producción anual (Vagelli, 2016).

P. kauderni tiene una fecundidad muy baja (las hembras producen grupos de solo unos 60 ovocitos maduros) y una fertilidad a menudo reducida (se pierden huevos fecundados durante el traslado de los huevos, reduciendo incluso más el número de alevines. Además, no todos los óvulos que se producen en una población se convierten en cigotos, ya que los machos limitan el rendimiento reproductivo de las hembras, determinando en última instancia la fecundidad de la población. En esta especie, en la que los roles sexuales están invertidos, para que se produzca la cópula las hembras deben competir por un macho receptivo. Así, no todas las hembras maduras de una población consiguen reproducirse en un determinado momento, lo que reduce la fecundidad potencial de la población. Además, los machos incuban cada puesta durante al menos 28 días y ayunan durante ese período, lo cual inhibe su capacidad de reproducirse inmediatamente después de liberar a una cohorte de alevines, lo que limita su disponibilidad. Por lo tanto, los machos solo tienen unos pocos ciclos reproductivos al año, lo que a su vez limita la tasa de reproducción y el reclutamiento máximo de la población (Vagelli, 2011).

4.5 Tendencias geográficas

Se desconoce la distribución geográfica histórica de *P. kauderni* en el archipiélago de Banggai; los primeros estudios exhaustivos realizados para determinar su distribución tuvieron lugar en 2001, unos cinco años después de que comenzara la extracción intensiva de esta especie. Durante los años siguientes se realizaron estudios adicionales, incluyendo más islas y muchas localidades nuevas (Vagelli y Erdmann, 2002, Vagelli, 2005, 2011, 2015; Yahya *et al.*, 2012). Se documentó la presencia de la especie en 34 de las 67 islas del archipiélago de Banggai. Se observó la especie en las aguas de ocho de las diez islas de gran tamaño, en diez de las once islas de tamaño mediano y en 16 de las 45 islas pequeñas e islotes (Vagelli, 2011, 2015).

Allen y Donaldson (2007) señalaron la desaparición de una subpoblación frente a la isla de Limbo en 2004. Ndobe *et al.* (2013a) indicaron que una población frente a Liang había desaparecido en 2012. En 2015, las poblaciones en las localidades de estudio de Masoni, Peleng, Limbo3 y las islas Bakakan, que habían disminuido todas drásticamente en 2007, se consideraron eliminadas al no encontrarse ejemplares en las tres primeras y observarse solo un ejemplar en Peleng en 2015 (Vagelli, 2015).

P. kauderni ha sufrido una reducción de su abundancia en torno al 90%, debido principalmente a la sobreexplotación para el comercio de peces ornamentales durante una década (Vagelli, 2008; 2015); las poblaciones están aisladas geográficamente y prácticamente no tienen ninguna conectividad, según lo demuestra su elevada diferenciación genética (Bernardi y Vagelli, 2004; Hoffman *et al.*, 2005; Vagelli *et al.*, 2009). Según Vagelli (2016), es un hecho irrefutable que la permanencia de *P. kauderni* está en juego, según lo demuestran las desapariciones de poblaciones que ya se han producido y afectan a una parte importante de su área de distribución (es indudable que el área ocupada por lo que queda de las poblaciones diezmaradas de las islas de Masoni y Limbo, la población pequeña y muy restringida encontrada en East Tempaus y las pequeñas poblaciones observadas al este de Limbo abarcan una parte considerable del área de distribución de la especie – véase el mapa) (Vagelli, 2008, 2011, 2015).

5. Amenazas

Se considera que la principal amenaza para la especie es la extracción intensiva para el comercio internacional de peces marinos ornamentales (Allen, 2000; Allen y Donaldson, 2007; Marini y Vagelli, 2007). La especie ha sufrido una fuerte explotación desde que empezó a ser conocida por los aficionados a los acuarios en 1995 (Vagelli, 2011). Las primeras estimaciones sobre su comercio muestran que a principios de la década de 2000 ya se exportaban al menos 600.000-700.000 peces/año (Vagelli, 2002; Vagelli y Erdmann, 2002; Lunn y Moreau, 2004).

P. kauderni es relativamente fácil de capturar debido a su naturaleza sedentaria y su tendencia a formar grupos en hábitats de aguas someras (Vagelli, 2008). Se ha informado de que los métodos de captura provocan una elevada mortalidad (Lilley, 2008). Se considera también el método de acorralar a los grupos de peces en redes también afecta al reclutamiento, ya que no se separa a los machos reproductores, que normalmente sueltan huevos o embriones durante la manipulación (Vagelli, 2011, 2015). Los informes

indican que las tasas de mortalidad en los depósitos de acopio y en tránsito también son elevadas (Lilley, 2008; Vagelli, 2011).

Se señala que otras amenazas para el hábitat de *P. kauderni* también están aumentando, particularmente la extracción intensiva de invertebrados bentónicos para el consumo local, entre los que figuran los erizos del género *Diadema* (a menudo utilizados para alimentar a peces carnívoros tales como el pez Napoleón (*Cheilinus undulatus*), incluido en el Apéndice II de la CITES, para su exportación ilegal) y las anémonas de mar, que son especies importantes del microhábitat de *P. kauderni* (Moore *et al.*, 2012; Ndobe *et al.*, 2013b). Se ha indicado que la pérdida de hábitat y la extracción de erizos de mar y anémonas ha dado lugar a una pérdida de refugios para los alevines y un aumento de la vulnerabilidad de *P. kauderni* a la predación (Yahya *et al.*, 2012). Vagelli (2015) ha señalado disminuciones en la abundancia de erizos de mar (*Diadema setosum*) (véase la sección 4.1), anémonas y corales del género *Heliofungia*, todos ellos substratos esenciales para *P. kauderni*.

Otras amenazas antropogénicas para *P. kauderni* que se han señalado son la destrucción del hábitat provocada por prácticas pesqueras destructivas (explosivos, cianuro y la destrucción del coral al capturar a los peces en redes) (Allen, 2000; Allen y McKenna, 2001; Moore *et al.*, 2012). Vagelli (2015) indicó que la pesca con explosivos sigue siendo una práctica generalizada en todo el archipiélago de Banggai. Se han documentado amenazas tales como el desarrollo costero, el vertido de efluentes y la escorrentía de aguas terrestres (Lilley, 2008; Moore *et al.*, 2012; Yahya *et al.*, 2012). También se ha señalado que la extracción de coral y la predación por la estrella de mar *Acanthaster planci* han tenido un impacto sobre la especie (Ndobe *et al.*, 2013b). Se ha documentado la degradación de los arrecifes de coral en varias localidades del archipiélago de Banggai en estudios realizados en 2004 y 2006 (Moore y Ndobe, 2009), y se ha observado que la cobertura de coral había disminuido de un 25% a un 11% en el hábitat de *P. kauderni* en Bone Baru entre 2004 y 2011 (Moore *et al.*, 2012). Se ha señalado que el virus *Megalocytivirus*, probablemente contraído en centros de importación o exportación, está causando una elevada mortalidad en los especímenes importados, aumentando aún más la pérdida de especímenes de origen silvestre (Weber *et al.*, 2009, Vagelli, 2011). Según los informes, hay frecuentes terremotos que afectan a varias zonas del archipiélago de Banggai y que pueden tener un impacto sobre poblaciones localizadas de *P. kauderni* (Allen y Donaldson, 2007).

Así, los riesgos demográficos de *P. kauderni* están influenciados tanto por procesos de depensación (estrechamente relacionados con su biología reproductiva, tales como la formación de parejas, la inversión de los roles sexuales, el efecto Allee) como por procesos catastróficos estocásticos. Entre estos últimos se incluyen catástrofes de origen natural (p. ej., la considerable destrucción del hábitat por tsunamis o terremotos, el fenómeno de El Niño, etc.) y la degradación antropogénica del hábitat y el substrato.

6. Utilización y comercio

6.1 Utilización nacional

La economía local no depende tradicionalmente de la captura y el comercio de *P. kauderni*; las exportaciones solo empezaron a finales de los años 1990 (Vagelli, 2011). En términos de valor económico, se estima que la contribución anual a la economía local de la venta de ejemplares de *P. kauderni* es de <0,03 % del PIB anual de la región (Vagelli, 2008, 2011; 2016), y la gran mayoría de los habitantes de Banggai se ganan la vida con la agricultura, el cultivo de algas y la pesca (Vagelli, 2008, 2011). Se han documentado pesquerías de *P. kauderni* en todas las islas principales del área de distribución de la especie (Lunn y Moreau, 2004; Vagelli, 2011). Los ejemplares de *P. kauderni* se envían desde el archipiélago de Banggai en barco a exportadores nacionales en Manado vía Tumbak y a exportadores de Bali vía Luwuk, Palu y Kendary, y también directamente a Bali. Hay empresas exportadoras de peces de acuario en Bali y también en Kendary y Manado (Sulawesi) (Vagelli, 2016).

6.2 Comercio lícito

Las primeras estimaciones sobre comercio se realizaron en 2001 y 2002 e indican que, durante ese período, se exportaban al menos entre 600.000 y 700.000 peces/año desde el archipiélago de Banggai (Vagelli y Erdmann, 2002, Lunn y Moreau, 2004). En 2007, la extracción estaba organizada por tres centros de acopio principales en las islas de Banggai, Bokan y Bangkuru, y se capturaban al menos unos 900.000 ejemplares por año (Vagelli, 2008). Los datos sobre las capturas en 2008 indican que las capturas en dos de los tres lugares principales de captura ascendieron a 236.373 ejemplares (Moore *et al.*, 2012). Los datos agregados sobre capturas en las tres localidades

principales fueron de 330.416 ejemplares en 2009 (Moore *et al.*, 2012). Según los registros, en 2009 y 2010 se enviaron a otros lugares 215.950 y 148.800 ejemplares de *P. kauderni*, respectivamente (Moore *et al.*, 2011; 2012). Aunque no se considera que estas cifras representen un registro completo del comercio, se piensa que muestran una reducción en los volúmenes de comercio en comparación con años anteriores (Moore *et al.*, 2011).

Según los informes, el tiempo que se tarda en enviar los ejemplares desde los centros de acopio a los centros de los compradores en el norte de Sulawesi, el sur de Sulawesi y Bali es de 2 a 5 días, y según cálculos conservadores la mortalidad oscila entre el 25% y el 50% (Vagelli, 2008, 2011). Por consiguiente, en el caso de *P. kauderni*, el número de ejemplares declarados oficialmente en el comercio representa una importante subestimación del número real de ejemplares extraídos del medio silvestre, lo que hace que sea difícil evaluar el verdadero impacto del comercio sobre la especie (Vagelli, 2011).

Los informes indican que *P. kauderni* se exporta a los Estados Unidos, Europa y Asia (Kolm y Berglund, 2003). La especie fue incluida en el Anexo D de los reglamentos sobre el comercio de especies silvestres de la Unión Europea (los reglamentos CE nº 338/97 y CE nº 865/2006 y sus enmiendas) el 11 de abril de 2008. Desde esa fecha, se realiza un seguimiento de las importaciones a la UE. Las exportaciones directas a la UE documentadas desde Indonesia fueron principalmente de ejemplares vivos (Cuadro 3). La mayor parte de este comercio fue declarado sin especificar la finalidad ni el origen, y se supone que el origen era silvestre. Las importaciones directas de peces vivos (registradas por número de ejemplares) en 2014 representaron el mayor volumen de comercio declarado desde 2008 (26.687). Según Rhyne *et al.* (2012), *P. kauderni* figuraba entre los 10 peces marinos de acuario importados en mayor número por los Estados Unidos de América durante el período entre mayo de 2004 y mayo de 2005, y se situaba en el 10º, el 11º y el 8º lugar entre los peces importados en mayores cantidades por los EE.UU. en 2008, 2009 y 2011, respectivamente, según datos preliminares presentados por Rhyne *et al.* (2015). A partir de los datos facilitados por Rhyne *et al.* (2012), las importaciones de los EE.UU. durante el período 2004-2005 se situaron en torno a los 180.000 ejemplares.

Cuadro 3. Importaciones directas de *Pterapogon kauderni* desde Indonesia a los 28 países de la UE durante el período 2008-2014.

Término (Unidad)	Finalidad	Origen	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	Total	
vivos (en blanco)	T	C		60					13	73	
		U		744	1561	4795	6885	6139	4763	24.887	
		W		77							77
		[En blanco]	1010								1010
-	-	I	86		6					92	
		-	10.217	11.226	439	7034	12.233	8315	49.464		
Subtotal vivos (en blanco)			1096	11.098	12.793	5234	13.919	18.372	26.687	62.512	
vivos (kg)								2,4		2,4	

Fuente: Base de datos sobre el comercio CITES, PNUMA-CMVC, Cambridge (Reino Unido), descargado el 25/02/2016

Durante un estudio de campo que finalizó en 2015, se observó que el centro de acopio ubicado en Bokan no estaba activo, aunque se observaron mayores actividades de capturas y compras en la zona vecina de Topopot (isla de Telopo) (Vagelli, 2016). Se observó también que los envíos de *P. kauderni* desde el archipiélago de Banggai estaban menos centralizados que en el pasado y que pasaban menos ejemplares por los centros de acopio debido a un incremento del transporte “público” (embarcaciones de pequeño y mediano tamaño y lanchas rápidas) para enviar ejemplares de *P. kauderni* directamente fuera del archipiélago, particularmente a Luwuk (Sulawesi central). Según Vagelli (2016), se observó este nuevo método de transporte en islas con una gran actividad extractiva, tales como Banggai y Bangkuru, y en consecuencia no se estaban declarando las capturas a la oficina local (de Banggai) de pesca y cuarentena. Según los informes, se ha vuelto más difícil evaluar los volúmenes comercializados y la mortalidad durante el transporte, porque hay menos oportunidades de encontrarse con las embarcaciones de los compradores en distintos lugares del archipiélago. No obstante, en 2015 se encontraron redes que contenían miles de ejemplares de *P. kauderni* en varias islas, tales como Banggai, Bangkuru y Telopo, y no parece haber disminuido la presión extractiva en comparación con años anteriores (Vagelli, 2015, 2016).

6.3 Partes y derivados en el comercio

Según la base de datos sobre el comercio CITES, todo el comercio declarado es de ejemplares vivos.

6.4 Comercio ilícito

Según los informes, pescadores indonesios que no proceden de las islas de Banggai capturan esta especie de forma ilegal (sin los permisos adecuados) y la exportan a las islas vecinas (Moore *et al.*, 2011; 2012).

6.5 Efectos reales o potenciales del comercio

La extracción para el comercio internacional ha provocado desapariciones locales y disminuciones pronunciadas de la población que han contribuido a que la especie esté clasificada en la categoría de "En peligro" en la Lista Roja de la UICN (Allen y Donaldson, 2007). A partir de estudios realizados en 2015, Vagelli (2015) concluyó que la población de *P. kauderni* sigue estando en grave peligro principalmente debido a la sobreexplotación para el comercio internacional de peces ornamentales, que provocará la extinción de más poblaciones y la erradicación de determinadas líneas genéticas si sigue sin regularse el comercio.

Los métodos utilizados para capturar ejemplares de *P. kauderni* tales como empujar a los erizos de mar a una jaula para que los peces los sigan también pueden tener un impacto sobre las poblaciones de erizos (Kolm y Berglund, 2003). Según Vagelli (2011), la población introducida del estrecho de Lembah, resultante de liberaciones de ejemplares a lo largo de rutas comerciales, se considera invasora y es posible que esté teniendo un impacto negativo sobre la biodiversidad local debido a la competencia interespecífica.

Las poblaciones de especies que presentan una diferenciación genética microgeográfica extrema se deberían conservar como unidades reproductoras independientes (Rocha *et al.*, 2007; Hauser y Carvalho, 2008; Reis *et al.*, 2009). Vagelli (2016) considera que si no se toman medidas para disminuir los niveles actuales de extracción, la captura no regulada de ejemplares de la especie para el comercio de peces marinos ornamentales unida a la pérdida de hábitat podrían provocar la extinción de más poblaciones. Distintos autores han puesto de relieve la necesidad de proteger a *P. kauderni* y/o de establecer restricciones sobre su captura (p. ej., Allen, 2000, Allen y Werner, 2002; Kolm y Berglund, 2003; Lunn y Moreau, 2004, Marini y Vagelli, 2007; Rainer, 2000; Vagelli, 2011, 2013; Vagelli y Volpedo, 2004; Vagelli y Erdmann, 2002; Wabnitz *et al.*, 2003).

7. Instrumentos jurídicos

7.1 Nacional

P. kauderni no es una especie protegida en Indonesia con arreglo al Reglamento gubernamental nº 7/1999 sobre la conservación de las especies silvestres (*Government Regulation No. 7/1999 on Preservation of Wild Flora and Fauna*).

7.2 Internacional

P. kauderni fue incluida en el Anexo D del Reglamento de la Comisión (UE) nº 318/2008 en abril de 2008 y más recientemente en el Reglamento de la Comisión (UE) nº 1320/2014.

8. Ordenación de la especie

8.1 Medidas de gestión

Según los informes, entre las medidas de gestión adoptadas para *P. kauderni* cabe mencionar un plan de acción multianual para la especie (*Banggai Cardinalfish Action Plan 2007-2012*), elaborado por interesados locales y nacionales (Ndobe y Moore 2008), la inclusión de la conservación de la especie en el plan de la Iniciativa nacional del triángulo de coral de Indonesia (*Coral Triangle Initiative*) y un área marina protegida (AMP) a escala del distrito (Ndobe *et al.*, 2012). El plan de acción fue elaborado con el objetivo de centrarse en la conservación, el comercio y la gestión (Moore *et al.*, 2011) y contemplaba el establecimiento de un centro llamado *Banggai Cardinalfish Centre* en

la isla de Banggai para coordinar las medidas de conservación y gestión de la especie (Lilley, 2008). No obstante, en 2011 aún no se había puesto en marcha ningún sistema de seguimiento integrado ni exhaustivo y no se disponía de conjuntos de datos (Moore *et al.*, 2011). Además, se señaló que, a fecha de 2011, el centro no tenía electricidad ni presupuesto operativo y dependía de voluntarios para su funcionamiento (Moore *et al.*, 2011).

Los cupos comerciales propuestos por los interesados locales en 2010 no se mantuvieron en los años siguientes, principalmente debido a la falta de apoyo jurídico (Yahya *et al.*, 2012). Además, tras concluir el plan de acción en 2012, no existía ningún mecanismo de conservación ni de gestión efectivo a largo plazo para *P. kauderni* (Ndobe *et al.*, 2013c). Además, la región fue dividida en dos distritos administrativos en 2013, y se señaló que el *Banggai Cardinalfish Centre* debía ser aprobado oficialmente en los nuevos distritos para mantener su legalidad (Ndobe, com. pers. a Conant, 2014).

Otras medidas de gestión señaladas han sido la elaboración de legislación en forma de un plan de gestión de la pesca de la especie, el establecimiento de una red de áreas protegidas en el distrito en 2007 y actividades de conservación o restauración del hábitat a escala de la comunidad (Moore y Ndobe, 2013). Sin embargo, en 2012, el AMP aún estaba en fase de planificación (Ndobe *et al.*, 2012). Además, solo se designaron dos islas para la conservación de *P. kauderni*, y la especie ni siquiera se encuentra en una de ellas (Togong Lantang). Además, los autores reconocen que el diseño de la red de AMP fue inadecuado teniendo en cuenta aspectos relativos a la población y diversidad genética de *P. kauderni*, ya que la gran mayoría de las poblaciones conocidas de *P. kauderni* y la mayor parte de la diversidad genética que se conoce se encuentran fuera de los límites del AMP (Ndobe *et al.*, 2012).

Ndobe *et al.* (2012) consideran que sigue sin hacerse frente a las amenazas para el hábitat y la pérdida de microhábitats, al igual que Yahya *et al.* (2012). Lilley (2008) también señaló la falta de zonas de prohibición de las capturas en el marco de un plan regional coordinado y el problema de que algunas zonas de prohibición de capturas cercanas a la orilla establecidas por la población local son destruidas por personas de otros lugares. Yahya *et al.* (2012) consideran que faltan controles de la aplicación de las medidas de gestión, que se sigue capturando y exportando la especie sin declarar dichas actividades y que las medidas para realizar un seguimiento del comercio no se están aplicando adecuadamente. A partir de estudios realizados en 2011-2012, Ndobe *et al.* (2013c) consideran que la especie aún no se está aprovechando de forma sostenible.

En 2015, se completó un estudio detallado de los esfuerzos locales de gestión y conservación de *P. kauderni* (Vagelli, 2015) que incluía entrevistas con autoridades regionales y locales tales como funcionarios gubernamentales y otros interesados locales, entre los que figuraban más de una docena de jefes de aldeas, recolectores de peces y comerciantes de toda la región de Banggai (Vagelli, 2015). En el marco del estudio se visitaron los sitios donde se había indicado la existencia de medidas de conservación destinadas a la conservación de *P. kauderni*, tales como el *Banggai Cardinalfish Centre* y las AMP (Vagelli, 2015). Se observó que no se había llevado a cabo ningún programa coordinado ni efectivo de conservación en la región de Banggai desde que *P. kauderni* fue clasificada en la categoría de "En peligro" en la Lista Roja de la UICN en 2007. El estudio también reveló que los esfuerzos locales de conservación no se habían llevado a cabo (generalmente por falta de apoyo financiero o técnico) o estaban mal diseñados, de forma que no se obtuvo ningún efecto positivo sobre la mejora del estado de conservación de *P. kauderni* (Vagelli, 2015).

A fecha de marzo de 2015 no se había establecido físicamente ninguna AMP y las autoridades locales no estaban haciendo un seguimiento real de las capturas de *P. kauderni* (Vagelli, 2015). Los resultados del estudio mencionado más arriba sobre la conservación de la especie se resumieron en un informe que se compartió con las Autoridades CITES de Indonesia y el Instituto Indonesio de Ciencias (LIPI) (Vagelli, 2016).

8.2 Supervisión de la población

Entre las actividades específicas incluidas en el plan de acción nacional de Indonesia para la Iniciativa del triángulo de coral relativas a *P. kauderni* figuraban evaluaciones poblacionales y el seguimiento del comercio (National Secretariat of CTI-CFF Indonesia, 2009). No obstante, no se ha puesto en práctica ningún sistema exhaustivo de seguimiento y se han obtenido pocos tipos de datos de forma periódica y a largo plazo (Moore *et al.*, 2011). Además, se han observado varias deficiencias en las actividades de seguimiento locales, tales como una falta de protocolos de seguimiento, de coordinación entre organizaciones y de datos de referencia (Moore *et al.*, 2011). Vagelli (2015) considera que el seguimiento de la pesquería por las autoridades de cuarentena y de

pesca de la isla de Banggai es inadecuado, dado que el nivel de cumplimiento de los requisitos de presentación de informes es deficiente.

8.3 Medidas de control

8.3.1 Internacional

Ninguna, aunque las importaciones a la UE son objeto de un seguimiento (véase la sección 7.2).

8.3.2 Nacional

Thornhil (2012) señala que los gobiernos regionales tienen la autoridad de gestionar los recursos marinos en Indonesia. No obstante, se indica que esto no se ha puesto en práctica aún de forma satisfactoria debido a la falta de un marco jurídico, lo cual ha dado lugar a la necesidad de aclarar las funciones de distintos órganos de gobierno (Indrawan y Suseno, 2008).

En 1995, se emitió una normativa que prohíbe la extracción de cualquier tipo de peces ornamentales sin un permiso gubernamental en el Distrito de Banggai. No obstante, la distribución natural de la especie se encuentra fuera del Distrito de Banggai cubierto por esta normativa.

Según los informes, la ley establece que todo comercio de *P. kauderni* debe someterse a los controles de la autoridad responsable de la inspección y cuarentena de las especies marinas (*Fish Quarantine and Inspection Agency*) antes de cruzar fronteras administrativas internas o antes de la exportación (Moore *et al.*, 2011). Sin embargo, la gran mayoría del comercio no se declara a ese organismo (Vagelli, 2016). Yahya *et al.* (2012) señalan que ejemplares no declarados de *P. kauderni* entran en el mercado internacional por varias vías de acceso en el archipiélago de Banggai y en toda Indonesia. Según Vagelli (2015), en 2015 la pesquería de *P. kauderni* no estaba siendo objeto de ningún seguimiento digno de mención por las autoridades locales de pesca o de cuarentena, que según los informes se basan en la decisión “voluntaria” de los compradores de cumplir las normas. Vagelli (2015) indica que en las pocas ocasiones en las que los compradores informan a las autoridades de pesca, es poco habitual que los inspectores de cuarentena inspeccionen los cargamentos de peces y que, en su lugar, son los compradores los que llevan muestras a los inspectores para que evalúen la salud de los peces. Vagelli (2015) señala que los funcionarios no realizan estimaciones del número de ejemplares que se exportan desde la región de Banggai, y no se documenta la mortalidad asociada a la recolección y el transporte. Cuando se inspeccionan los envíos, solo se hace una estimación de las cajas o bolsas (Vagelli, 2015).

8.4 Cría en cautividad y reproducción artificial

Los informes indican que la cría en cautividad de la especie es una alternativa viable a la captura de ejemplares silvestres (Ross y Pedersen, 1998; Marini y Vagelli, 2007; Vagelli, 2004b, 2011). Se considera que *P. kauderni* se adapta bien a las condiciones de cautividad y se puede criar y hacer crecer en cautividad durante todo su ciclo vital para fines comerciales (Ross y Pedersen, 1998; Marini y Vagelli, 2007; Roozbehfar *et al.*, 2012). En 1997, la Academia de Ciencias Acuáticas de Nueva Jersey inició un programa de cría en cautividad y se han descrito todos los aspectos de la biología reproductiva de esta especie (Vagelli, 1999, 2004b). Se ha indicado que existen programas de investigación en curso en el marco del plan de acción para la especie en centros de investigación sobre acuicultura de Ambon y Bali (Moore y Ndobe, 2013). También se ha señalado que, en Tailandia, un criadero de acuicultura a gran escala empezó a criar ejemplares de *P. kauderni* en cautividad para exportarlos en 2012 (Talbot *et al.*, 2013).

Se ha indicado que, aunque la cría en cautividad de la especie es posible, los peces de origen silvestre son mucho más baratos y por lo tanto aún son objeto de un amplio comercio (Vagelli, 2011).

8.5 Conservación del hábitat

El gobierno indonesio prohíbe la utilización de sustancias químicas o explosivos para capturar peces (Ley de Pesca nº 31/2004, art. 8(1)). No obstante, se señala que esta práctica sigue existiendo

(Vagelli, 2011) y se considera que los daños provocados a los arrecifes de coral por la pesca con explosivos son generalizados en el archipiélago de Banggai, incluso en áreas protegidas (Talbot *et al.*, 2013; Vagelli, 2015).

En 2007, se designó un área marina protegida (AMP) compuesta por 10 islas con el objetivo principal de proteger la especie *P. kauderni* en dos de ellas (Ndobe *et al.*, 2012). No obstante, se ha señalado que tres de las islas tienen poblaciones de *P. kauderni* pero no han sido designadas específicamente para la protección de la especie, mientras que la especie no habita en una de las islas designadas con el objetivo específico de protegerla (Ndobe *et al.*, 2012). Se considera que el AMP fue diseñada inadecuadamente desde el punto de vista de la conservación en lo relativo al mantenimiento de la diversidad genética intraespecífica; los informes indican que 15 de las 17 poblaciones genéticamente distintas entre sí se encuentran fuera de los límites del AMP (Ndobe *et al.*, 2012). Ndobe *et al.* (2013c) señalaron que el AMP aún no se había llevado a cabo en la práctica y que no había ningún plan de gestión para ella. Se ha indicado que la división del archipiélago de Banggai en dos distritos en 2013 ha hecho que el AMP no sea válida (Ndobe y Moore, 2013b). Vagelli (2015) señaló que a fecha de marzo de 2015 no se había establecido ninguna AMP en la región de Banggai.

8.6 Salvaguardias

P. kauderni fue una de las primeras especies incluidas en el proyecto “Frozen Ark”, un programa para conservar el material genético de especies en peligro (Williams, 2004).

9. Información sobre especies similares

No hay especies similares. *P. kauderni* es fácil de distinguir de otros peces, incluidos los de su misma familia (Apogonidae).

10. Consultas

En 2015 la Unión Europea y sus Estados Miembros iniciaron una consulta a Indonesia como único Estado del área de distribución. Las autoridades de Indonesia indicaron en abril de 2016 que, basándose en las consultas realizadas a nivel nacional, consideraban que la especie no cumplía los criterios de inclusión en la CITES. Indonesia señaló además que agradecería cualquier apoyo para reforzar los esfuerzos para la conservación de la especie y la participación de las comunidades.

11. Observaciones complementarias

Los Estados Unidos presentaron una propuesta para incluir la especie *P. kauderni* en el Apéndice II de la CITES con arreglo al Criterio B del Anexo 2a de la Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP13) a la CdP14 (CoP 14 Prop. 19). La propuesta fue retirada.

A partir de una revisión de la bibliografía publicada y de las investigaciones realizadas entre 2004 y 2013, Ndobe y Moore (2013b) concluyeron que *P. kauderni* cumple cinco criterios (está en peligro, es rara, tiene un área de distribución restringida [es endémica], ha sufrido una disminución pronunciada de sus poblaciones silvestres y tiene una capacidad reproductiva baja) que justifican que se le otorgue una protección limitada con arreglo a las disposiciones de la ley PP n° 60/2007. En 2011, la propuesta de incluir a *P. kauderni* en la lista de especies con protección restringida en la legislación nacional de Indonesia fracasó (Ndobe y Moore, 2013b).

En 2014, el Servicio Nacional de Pesquerías Marinas (NMFS) de los EE.UU. realizó un examen del estado de *P. kauderni* para determinar si estaría justificado proteger a la especie incluyéndola en la lista de especies en peligro de los EE.UU. (*Endangered Species Act*, ESA). El examen concluyó que la especie estaba en situación de riesgo moderado de extinción (Conant, 2014). En consecuencia, se propuso la inclusión de *P. kauderni* como especie en peligro en la ESA en 2014. El 20 de enero de 2016, la especie fue incluida en la categoría de “Amenazada” en la ESA, entrando en vigor el 19 de febrero de 2016. No se han realizado cambios en la reglamentación relativa al comercio o la tenencia de la especie (National Oceanic and Atmospheric Administration, 2016).

12. Referencias

Allen, G.R. 2000. Threatened fishes of the world: *Pterapogon kauderni* Koumans, 1933 (Apogonidae). *Environmental Biology of Fishes*, 57: 142.

- Allen, G.R. and Donaldson, T.J. 2007. *Pterapogon kauderni*. Available at: <http://www.iucnredlist.org>. [Accessed: 18 May 2015].
- Allen, G.R. and McKenna, S.A. 2001. A Marine Rapid Assessment of the Togeang and Banggai Islands, Sulawesi, Indonesia. Washington (DC). 1-145 pp.
- Allen, G. R. and Steene, R.C. 1995. Notes on the Ecology and Behaviour of the Indonesian Cardinalfish (Apogonidae) *Pterapogon kauderni* Koumans. *Rev. Fr. Aquariol*, 22: 7–9.
- Allen, G.R. and Werner, T.B. 2002. Coral reef fish assessment in the “coral triangle” of southeast Asia. *Environmental Biology of Fishes*, 65: 209–214.
- Bernardi, G. and Vagelli, A. 2004. Population structure in Banggai cardinalfish, *Pterapogon kauderni*, a coral reef species lacking a pelagic larval phase. *Marine Biology*, 145: 803–810.
- Conant, T.A. 2014. Endangered Species Act Draft Status Review Report: Banggai Cardinalfish, *Pterapogon kauderni*. 40 pp.
- Erdmann, M. V and Vagelli, A. 2001. Banggai cardinalfish invade Lembeh Strait. *Coral Reef*, 20: 252–253.
- FAO. 2007. FAO Fisheries Report No. 833 Second FAO ad hoc expert advisory panel for the assessment of proposals to amend Appendices I and II of CITES concerning commercially-exploited aquatic species. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. 141 pp.
- Fraser, T.H. & Allen, G.R. (2010) Cardinalfishes of the genus *Apogonichthyoides* Smith, 1949 (Apogonidae) with a description of a new species from the West-Pacific region. *Zootaxa*, 2348, 40–56.
- Hoffman, E.A., Kolm, N., Berglund, A., Arguello, J.R. and Jones, A.G. 2005. Genetic structure in the coral-reef-associated Banggai cardinalfish, *Pterapogon kauderni*. *Molecular ecology*, 14(5): 1367–75.
- Hauser, L. and Carvalho, G. 2008. Paradigm shifts in marine fisheries: ugly hypotheses slain by beautiful facts. *Fish and Fisheries*, 9: 333-362.
- Indrawan, M. and Suseno 2008. The complications of CITES inclusion of endemic species in Indonesia: Lessons learned from an in-country deliberation on protecting the Banggai cardinalfish, *Pterapogon kauderni*. *SPC Live Reef Fish Information Bulletin*, 18: 13-16.
- Kolm, N. and Berglund, A. 2003. Wild Populations of a Reef Fish Suffer from the ‘Nondestructive’ Aquarium Trade Fishery. *Conservation Biology*, 17(3): 910–914.
- Koumans, F. 1933. On a new genus and species of Apogonidae. *Zool. Med. Mus. Leiden* 16:78.
- Lilley, R. 2008. The Banggai cardinalfish: An overview of conservation challenges. *SPC Live Reef Fish Information Bulletin*, 18: 3-12.
- Lunn, K.E. and Moreau, M.-A. 2004. Unmonitored trade in marine ornamental fishes: the case of Indonesia’s Banggai cardinalfish (*Pterapogon kauderni*). *Coral Reefs*, 23: 344-351.
- Mabuchi, K., T. H. Fraser, H. Song, Y. Azuma, and M. Nishida. 2014. Revision of the systematics of the cardinalfishes (Percomorpha: Apogonidae) based on molecular analyses and comparative reevaluation of morphological characters. *Zootaxa* 3846:151–203.
- Marini, F. 1999. Captive care and breeding of the Banggai cardinal fish ‘*Pterapogon kauderni*’. Available at: http://www.reefs.org/library/talklog/f_marini_020799.html. [Accessed: 12 May 2015].
- Marini, F. and Vagelli, A. 2007. Banggai Cardinalfish: The aquarium hobby’s new poster child for an endangered species. A 10yr update. *CJ. Of Aquatic Science, Travel and Adventure*, 2:41-54.
- Moore, A. and Ndobe, S. 2007. Discovery of an introduced Banggai Cardinalfish population in Palu Bay, Central Sulawesi, Indonesia. *Coral Reefs*, 26(3): 569–569.
- Moore, A. and Ndobe, S. 2009. Reefs at risk in Central Sulawesi, Indonesia - status and outlook. *Proceedings of the 11th International Coral Reef Symposium*, Ft.Lauderdale, Florida, 7-11 July, 1(840-844).
- Moore, A. pers. comm. to Conant, T.A., 2014 in Conant, T.A. 2014. Endangered Species Act Draft Status Review Report: Banggai Cardinalfish, *Pterapogon kauderni*. 40 pp.
- Moore, A. and Ndobe, S. 2013. The Banggai cardinalfish: An overview of management and conservation initiatives. *Galaxea, Journal of Coral Reef Studies*, (Special Issue): 238-242.

- Moore, A., Ndobe, S., Salanggon, A. and Rahman, A. 2012. Banggai cardinalfish ornamental fishery: The importance of microhabitat. *Proceedings of the 12th International Coral Reef Symposium*, (July): 9-13.
- Moore, A., Ndobe, S. and Zamrud, M. 2011. Monitoring the Banggai cardinalfish , an endangered restricted range endemic species. *Journal of Indonesia Coral Reefs*, 1(2): 99-113.
- National Oceanic and Atmospheric Administration 2016. Endangered and Threatened Wildlife and Plants; Final Listing Determinations on Proposal To List the Banggai Cardinalfish and Harrison's Dogfish Under the Endangered Species Act. Available at: <https://www.federalregister.gov/articles/2016/01/20/2016-00943/endangered-and-threatened-wildlife-and-plants-final-listing-determinations-on-proposal-to-list-the>. [Accessed: 20 January 2016].
- National Secretariat of CTI-CFF Indonesia 2009. *Indonesia National Plans of Action*. 1-52 pp.
- Ndobe, S., Herawati, E.Y., Setyohadi, D., Moore, A., Palomares, M.L.D. and Pauly, D. 2013a. Life history of Banggai cardinalfish, *Pterapogon kauderni* (Actinopterygii: Perciformes: Apogonidae), from Banggai Islands and Palu Bay, Sulawesi, Indonesia. *Acta Ichthyologica Et Piscatoria*, 43(3): 237–250.
- Ndobe, S. and Moore, A. 2008. Banggai cardinalfish: towards a sustainable ornamental fishery. In: *Proceedings of the 11th International Coral Reef Symposium*, 7-11 July. Ft. Lauderdale, Florida.
- Ndobe, S. and Moore, A. 2013a. Banggai cardinalfish (*Pterapogon kauderni*) populations (stocks) around Banggai Island, a geometric and classical morphometric approach. *PeerJ PrePrints*.
- Ndobe, S. and Moore. 2013b. Limited protection status as a conservation tool for the ornamental fish *Pterapogon kauderni*.
- Ndobe, S., Moore, A. Salanggon, A.I.M., Muslihudin, Setyohadi, D., Herawati, E.Y., Soemarno. 2013c. Banggai cardinalfish (*Pteropogon kauderni*) Management - an ecosystem-based approach.
- Ndobe, S. and Moore, A. 2005. Potensi dan Pentingnya Pengembangan Budidaya In-situ *Pterapogon kauderni* (Banggai Cardinalfish). *InfoMAI*, 4(2): 9–14.
- Ndobe, S., Moore, A., Madinawati, N. and Serdiati, N. 2013b. The Banggai cardinalfish: An overview of local research (2007-2009). *Galaxea, Journal of Coral Reef Studies*, 243–252.
- Ndobe, S. pers. comm. to Conant, T.A., 2014 in Conant, T.A. 2014. *Endangered Species Act Draft Status Review Report: Banggai Cardinalfish, Pterapogon kauderni*. 40 pp.
- Ndobe, S. Tadulako University, personal communication 2014
- Ndobe, S., Setyohadi, D., Herawati, E.Y., Soemarno and Moore, A. 2012. An ecological and social approach to Banggai cardinalfish conservation management. In: *Proceedings of the 12th International Coral Reef Symposium*, 9-13 July 2012. Cairns, Australia.
- Palumbi, S.R. 2003. Population genetics, demographic connectivity, and the design of marine reserves. *Ecol. Applications*, 13: 146–158.
- Reiss, H., Hoarau, G., Dickey-Collas, M. and Wolf, W. 2009. Genetic population structure of marine fish: mismatch between biological and fisheries management units. *Fish and Fisher*.10: 361-395.
- Rhyne, A.L., M.F., T., Szczebak, J.T. and Holmberg, R.J. 2015. When one code = 2,300 species: Expanding our understanding of the trade in aquatic marine wildlife. *PeerJ PrePrints*, 3: e1447.
- Rhyne, A.L., Tlusty, M.F., Schofield, P.J., Kaufman, L., Morris, J. a and Bruckner, A.W. 2012. Revealing the appetite of the marine aquarium fish trade: the volume and biodiversity of fish imported into the United States. *PLoS one*, 7(5): e35808.
- Rocha, L., Craig, M., and Bowen, B. 2007. Phylogeography and the conservation of coral reef fishes. *Coral Reefs*, 26: 501-512.
- Roosbehfar, R., Mehdi, B., Kiani, F. and Sedaghat, M. 2012. Captive breeding of Banggai cardinalfish, *Pterapogon kauderni* (Koumans, 1933) for exit of IUCN Red List. *World Journal of Zoology*, 7(4): 273–278.
- Ross, R. and M. Pedersen. 2008. Breeding the Banggai cardinalfish. It's so easy, anyone can do it! *Reef Hobbyist Magazine*, Fourth Quarter(2): 6-10.
- Talbot, R., Pedersen, M., Wittenrich, M.L. and Moe, M.A. 2013. *Banggai cardinalfish: a guide to captive care, breeding, and natural history*. Reef to Rainforest Media, Shelburne, Vermont. 159 pp.

- Thornhill, D.J. 2012. Ecological impacts and practices of the coral reef wildlife trade. Defenders of Wildlife, Washington D.C., USA.
- Vagelli, A. pers. comm. to Allen, G.R. and Donaldson, T.J., 27 February 2007 in Allen, G.R. and Donaldson, T.J. 2007. *Pterapogon kauderni*. Available at: <http://www.iucnredlist.org>. [Accessed: 18 May 2015].
- Vagelli, A.A. 1999. The reproductive ecology and early ontogeny of the mouthbrooding Banggai cardinalfish, *Pterapogon kauderni* (Perciformes, Apogonidae). *Environmental Biology of Fishes*, 56: 79–82.
- Vagelli, A. 2002. Notes on the biology, geographic distribution, and conservation status of the Banggai cardinalfish *Pterapogon kauderni* Koumans 1933, with comments on captive breeding techniques. *Tropical Fish Hobbyist*, 84–88.
- Vagelli, A.A. 2004a. Ontogenetic shift in habitat preference by *Pterapogon kauderni*, a shallow water coral reef apogonid, with direct development. *Copeia*, 2004(2): 364–369.
- Vagelli, A.A. 2004b. Significant increase in survival of captive-bred juvenile Banggai cardinalfish *Pterapogon kauderni* with an essential fatty acid enriched diet. *J. World Aqua. Soc.*, 35(1): 61-69.
- Vagelli, A.A. 2005. Reproductive biology, geographic distribution and ecology of the Banggai cardinalfish *Pterapogon kauderni* Koumans, 1933 (Perciformes, Apogonidae), with Considerations on the Conservation Status of this Species on its Natural Habitat. PhD Thesis. University of Buenos Aires. 276 pp.
- Vagelli, A.A. 2008. The unfortunate journey of *Pterapogon kauderni*: A remarkable apogonid endangered by the international ornamental fish trade, and its case in CITES. *SPC Live Reef Fish Information Bulletin*, 18: 17–28.
- Vagelli, A.A. 2011. The Banggai cardinalfish: natural history, conservation, and culture of *Pterapogon kauderni*. Wiley-Blackwell, UK. 203 pp.
- Vagelli, A.A. 2015. Update on populations' condition of the Banggai cardinalfish *Pterapogon kauderni*. Unpublished report. 18 pp. (available upon request at: <https://federalregister.gov/a/2016-00943>).
- Vagelli, A.A. 2016. Personal communication to UNEP-WCMC.
- Vagelli, A., M. Burford, and Bernardi, G. 2009. Fine scale dispersal in Banggai Cardinalfish, *Pterapogon kauderni*, a coral reef species lacking a pelagic larval phase. *Mar. Genomics*, 1: 129–134.
- Vagelli, A.A. and Erdmann, M. 2002. First comprehensive ecological survey of the Banggai cardinalfish, *Pterapogon kauderni*. *Environmental Biology of Fishes*, 63(1): 1–8.
- Vagelli, A.A. and Volpedo, A. V. 2004. Reproductive ecology of *Pterapogon kauderni*, an endemic apogonid from Indonesia with direct development. *Environmental Biology of Fishes*, 70: 235–245.
- Wabnitz, C., Taylor, M., Green, E. and Razak, T. 2003. From ocean to aquarium. Cambridge, UK: United Nations Environment Programme–World Conservation Monitoring Center. 67 pp.
- Weber, S., Waltzek, T., Young, D., Twitchell, E., Gates A., Vagelli, A., Risatti, G., Hedrick, R. and Frasca S. 2009. Systemic Iridovirus Infection in the Banggai Cardinalfish (*Pterapogon kauderni*). *J.Vet. Diag. Invest.*, 21(3): 306-320.
- Williams, N. 2004. Frozen ark to hold samples of endangered species. *Current Biology*, 14(16): 638–9.
- Yahya, Y., Mustain, A., Artiawan, N., Reksodihardjo-Lilley, G. and Tlusty, M.F. 2012. Summary of results of population density surveys of the Banggai cardinalfish in the Banggai Archipelago, Sulawesi, Indonesia, from 2007-2012. *AACL Bioflux*, 5(5): 303–308.